



Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola, Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh

Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat

Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat

Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola,
Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh

ISBN 978-951-38-7322-6 (nid.)
ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 978-951-38-7323-3 (URL: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>)
ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>)

Copyright © VTT 2009

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

VTT, Vuorimiehentie 3, PL 1000, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 4374

VTT, Bergsmansvägen 3, PB 1000, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 4374

VTT Technical Research Centre of Finland, Vuorimiehentie 3, P.O. Box 1000, FI-02044 VTT, Finland
phone internat. +358 20 722 111, fax + 358 20 722 4374

Toimitus Mirjami Pullinen

Edita Prima Oy, Helsinki 2009

Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola, Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh. Uudet jätteenkäsittely-keskusten vesienhallintatekniikat [New techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills]. Espoo 2009. VTT Tiedotteita – Research Notes 2502. 94 s. + liit. 11 s.

Avainsanat waste treatment center, water treatment, heavy metals, reactive materials, sulphate reduction

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa on kehitetty uusia teknis-taloudellisesti käyttökelpoisia ja ekotehokkaita ratkaisuja yhdyskuntien jätteenkäsittelykeskusten ja teollisuuden kaatopaikkojen vesien käsittelyyn ja hallintaan. Julkaisussa tarkastellaan suomalaisissa jätteenkäsittelykeskuksissa ja kaatopaikoilla syntyvien vesien laatua sekä esitellään Suomessa ja ulkomailla toteutettuja keskusten vesien erilliskäsittelysovelluksia. Hankkeen kokeellisessa tutkimuksessa keskityttiin raskasmetallipitoisten vesien käsittelyyn soveltuviin menetelmiin. Valittuja tekniikoita olivat biologinen sulfaatinpelkistys ja reaktiiviset sivutuotemateriaalit. Molemmilla tekniikoilla saatiin erittäin lupaavia tuloksia metallipitoisten vesien käsittelyssä.

Jatkossa tulisi keskittyä tutkittujen tekniikoiden tarkempien toimivuusalueiden ja reunaehtojen selvittämiseen. Hankkeessa on luotu hyviä valmiuksia tekniikoiden kehitystyön jatkamiseen suuremman mittakaavan pilot-laitoksissa. Hankkeessa on myös kehitetty kohdekohtaisesti sovellettavissa oleva menettelytapa jätteenkäsittelykeskusten vesien hallinnan suunnitteluun. Excel-ohjelmaan rakennetun menetelmän avulla voidaan arvioida muun muassa keskuksen vesienhallintatoimien kokonaistaloudellisuutta.

Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola, Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh. New techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills [Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat]. Espoo 2009. VTT Tiedotteita – Research Notes 2502. 94 p. + app. 11 p.

Keywords waste treatment center, water treatment, heavy metals, reactive materials, sulphate reduction

Abstract

In this research project new techno-economically feasible and eco-efficient techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills have been developed. In this publication water quality on existing Finnish waste treatment centers and landfills has been reviewed. Examples of segregated water treatment solutions at waste treatment centers and landfills in Finland and abroad have been introduced. Experimental research concentrated on treatment of heavy metal contaminated waters. Studied techniques were biological sulphate reduction and reactive by-product materials as filter media. Both techniques yielded promising results in the treatment of heavy metal bearing waters.

Next step of the research should be more precise study on the boundary conditions of the chosen techniques. Good basis for scaling up the treatment techniques from laboratory to pilot scale plants exists after this research project. In addition an excel-based site-specifically applicable procedure for comparing water management alternatives of waste treatment centers and landfills has been developed. Applying the procedure comparisons on e.g. economy of viable water management options can be made.

Alkusanat

Tämän Tekesin rahoittaman tutkimuksen tavoitteena oli kehittää uusia teknis-taloudellisesti käyttökelpoisia ja ekotehokkaita ratkaisuja yhdyskuntien jätteenkäsittelykeskusten ja teollisuuden kaatopaikkojen vesien käsittelyyn ja hallintaan. Tutkimuksessa keskityttiin kehityskelpoisiksi todettujen uusien teknologioiden sovelluksiin, jotka olivat 1) sulfaatinpelkistykseen perustuva tuhka- ja kaatopaikkojen ja teollisuuden kaatopaikkojen suola- ja metallipitoisten vesien käsittely, 2) biofilmi-prosessin ja kalvotekniikan yhdistelmään perustuva käsittelymenetelmä yhdyskuntajätteen kaatopaikoilla ja biologisissa jätteenkäsittelyprosesseissa syntyvien vesien käsittelyyn ja 3) reaktiiviset teollisuuden sivutuotemateriaalit tuhka- ja kaatopaikkojen ja teollisuuden kaatopaikkojen metallipitoisten vesien käsittelyssä.

Hankkeessa arvioitiin laboratorio- ja pilot-mittakaavaisten tutkimusten perusteella näillä menetelmillä saavutettavaa puhdistustehoa ja soveltuvuutta erilaisille vesille. Osana tutkimusta laadittiin kohdekohtaisesti sovellettavissa oleva menettelytapa jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintajärjestelmän suunnitteluun ja vesienhallintatoimien kokonaistaloudellisuuden arviointiin.

Tutkimus toteutettiin VTT:n ja Teknillisen korkeakoulun yhteishankkeena. VTT:n osahankkeen kohteellinen tutkimus painottui metalli- ja suolapitoisten vesien käsittelyyn ja TKK:n osahanke typpipitoisten ja orgaanisia aineita sisältävien vesien käsittelyyn. Tässä raportissa käsitellään pääosin VTT:n osahankkeessa saatuja tuloksia. TKK:n osahankkeen keskeisimmistä tuloksista on esitetty yhteenveto. Yritykset voivat hyödyntää tutkimuksen tuloksia vesien käsittelytarpeen arvioinnissa sekä teknisesti, taloudellisesti ja ympäristöllisesti optimaalisten vesienkäsittelymenetelmien vertailussa ja valinnassa.

Tutkimusta rahoittivat Tekesin lisäksi Jätelaitosyhdistys, YTV, Ekokem-Palvelu Oy Ab, Kuusakoski Oy, Sarlin Oy, Nordic Envicon Oy, T&A Mämmelä Oy, Nurmijärven kunta, Päijät-Hämeen Jätehuolto Oy ja VTT. Hankkeen johtoryhmään kuuluivat seuraavat henkilöt:

Esa Nummela, JLY, puheenjohtaja
Asko Vesanto, Tekes
Jukka Taskinen, YTV
Ville Yrjänä, Ekokem-Palvelu Oy
Vesa Raitanen, T&A Mämmelä Oy
Kari Lammi, Sarlin Hydro Oy
Mikko Kotro, Nordic Envicon Oy
Antero Vattulainen, Kuusakoski Oy
Juha Koivisto, Nurmijärven kunta
Esa Mäkelä, VTT

Tommi Kaartinen (23.6.08 asti Paula Eskola), VTT, sihteeri.

VTT:n tutkimusryhmän vastuuhenkilönä toimi tiiminvetäjä Esa Mäkelä ja projektipäällikkönä tutkija Tommi Kaartinen (23.6.2008 asti tutkija Paula Eskola). TKK:n tutkimusryhmän vastuuhenkilönä ja projektipäällikkönä toimi yliassistentti Markku Pelkonen.

Tutkimusryhmässä olivat mukana VTT:lta tutkija Elina Vestola, erikoistutkija Ulla-Maija Mroueh, erikoistutkija Jutta Laine-Ylijoki, tutkija Elina Merta sekä tekn. yo Senja Poukka. TKK:lta tutkimukseen osallistuivat tutkija Yu Wang sekä erikoislaboratoriomestari Aino Peltola.

Espoo 26.10.2009

Tekijät

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	3
Abstract	4
Alkusanat.....	5
Termien selitykset	9
1. Johdanto	11
2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet	13
2.1 Kaatopaikkavedet	13
2.1.1 Suotovesien laatuun vaikuttavat tekijät	13
2.1.2 Vesissä esiintyvät haitta-aineet.....	14
2.1.2.1 Orgaaniset yhdisteet	14
2.1.2.2 Typpi	15
2.1.2.3 Fosfori.....	15
2.1.2.4 Kiintoaine	15
2.1.2.5 Anionit.....	16
2.1.2.6 Metallit	16
2.1.3 Tavanomaisen jätteen kaatopaikkavedet	16
2.1.4 Ongelmajätteen kaatopaikan vedet.....	20
2.1.4.1 Kukkuroinmäen jätekeskuksen ongelmajätteen kaatopaikka, Joutseno ..	20
2.1.4.2 Riikinnevan jätelaitos, pilaantuneen maan ja ongelmajätteen kaatopaikka, Leppävirta	21
2.1.5 Teollisuusjätteiden metalli- ja suolapitoiset kaatopaikkavedet	23
2.2 Kaivostoiminnan happamat vedet.....	27
2.3 Vesien erilliskäsittelyn nykytila.....	29
2.3.1 Tilanne Suomessa	29
2.3.2 Kansainvälisiä esimerkkejä.....	30
2.3.2.1 Flörsheim-Wickerin jätteenkäsittelykeskus, Saksa.....	30
2.3.2.2 Fernthalin käytöstä poistettu kaatopaikka, Saksa	31
2.3.2.3 Eiterköpfen kaatopaikka, Saksa.....	32
2.3.2.4 Mechernichin kaatopaikka, Saksa.....	33
2.3.2.5 Kaatopaikkaveden käsittelylaitos, Viro (Kunda)	34
2.4 Jätteenkäsittelykeskusten vesiä koskevat vaatimukset	34
2.4.1 Lait ja säädökset sekä niiden asettamat vaatimukset	34
2.4.1.1 Jätelainsäädäntö.....	34
2.4.1.2 Vesi- ja ympäristölainsäädäntö	35
2.4.2 Kaatopaikkavesien laadulle asetetut vaatimukset Suomessa.....	39
2.4.3 Kaatopaikkavesien laadulle asetetut vaatimukset ulkomailla.....	43
3. Kokeellisen tutkimuksen lähtökohdat.....	45
3.1 Tausta	45
3.2 Tavoitteet.....	45
3.3 Tutkitut käsittelyvaihtoehdot	46

3.3.1	Reaktiiviset materiaalit	46
3.3.2	Sulfaatinpelkistys	47
4.	Reaktiiviset materiaalit	50
4.1	Tutkimuksen toteutus	50
4.1.1	Materiaalit	51
4.1.2	Vedet	53
4.1.3	Tutkimusohjelma ja menetelmät	54
4.2	Tulokset	56
4.2.1	Reaktiivisten materiaalien karakterisointi	56
4.2.2	Reaktiivisten materiaalien metalliensidontakyky	58
4.2.2.1	Tuhkavesi	59
4.2.2.2	Kaatopaikkavesi	60
4.2.2.3	Keinotekoinen vesi	60
4.2.3	L/S-suhteen vaikutus metalliensidontakykyyn	61
4.2.4	Kontaktiajan vaikutus metalliensidontakykyyn	63
4.2.5	pH-olosuhteiden vaikutus metalliensidontakykyyn	63
4.2.6	Läpivirtauskoe masuunihiekalla	64
4.2.7	Tulosten tarkastelu ja päätelmät	69
5.	Sulfaatinpelkistys	70
5.1	Tutkimuksen toteutus	70
5.1.1	Syötevesi	70
5.1.2	Reaktorikokeet	71
5.1.3	Analyysit	72
5.2	Tulokset	72
5.3	Tulosten tarkastelu	74
5.4	Päätelmät	75
6.	Yhteenvedo TKK:n osahankkeesta	76
7.	Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi	78
7.1	Tavoitteet	78
7.2	Kuvaus	79
7.3	Käyttö	80
7.4	Esimerkki mallin käytöstä	81
8.	Yhteenvedo ja jatkotutkimustarpeet	88
	Lähdeluettelo	89

Liitteet

Liite A: Liuenneiden aineiden pitoisuudet ravistelukokeissa

Liite B: Liuenneiden aineiden pitoisuudet ravistelukokeissa

Liite C: Menetelmiä kaatopaikkavesien erilliskäsittelyyn

Termien selitykset

Määritelmät koskevat tätä raporttia.

Jätteenkäsittelykeskus	Jätteenkäsittelyyn erikoistunut toimipaikka, johon kuuluvat kaikki jätteenkäsittelyyn liittyvät toiminnot alueella, kuten jätteiden vastaanotto-, lajittelu- ja hyötykäyttöalueet, kompostointi- tai muut jätteen käsittelytoiminnot, vesien ja kaasun keräily ja käsittely sekä eri loppusijoitusalueet.
Kaatopaikka	Jätteen loppusijoituspaikka tai -alue, jolla jätettä sijoitetaan maan päälle tai maahan (VNp 861/1997); tässä työssä kaatopaikalla tarkoitetaan jätetäyttöä.
Jätteenkäsittelykeskuksen vesi	Kaatopaikkavesi; kaatopaikalle sijoitetun jätteen läpi suotautuva tai muu jätteenkäsittelykeskuksessa muodostuva likaantunut vesi, joka on useiden liuenneiden ja kiinteiden aineiden muodostama seos; sisältäen suotovedet, jätteen käsittelyprosesseissa syntyvät vesivirrat, kenttävedet, suojaumpausvedet ym. Tähän eivät sisälly ”puhtaat” pintavaluntavedet, mikäli niitä ei johdeta suotovesialtaaseen.
Suotovesi	Kaatopaikalle sijoitetun jätteen läpi suotautuva vesi.

1. Johdanto

Jätteenkäsittelyn keskittyminen yhdessä päästövaatimusten sekä kunnallisten vesilaitosten vastaanottoehtojen kiristymisen kanssa edellyttää todennäköisesti Suomessakin jatkossa jätteenkäsittelyssä syntyvien vesien käsittelyn tehostamista. Biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen vähentämisvaatimusten myötä erityisesti yhdyskuntien kaatopaikoille sijoitettavan jätteen laatu muuttuu. Todennäköisesti käsittelykeskuksessa on useita loppusijoitusalueita esimerkiksi tuhkille tai muulle epäorgaaniselle jätteelle sekä orgaanista ainesta sisältävälle materiaalille. Monivaiheisessa laitospöytäseläessä käsittelyssä syntyy myös uusia vesivirtoja, kuten jätteiden biologisten käsittelyprosessien poistovedet, kaasupesurien poistovedet sekä käsittelykenttien ja varastoalueiden valumavedet. Syntyvät vedet ovat laadultaan hyvinkin erilaisia. Biohajoavien jätteiden käsittelyvesissä ongelmana ovat erityisesti orgaaninen aine ja typpi; epäorgaanisten jätteiden käsittelyvesissä taas muun muassa anionit (sulfaatti, kloridi ym.), raskasmetallit tai muut epäorgaaniset aineet. Kehittämällä käsittelyalueiden vesien käsittelyä ja kierrätystä voidaan ympäristöön joutuvia päästöjä sekä alueen veden kulutusta ja ulos johdettavan veden määrää vähentää. Samalla voidaan parantaa vesien käsittelyn kustannustehokkuutta.

Raskasmetallipitoisten vesien käsittelytarve tulee kasvamaan muun muassa jätteiden polton yleistyessä. Tuhkia ja kaasunkäsittelyjätteitä syntyy jatkossa satoja tuhansia tonneja vuodessa. Syntyvät tuhkat tullaan todennäköisesti sijoittamaan erityisille tuhka-kaatopaikoille. Kaasunpuhdistusjäte ja lentotuhka on käsiteltävä erikseen ennen loppusijoittamista niiden suurten haitta-ainepitoisuuksien vuoksi, mutta pohjatuhka voidaan sijoittaa pääosin sellaisenaan. Raskasmetallipitoisia vesiä syntyy myös teollisuuden kaatopaikoilla. Kaatopaikkoja koskevien säännösten yhtenäistyessä myös teollisuuden kaatopaikkojen vesien käsittelyä koskevat vaatimukset tiukenevat. Yhdyskuntajätteiden käsittelykeskusten vesien hallintaan käytettävät teknologiat ovat sovellettavissa myös teollisuuskaatopaikoilla syntyvien vastaavanlaatuisten vesien käsittelyyn.

Kaatopaikkoja pyritään entistä enemmän hallitsemaan prosesseina, mikä on luonut tarpeita myös vesienhallinnan ja mittausteknologian kehittämiseksi. Suotovesien kierrätys, jota on tutkittu muun muassa Streams-ohjelman Kaatopro-hankkeessa (Sormunen et al. 2005), on yksi kaatopaikan stabiloimisen tehostamiseen mahdollisesti soveltuvista keinoista. Myös pesu voi tulla kyseeseen yhtenä loppusijoitettavien jätevirtojen (tuhkat, pilaantuneet maat, helppoliukoisia haitta-aineita sisältävät teollisuusjätteet) esikäsittelyvaihtoehtona. Nämä prosessit voidaan liittää osaksi jätteenkäsittelykeskuksen vesitaloutta esimerkiksi siten, että syöttövetenä käytetään alueella syntyviä jätevesiä riittävästi puhdistettuna. Kehittämällä käsittelyalueelle optimoitu vesien käsittely- ja kierrätysjärjestelmä voidaan alueen veden kulutus ja ulos johdettavan veden määrä minimoida. Alueella voidaan ainakin osittain käyttää prosessien syöttövetenä vettä, joka ei täytä ulosjohdettavalle vedelle asetettavia vaatimuksia.

1. Johdanto

Happamien kaivosvesien käsittelyyn hyvin tuloksin käytettyä biologista sulfaatinpelkistysmenetelmää voidaan todennäköisesti soveltaa myös muiden raskasmetalli- ja sulfaattipitoisten vesien käsittelyyn. Sen sovelluksia on toistaiseksi tutkittu hyvin vähän, mutta esimerkiksi Jyväskylän yliopiston (Sormunen 2005) jätteenpolton pohjakuonan suotovedellä tekemissä kokeissa saavutettiin positiivisia tuloksia sulfaatin ja raskasmetallien poistossa. Yhdistämällä menetelmä kalvoerotukseen voidaan tarvittaessa poistaa myös muita suoloja, kuten klorideja.

Vaihtoehtona raskasmetallipitoisten vesien käsittelyyn on reaktiivisten eristemateriaalien käyttö joko maanalaisissa eristeseinämissä, patoratkaisuissa tai mahdollisesti myös haitta-aineita sitovana kaatopaikan pohjamateriaalina. Menetelmän käyttö ei vaadi maan päällistä tilaa tai käyttöenergiaa, ja siten sen käyttökustannukset jäävät alhaisiksi. Suomessa menetelmän käyttöä orgaanisilla liuottimilla piilaantuneen pohjaveden käsittelyssä on tutkittu Suomen Ympäristökeskuksen ja VTT:n toteuttamassa RESET-hankkeessa, jonka puitteissa Orivedelle asennettiin toukokuussa 2006 pilot-mittakaavan reaktiivinen seinämä. Projektissa on pyritty luomaan hyvät edellytykset reaktiivisten seinämien laajemmalle käyttöönotolle kehittämällä menetelmän käytössä tarvittavia tutkimus-, suunnittelu- ja seurantatekniikoita. Reaktiivisena materiaalina seinämissä käytetään yleisimmin metallista rautaa, joka soveltuu metallipitoisten ja orgaanisia liuottimia sisältävien vesien käsittelyyn. Myös erilaiset rautapitoiset sivutuotemateriaalit voivat soveltua tarkoitukseen. Koska seinämissä tarvittavat materiaalmäärät ovat suuria, on reaktiivinen seinämä vartenotettava kohde jätteiden tai teollisuuden sivutuotteiden hyödyntämiseen.

Jätteenkäsittelyn vesien tyypin poistossa olennainen kysymys on veden alhainen hiili-typpisuhte. On tarpeen kehittää ja testata sellainen käsittelymenetelmä, joka voi toimia alhaisella hiili-typpisuhteella ja jossa vältetään kokonaan hiilenlisäyksen tarve prosessin aikana. Tällöin prosessin käyttökustannukset pienenevät olennaisesti. Lähtökohtana tyypeä runsaasti sisältävän veden biologisen käsittelyn kehittämisessä on se, että nykyistä taloudellisempia ja käyttövarmempia menetelmiä voidaan soveltaa biofilmiprosessin avulla. Sovelluskohteena ko. biologiselle prosessille ovat kaatopaikka- sekä kompostointilaitoksen vedet, yhteiskäsittelynä tai erikseen. Erilliskäsittelyn etuna on se, että kompostointiprosessissa muodostuvat vedet on mahdollista jatkokäsittää ja kierrättää takaisin jätteenkäsittelyprosessiin. Tällöin tarvitaan biologisen käsittelyn lisäksi jatkokäsittelyä, jossa muun muassa hygieniakysymykset ovat olennaisesti mukana. Vartenotettavin vaihtoehto tälle on kalvotekniikan soveltaminen. Luvussa 6 esitetään yhteenveto TKK:n osahankkeen keskeisimmistä tuloksista.

Tässä raportissa käsitellään erityyppisillä kaatopaikoilla ja jätteenkäsittelykeskuksissa syntyvien vesien laatua ja käsittelytarvetta. Kokeellisen työn tulosten perusteella arvioidaan yllä kuvattujen menetelmien soveltuvuutta ja rajoituksia suola- ja metallipitoisten vesien käsittelyssä. Lyhyemmin raportissa kuvataan myös muita kuin tässä yhteydessä kokeellisesti tutkittuja jätteenkäsittelykeskusten vesien käsittelyyn soveltuvia menetelmiä. Lisäksi esitetään hankkeessa kehitetty kohdekohtaisesti sovellettavissa oleva menettelytapa jätteenkäsittelykeskusten vesien hallinnan suunnitteluun.

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

2.1 Kaatopaikkavedet

2.1.1 Suotovesien laatuun vaikuttavat tekijät

Kaatopaikan suotovedet muodostuvat sadevedestä, joka sataa jätetäytön päälle ja kulkeutuu jätetäytön läpi. Samalla vesi liuottaa ja huuhtelee jätteestä erilaisia yhdisteitä. Aineiden kulkeutuminen riippuu niiden liukoisuusominaisuuksista sekä veden virtauksesta, haihtumisesta ja sitoutumisesta jätetäytössä. Suotovesien laatuun ja määrään vaikuttavat

- jätteiden määrä- ja laatu
- jätetäytön ikä ja hajoamisvaihe
- kaatopaikan koko (pinta-ala ja täytön paksuudet)
- kaatopaikan täyttökniikka ja -nopeus
- kaatopaikan vesitase (tuleva, lähtevä, varastoituvan veden määrä)
- kaatopaikan pohja- ja seinämärakenteet (tiiviyys, pohjarakenteen päällä vaikuttava veden paine)
- peittorakenteet (mm. vedenläpäisevyys, kaltevuus) ja peiton vaihe
- vesien johtamisjärjestelyt
- lähiympäristön pohjasuhteet
- pintavesien laatu ja virtaamat
- alueen tyyppi (tavanomaisen jätteen täyttöalue, kompostointilaitos tai -kenttä, hyötykäyttöalue, pilaantuneiden maiden varastokenttä, ongelmajätteen kaatopaikka, teollisuusjätteen kaatopaikka, tuhkan läjitysalue ym.)
- ilmastolliset olosuhteet.

Kaatopaikkarakenteilla voidaan vaikuttaa merkittävästi suotovesien muodostumiseen. Kaatopaikat tulisi suunnitella siten, että kaatopaikan ulkopuolelle satavat ja siellä muodostuvat vedet eivät päätyisi kaatopaikalle. Jätetäyttö tulisi peittää, jotta veden suotautuminen jätetäyttöön olisi mahdollisimman vähäistä ja sadevedet päätyisivät alueen ulkopuolelle. Lisäksi suotovesien pääsy maaperään estetään riittäväillä pohja- ja seinämärakenteilla. Täyttövaiheessa olevan kaatopaikan suotoveden määrä on tyypillisesti vuositasolla 40–55 % sadannasta. Pintarakenteiden asennuksen jälkeen veden määrä on enää 5–30 % sadannasta, pintarakenteesta riippuen (Pelkonen 2006).

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Jätetäytön sisäiset vedet kerätään usein täytön pohjalle asetettujen salaojaputkistojen avulla. Putkista vesi kerätään kaivoihin tai tasausaltaisiin, joista se voidaan johtaa edelleen vedenkäsittelylaitokselle, erilliseen käsittelyyn tai kierrätykseen. Jätteenkäsittelykeskuksissa syntyvien vesien (tässä raportissa jätteenkäsittelykeskuksen vesi = kaatopaikkavesi) laatu ja määrä voivat vaihdella vesijakeittain hyvin paljon. Käsittelyyn johdettaviin vesiin kuuluu itse täyttöalueen suotovesien lisäksi muiden alueiden, kuten kompostointi-, hyötykäyttö- tai liikennealueiden vesiä. Nämä paitsi kasvattavat kokonaisvesimääriä myös vaikuttavat vesien laatuun. Lisäksi vesimäärien vaihtelut voivat olla kausittain suuria. Esimerkiksi lumen sulamisesta yhden kuukauden aikana syntyvät vedet voivat vastata 25 %:a koko vuoden vesimäärästä (Pelkonen 2006). Kuormitushuippujen tasaaminen esimerkiksi tasausaltailla tai optimoidulla pumppauksella onkin usein tarpeen.

Riippuen jätteen laadusta ja kaatopaikalla vallitsevista olosuhteista vesissä esiintyviä haitta-aineita ovat pääasiassa ravinteet (typpi ja fosfori), suolat, kiintoaines, liuennut orgaaninen aines, metallit sekä metallipitoiset orgaaniset yhdisteet. Jätetäytön iällä on vaikutusta varsinkin suotoveden orgaanisen aineksen ja metallien pitoisuuksiin. Orgaanisen aineksen pitoisuudet ovat suuria nuorilla ja pieniä vanhoilla kaatopaikoilla. Ammoniumtyypen, fosforin ja kloridin pitoisuudet eivät sen sijaan ole riippuvaisia jätetäytön iästä. Metallien liukeneminen on seurausta pH:n laskusta, joka on todennäköisintä nuorilla kaatopaikoilla. Teollisuusjätteen kaatopaikoilla loppusijoitettava materiaali sisältää yleensä vähemmän biologisesti hajoavaa materiaalia kuin yhdyskuntajäte, jossa veden orgaanisen aineen ja ravinteiden pitoisuudet ovat yleensä suurempia. Vastaavasti teollisuuden kaatopaikoilla metallien ja suolojen pitoisuudet sekä pH ja johtokyky ovat usein suurempia.

Kaatopaikalla syntyvien vesien laatu ja määrä asettavat lähtökohdan vesien hallinnalle. Tässä luvussa käsitellään jätteenkäsittelykeskusten vesissä esiintyviä haitta-aineita sekä vesien laatua erityyppisillä kaatopaikoilla.

2.1.2 Vesissä esiintyvät haitta-aineet

2.1.2.1 Orgaaniset yhdisteet

Jätteenkäsittelykeskusten vedet (tässä = kaatopaikkavedet) sisältävät lukuisia erilaisia orgaanisia yhdisteitä, jotka voidaan jakaa helposti ja vaikeasti biohajoaviin yhdisteisiin. Helposti biohajoavia yhdisteitä ovat muun muassa suurimolekyyliset proteiinit, hiilihydraatit ja rasvat. Ne pilkkoutuvat orgaanisen toiminnan seurauksena yksinkertaisemmiksi yhdisteiksi. Anaerobisissa oloissa syntyviä hajoamistuotteita ovat esimerkiksi aminohapot, sokerit ja glyseroli, jotka pilkkoutuvat edelleen pienimolekyylisiksi karboksyylihapoiksi (VFA, *volatile fatty acids*) ja hajoavat lopulta hiilidioksidiksi ja metaaniksi. (Marttinen et al. 2000). Vaikeasti hajoavia orgaanisia yhdisteitä ovat muun muassa humusyhdisteet ja synteettiset kemikaalit. Humus koostuu tyypillisesti suurimolekyylisistä yhdisteistä, jotka sisältävät karboksyyli- ja fenoliryhmiä. Humus sisältää sekä aromaattisia että alifaattisia yhdisteitä. Monien metallien liukeneminen ja kulkeutuminen kaatopaikalta voi lisääntyä niiden muodostaessa liukoisia yhdisteitä humuksen kanssa. (Marttinen et al. 2000; Trebouet et al. 2001.)

Kaatopaikkavedet sisältävät myös orgaanisia haitta-aineita, jotka ovat liuenneet kaatopaikalle sijaitetuista jätteistä tai syntyneet jätteiden biohajoamisen seurauksena. Kaatopaikkavesissä havaittuja orgaanisia haitta-aineita on lukuisia, mutta niiden pitoisuudet suomalaisilla kaatopaikoilla ovat melko

pieniä. Yleisimpiä orgaanisia haitta-aineita ovat erilaiset hiilivedyt, bentseenit, fenolit, dioksiinit ja furaanit. (Marttinen et al. 2000.)

BOD (*biological oxygen demand*, biologinen hapenkulutus) kuvaa veden sisältämän biologisesti hajoavan orgaanisen aineen määrää ja COD (*chemical oxygen demand*, kemiallinen hapenkulutus) kemiallisesti hajoavan orgaanisen aineen määrää. Suomalaisilla nuorilla kaatopaikoilla vesien keskimääräinen BOD-pitoisuus on 2 800 mg/l ja COD-pitoisuus 4 600 mg/l. Vanhemmilla kaatopaikoilla keskimääräiset arvot, 270 mg/l (BOD) ja 550 mg/l (COD), laskevat huomattavasti, vaikka suuriakin pitoisuuksia voi esiintyä. On raportoitu, että BOD- ja erityisesti COD-pitoisuudet ovat ulkomailla suurempia kuin Suomessa COD:n tyypillinen keskimääräinen pitoisuus on 18 000 mg/l. (Tchobanoglous et al. 1993; Marttinen et al. 2000.)

Hapenkulutuksen tunnuslukujen suhde, BOD/COD, kertoo kaatopaikan sisältämien jätteiden hajoamisen tilasta. Mitä pienempi suhdeluku on, sitä pidemmälle jäte on hajonnut. Nuorilla kaatopaikoilla, joilla tapahtuu vielä biologista hajoamista, vesien VFA-pitoisuus on suuri ja BOD/COD-suhdeluku tyypillisesti noin 0,4–0,5. Vanhempien, jo stabiilissa tilassa olevien kaatopaikkojen vedessä helposti hajoavan orgaanisen aineksen määrä on vähentynyt ja ainoastaan humus on jäljellä. Vanhojen kaatopaikkojen vesien BOD/COD-suhde on tyypillisesti alle 0,1. (Marttinen et al. 2000; Kurniawan et al. 2006.)

2.1.2.2 Typpi

Typpi on merkittävin kaatopaikkavesien sisältämä kuormittaja erityisesti yhdyskuntajätteiden kaatopaikoilla. Typpi ei varastoidu jätekerrokseen tai vapaudu ilmakehään vaan kulkeutuu kaatopaikoilta vesien mukana. Typeä vapautuu kaatopaikalta veteen kymmenien vuosien ajan, ja sen pitoisuudet ovat suuria sekä nuorten että vanhojen kaatopaikkojen vesissä. (Kettunen et al. 1994; Ettala 1998.)

Kaatopaikkavesissä typpi on pääosin ammoniumtyppimuodossa ($\text{NH}_4\text{-N}$), jota muodostuu jätteiden sisältämien proteiinien anaerobisen hajoamisen seurauksena. Sen keskimääräinen pitoisuus nuorilla suomalaisilla kaatopaikoilla on noin 130 mg/l ja vanhemmilla 68 mg/l. Kaatopaikkaveden sisältämän kokonaistypen määrä on vastaavasti nuorilla kaatopaikoilla keskimäärin 130 mg/l ja vanhemmilla 87 mg/l. Muita kaatopaikkavesissä esiintyviä typpiyhdisteitä ovat muun muassa amiinit ja aminohapot. Kaatopaikkavesien nitraatti- ja nitriittipitoisuudet ovat yleensä hyvin pieniä, sillä nitrifikaatio eli ammoniumtyypen hapettuminen nitraatiksi vaatii happea, jota jätetäytön anaerobisissa oloissa ei yleensä ole tarjolla. Vedessä ammoniumtyppi on pH:sta riippuen joko ammonium-ioneina tai ammoniakkinä. (Marttinen et al. 2000.)

2.1.2.3 Fosfori

Kaatopaikkavedet sisältävät yleensä vain vähän fosforia verrattuna viemäriveresiin. Tyypillinen kokonaisfosforipitoisuus suomalaisissa kaatopaikkavesissä on noin 2,4 mg/l nuorilla ja 0,7 vanhemmilla kaatopaikoilla. (Marttinen et al. 2000.)

2.1.2.4 Kiintoaine

Suotoveden sisältämän kiintoaineen määrä vähenee kaatopaikan iän myötä. Keskimääräinen kiintoainepitoisuus nuorilla suomalaisilla kaatopaikoilla on noin 127 mg/l ja vanhoilla 83 mg/l. Kansainväli-

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

sesti kaatopaikkavesien keskimääräisistä kiintoainepitoisuuksista on esitetty huomattavasti suurempia arvoja. (Tchobanoglous et al.1993; Marttinen et al. 2000.)

2.1.2.5 Anionit

Kaatopaikkavesissä yleisimmin esiintyviä epäorgaanisia anioneja ovat kloridi (Cl⁻) ja vetykarbonaatti (HCO₃⁻). Kaatopaikalla sijoitetuista jätteistä riippuen vesissä voi esiintyä myös sulfaattia, nitraattia, syanidia, bromidia ja fluoridia. (Marttinen et al. 2000.)

Kaatopaikkavesien kloridipitoisuudet ovat usein melko suuria. Suomessa kaatopaikkaveden keskimääräiseksi kloridipitoisuudeksi on arvioitu 230–300 mg/l, mutta pitoisuudet vaihtelevat huomattavasti erittäin pienestä jopa 1 800:aan mg/l. Kloridi ei pidäty jätetäytössä, ja näin ollen sitä voidaan käyttää kaatopaikan ympäristön tarkkailussa merkkiaineena. Kasvaneet kloridipitoisuudet ovatkin usein ensimmäinen merkki kaatopaikkavesien suotautumisesta ympäristön pinta- ja pohjavesiin. (Marttinen et al. 2000.)

Suomalaisissa kaatopaikkavesissä keskimääräisen sulfaattipitoisuuden on arvioitu olevan noin 110 mg/l (Marttinen et al. 2000). Sulfaattia voi kuitenkin liueta kaatopaikoilta huomattavasti suurempiakin määriä, mikäli jätetäytössä on muun muassa savukaasunpuhdistuksen kipsijätteitä, lentotuhkaa tai kaivostoiminnan jätteitä.

2.1.2.6 Metallit

Kaatopaikkavesissä esiintyviä metalleja ovat muun muassa kadmium, koboltti, kupari, kromi, rauta, nikkeli, mangaani, lyijy ja sinkki. Niiden pitoisuudet ovat tyypillisesti, ainakin tavanomaisen jätteen kaatopaikoilla, melko pieniä ja alittavat jopa juomavedelle asetetut raja-arvot lukuun ottamatta rautaa ja mangaania. Kaatopaikkavesien metallipitoisuudet voivat kuitenkin olla koholla muun muassa teollisuuden kaatopaikoilla tai jätteenkäsittelykeskuksissa, joihin on sijoitettu monia erilaisia jätejakeita. Metallipitoisia jätteitä, joista voi liueta metalleja, ovat muun muassa kaivostoiminnan jätteet, metalliteollisuuden lietteet, kuonat ja seulan alitteet sekä tuhkat ja APC-jätteet. Metallit voivat olla kaatopaikkavesissä liuennaina kationeina tai muodostaa kolloideja tai komplekseja erityisesti orgaanisten yhdisteiden kanssa. Metallien esiintymismuoto riippuu kaatopaikan olosuhteista, kuten pH:sta, Redox-potentiaalista ja happipitoisuudesta. Anaerobisissa olosuhteissa metallit voivat sitoutua humukseen tai saostua niukkaliukoisiksi sulfideiksi. Nuorilla kaatopaikoilla pH on yleensä alhainen, mikä edistää metallien liukenemista jätteistä. Vanhemmilla kaatopaikoilla saattaa puolestaan muodostua aerobisia alueita, joissa metalleja liukenee veteen. Tyypillisesti metallien pitoisuudet kaatopaikkavesissä kuitenkin pienenevät kaatopaikan vanhetessa. (Marttinen et al. 2000; Suomen ympäristökeskus 2000.)

2.1.3 Tavanomaisen jätteen kaatopaikkavedet

Tavanomaisen jätteen kaatopaikalle saa sijoittaa yhdyskuntajätteitä ja muita tavanomaisia jätteitä, jotka täyttävät kaatopaikoista annetun direktiivin 1999/31/EY 16. artiklan ja sen liitteessä II mainitut kelpoisuusperusteet, sekä pysyviä, reagoimattomia vaarallisia jätteitä, jotka täyttävät liitteessä II mainitut kelpoisuusperusteet.

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Tavanomaisen jätteen kaatopaikkavesi on useimmiten pääasiassa yhdyskuntajätteen kaatopaikkavettä, joka koostuu tuhansista liuenneista ja kiinteistä aineista, joiden pitoisuudet ja koostumus vaihtelevat ajan kuluessa jätetäytössä tapahtuvien kemiallisten, biologisten ja fysikaalisten prosessien vuoksi. Yhdyskuntajätteen kaatopaikkavesien suurimpia ympäristö- ja terveyshaittoja aiheuttavia ominaisuuksia ovat suuret orgaanisen aineksen (TOC, BOD₇, COD_{Cr}) ja ammoniumtyypen pitoisuudet sekä niiden vesistötoksisuus. Sen sijaan raskasmetallien, fosforin sekä orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet ovat yleensä pieniä (Kettunen et al. 2000, Marttinen et al. 2000).

Suomalaisten kaatopaikkojen vedenlaatutietoja on kerätty taulukkoon 1. Siinä vanhojen kaatopaikkojen vedenlaatutiedot on saatu kolmesta kaatopaikkavesitutkimuksesta, joissa on ollut mukana useita kunnallisia kaatopaikkoja. Uusien kaatopaikkojen vedenlaatutietoja on kerätty Nurmijärven ja Ämmäsuon kaatopaikoilta. Taulukossa 2 on yhteenveto Suunnittelukeskuksen (2000) kirjallisuudesta keräämistä laimentumattomien kaatopaikkavesien pitoisuustiedoista. Taulukoihin 3 ja 4 on puolestaan kerätty kunnallisilta ja teollisuuden kaatopaikoilta purkautuvien vesien laatutietoja. (Tiedot tutkimuksesta, jossa mukana 43 kaatopaikkaa, joista 2/3 kunnallisia kaatopaikkoja.)

Taulukko 1. Vanhojen (ennen vuotta 1987 perustetut) ja uusien (vuoden 1987 jälkeen perustetut) yhdyskuntajätteiden kaatopaikkojen vedenlaatutietoja Suomessa. Yksiköt mg/l.

Ominaisuus	Vanhat kaatopaikat		Uudet kaatopaikat	
	Keskiarvo	Vaihteluväli	Keskiarvo	Vaihteluväli
pH	7,2	2,8–8,6	6,95	6,2–7,8
Sähkönjohtavuus, mS/m	340	4,6–820	375	47–780
COD	550	40–5 200	4 600	980–8 300
BOD ₇	270	1–3 900	2 800	200–5 500
NH ₄ -N	68	< 1–370	130	5,7–360
Kok-N	87	5–370	130	3,7–390
NO ₃ -N	0,59	< 0,1–2,7		
Cl ⁻	230	< 1–1 800	300	30–720
SO ₄ ²⁻	110	< 1–1 000		
Kok-S	95	6,3–250		
PO ₄ ³⁻	0,096	0,025–9,9		
Kok-P	0,66	< 0,016–3,9	2,35	0,23–5,5
Kiintoaine	83	< 1–520	127	7,6–550
Alkaliteetti	15	1–56	25	16–34

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 2. Kaatopaikkojen suotovesien pitoisuustietoja Suomesta (Suunnittelukeskus 2000).

Parametri	Yksikkö	Min.	Keskiarvo	Mediaani	Max.
Sähkönjohtavuus	mS/m	5,0	160	150	820
Kloridi	mg/l	4,8	220	130	1 800
pH	-	2,8	-	7,0	8,6
Alkaliniteetti	mmol/l	1,0	15	-	36
CODMn	mg/l	7,0	230	-	1 200
CODCr	mg/l	40	390	200	2 200
TOC	mg/l	0,04	180	-	590
BOD7	mg/l	< 1	270	-	3 900
P-kok	µg/l	< 16	513	-	3 900
N-kok	mg/l	5,0	74	-	370
NH4-N	mg/l	-	33	6,4	340
F	mg/l	< 0,1	3,30	-	44
SO4	mg/l	< 1	110	-	1 000
Al	µg/l	600	4 600	-	12 700
As	µg/l	-	9,50	< 6	760
B	µg/l	-	500	250	2 900
Hg	µg/l	< 0,01	-	-	-
Cd	µg/l	< 0,01	0,80	< 6	70
K	mg/l	-	66	43	650
Ca	mg/l	-	67	-	-
Co	µg/l	-	35	30	260
Cr	µg/l	-	71	15	7 000
Cu	µg/l	-	22	20	190
Pb	µg/l	-	0,70	3,0	63
Mg	mg/l	24	42	-	60
Mn	µg/l	80	1 600	1 400	81 000
Na	mg/l	-	120	73	750
Ni	µg/l	-	260	12	3 200
Fe	mg/l	< 0,1	23	6,1	150
Zn	µg/l	-	1 200	90	110 000
AOCL	µg/l	-	160	37	3 200
AOX	µg/l	-	510	-	-
2,4,6-TCP	µg/l	-	0,82	0,09	6,00
2,3,4,6-TeCP	µg/l	-	0,74	0,10	5,60
PCP	µg/l	-	0,15	0,08	3,00
Kresolit	µg/l	-	78	4,20	870
Syanidi	µg/l	-	< 5	62	650
PCB	µg/l	-	0,49	< 0,05	3,80

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 3. Kaatopaikkojen suotovesien purkupisteiden perusominaisuuksia eri kohdetyypeissä (Assmuth et al. 1990).

Ominaisuus	Kunnalliset kaatopaikat				Teollisuuden kaatopaikat			
	min.	med.	ka.	max.	min.	med.	ka.	max.
Lämpötila, °C	0,3	7,1	8,2	20	1,0	8,8	9,3	25
pH	2,8	7,0		8,6	5,0	7,0		8,7
Sähkönjohtavuus, mS/m	4,6	180	200	820	5,6	96	69	580
Kiintoaine, mg/l	11	34	39	130	3,7	15	56	550
Cl ⁻ , mg/l	4,8	130	220	1 800	4,0	40	47	270
Kovuus, mmol/l	0,17	4,6	4,3	17,3	0,5	1,8	2,1	9,9
Fe, mg/l	0,33	9,6	26	150	0,26	3,6	8,9	86
NH ₄ -N, mg/l	0,001	14	46	340	0,008	7,4	1,7	9,8
COD _{Cr} , mg/l	40	200	400	2 200	42	170	360	1 300
TOC, mg/l	0,04	90	180	590	27	50	62	140
BOD ₇ , mg/l	1,0	22	29	97	8,7	23	170	490
Fek. Streptokokit, kpl / 100 ml	0	16	135	65 800	10	13	32	93
Lämpökestoiset koliformiset, kpl / 100 ml	0	5	230	720 000	2	13	34	150
Koliformiset, kpl / 100 ml	5	360	4 600	17 200				

Taulukko 4. Kaatopaikkojen suotovesien purkupisteiden alkuainepitoisuuksia eri kohdetyypeissä (µg/l) (Assmuth et al. 1990).

Alkuaine	Kunnalliset kaatopaikat				Teollisuuden kaatopaikat			
	min.	med.	ka.	max.	min.	med.	ka.	max.
As	< 0,1	7	5,6	23	< 1	3	35	760
Cd	< 0,01	0,5	3,6	70	< 0,1	3	3,4	10
Co	< 6	30	36	100	< 6	30	65	260
Cr	0,5	15	16	80	< 1	15	150	7 000
Cu	0,7	20	22	110	< 1	20	22	190
Ni	3,3	14	19	59	1,8	9,3	640	3 200
Pb	< 0,1	3	4,2	40	< 0,5	3	2,7	10
Zn	10	110	1 400	110 000	10	70	380	3 600
Fe	250	9 600	26 000	150 000	260	3 600	12 000	86 000
Mn	50	1 700	1 600	8 800	40	840	1 700	81 000
K	1 400	68 000	74 000	310 000	700	12 000	40 000	650 000
Na	4 000	100 000	150 000	750 000	1 500	33 000	43 000	460 000

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

2.1.4 Ongelmajätteen kaatopaikan vedet

Ongelmajätteen kaatopaikalla syntyviä vesiä esitellään tässä kahden esimerkin avulla.

2.1.4.1 Kukkuroinmäen jätekeskuksen ongelmajätteen kaatopaikka, Joutseno

Joutsenon Kukkuroinmäen aluejätekeskuksen toiminta alkoi vuonna 2001. Jätekeskus on Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n hallinnassa, ja se huolehtii kahdentoista osakaskunnan jätteiden käsittelystä. Alueella sijaitsee kuivajätteen käsittelylaitos, kompostointilaitos, pilaantuneiden maiden käsittelyalue sekä tavanomaisen jätteen ja ongelmajätteen kaatopaikat. Ongelmajätteen kaatopaikalle sijoitetaan pilaantuneita maita ja tiettyjä ongelmajätteiksi luokiteltuja jätteitä, kuten raskasöljytuhkaa ja asbestijätteitä.

Jätekeskuksessa syntyy käsittelyä vaativia valuma- ja suotovesiä ongelmajätteen ja tavanomaisen jätteen kaatopaikoilla, pilaantuneiden maiden käsittelykentällä, kompostointilaitoksessa, biojätteen ja lietteen jälkikypsytyksentillä, jätteen murskaus- ja käsittelykentillä, sosiaalitaloissa sekä liikennealueilla. Kaatopaikkavesien määrää pyritään vähentämään estämällä ulkopuolisten vesien pääsy jätelaitoksen alueelle niskaojien avulla sekä tarvittaessa kierrättämällä kaatopaikkavettä takaisin jätetäyttöön. Käsittelyä tarvitsevia vesiä arvioidaan syntyvän noin 30 500 m³/v.

Kaatopaikkojen ja pilaantuneen maan kompostointialueen pohjalta ja ympärysojista muodostuvat käsittelyä vaativat vedet kerätään salaojaputkilla kahteen suotoveden tasausaltaaseen. Toinen allas on varattu tavanomaisen jätteen kaatopaikan käyttöön ja toinen pilaantuneiden maiden ja ongelmajätteen kaatopaikan suotovesien tasaamiseen. Jälkimmäisen altaan veden laatuparametrejä on esitetty taulukossa 5. Pilaantuneiden maiden suotovesien tasausaltaan vedet käsitellään öljynerottimella ennen niiden johtamista eteenpäin. Ennen veden johtamista viemäriin on varmistuttava siitä, ettei jätevesi sisällä suuria määriä öljyä, kloorifenoleja tai muita haitallisia aineita. Tasausaltaista vedet johdetaan Kuisaassa sijaitsevaan suurempaan noin 6 200 m³:n tasausaltaaseen, jolla voidaan säädellä käsittelyyn johdettavia vesimääriä ja tasata veden laatua. Kuisaaren tasausaltaasta kaatopaikkavedet johdetaan Lappeenrannan kaupungin viemäriverkostoon. Kaatopaikkavedet käsitellään Toikansuon jätevedenpuhdistamolla.

Taulukko 5. Kukkuroinmäen ongelmajätteen kaatopaikan suotovesialtaan veden laatuparametrejä vuosilta 2002–2007.

Parametri	Yksikkö	Suotovesialtaan vesi
Sähkönjohtavuus	mS/m	22–95
Kiintoaine	mg/l	8–610
pH		7,2–7,7
Happipitoisuus	%	7–68
BOD7-ATU	mg O ₂ /l	5–49
Kok-N	mg/l	1,3–11
Kok-P	mg/l	0,03–1,4
Cl ⁻	mg/l	10–110
Hg	µg/l	< 1
Zn	µg/l	0,02–0,17
As	µg/l	0,03–2
Cd	µg/l	< 1–9
Cr	µg/l	< 5
Cu	µg/l	< 20
Ni	µg/l	0,03
Pb	µg/l	0,02–15

2.1.4.2 Riikinnevan jätelaitos, pilaantuneen maan ja ongelmajätteen kaatopaikka, Leppävirta

Riikinnevan jätelaitos toimii Varkauden, Leppävirran, Heinäveden, Joroisten ja Juvan kuntien yhdyskunta-, rakennus-, erityis-, hyöty- ja ongelmajätteen käsittelypaikkana. Toiminta jätelaitoksen alueella alkoi vuonna 1992. Käytössä olevan loppusijoitusalueen pinta-ala on 7,5 hehtaaria. Tavanomaisen jätteen kaatopaikan kokonaistilavuus on 660 000 m³, josta noin puolet on vielä käyttämättä. Alueelle vuosittain sijoitettavan jätteen määrä on noin 20 000 tonnia.

Ongelmajätteen kaatopaikan pohjarakenteet täyttävät valtioneuvoston kaatopaikoista antaman päätöksen (861/1997) vaatimukset. Kaatopaikalle sijoitetaan pääosin Itä-Suomen alueelta kerättyjä pilaantuneita maita sekä kaatopaikkakelpoisia ongelmajätteitä teollisuudesta ja yhdyskunnista. Ongelmajätettä voidaan ottaa vastaan enintään 50 000 tonnia vuodessa. Jätteet tiivistetään ja peitetään välittömästi alueelle tuomisen jälkeen. Ongelmajätteen kaatopaikan ensimmäisen täyttövaiheen alue on jaettu neljään allasmaiseen lohkokon, joiden vedet voidaan kerätä erilleen. Käsiteltäväksi johdetaan vain täytettävänä olevien lohkojen vedet.

Suotovettä muodostuu avoinna olevalta 0,5 hehtaarin alueelta noin 1 500 m³ vuodessa. Suljetuilta alueilta tulee vettä noin 1 400 m³. Ongelmajätteen kaatopaikan suotovedet johdetaan öljyn- ja hiekanerottimen kautta erilliseen suotovesialtaaseen ja edelleen muiden kaatopaikkavesien mukana Varkauden jätevedenpuhdistamolle. Suotovesialtaan pohjassa on samanlaiset tiiviit rakenteet kuin ongel-

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

majätteen kaatopaikalla. Altaan tilavuus on noin 400 m³ (Ympäristölupapäätös Dnro PSA-2002-Y-120-121).

Riikinnevan ongelmajätteen kaatopaikan suotovesien käsittelyssä kokeiltiin kahden vuoden ajan (2004–2006) reaktiivista suodatinta ennen vesien johtamista jätevedenpuhdistamolle. Vedet kerättiin loppusijoitusalueen salaojaputkista ja ne johdettiin näytteenotto-, hiekanerotus- ja öljynerotuskaivojen läpi reaktiiviseen suodattimeen, jossa vesi kulki kahden reaktiivista materiaalia sisältävän kaivon läpi. Suodatin sisälsi rakeistettua reaktiivista materiaalia, joka adsorboi haitta-aineita. Lisäksi materiaalista liukenee yhdisteitä, jotka saostavat haitta-aineita. Rakeistettu materiaali valmistetaan pääsääntöisesti käyttökohteiden lähellä syntyvistä teollisuuden sivutuotteista. Suodatinmateriaali mitoitetaan kohdekohtaisesti. Riikinnevilla käsiteltävä suotovesimäärä oli noin 3 000 m³ vuodessa, ja rakeiden määrä (3 m³) mitoitettiin siten, että suodatin toimisi vähintään vuoden ajan (Pohjois-Savon ympäristökeskus 2006).

Taulukko 6. Riikinnevan ongelmajätteen kaatopaikan suotovesien laatuksien arvo vuosilta 2004–2006 ennen reaktiivista suodatinta ja suodattimen jälkeen (Pohjois-Savon ympäristökeskus 2006).

Parametri	Yksikkö	Ennen suodatinta	Suodattimen jälkeen
Johtokyky	mS/m	231	203
Kiintoaine	mg/l	4,3	7,4
pH		7,3	8,2
COD	mg O ₂ /l	88	59
BOD ₇	mg O ₂ /l	2,5	2,7
TOC	mg/l	25	23
Kok-N	µg/l	8 780	6 975
NH ₄ -N	µg/l	1 547	560
kok-P	µg/l	127	99
Cl	µg/l	230	241
SO ₄	µg/l	478	589
Fe	µg/l	420	190
Cr	µg/l	15	15
Cu	µg/l	26	15
Pb	µg/l	1	0
Ni	µg/l	63	53
Hg	µg/l	0	0
Zn	µg/l	61	< 10
Cd	µg/l	0,13	< 0,1
As	µg/l	4	2

Haitta-aineiden pitoisuudet pienenevät suodattimen käytöllä etenkin ammoniumtyyppien, raudan, kuparin, sinkin, kadmiumin ja arseenin osalta (taulukko 6). Koska suotoveden metallipitoisuudet ovat viime aikoina olleet kaatopaikalla pieniä, ei reaktiivinen suodin ole ollut käytössä. Kaivot ovat kuitenkin

edelleen paikoillaan, ja mikäli veden laatu heikkenee, reaktiivinen suodatin otetaan jälleen käyttöön (Pohjois-Savon ympäristökeskus 2006; Korkeamäki 2008).

2.1.5 Teollisuusjätteiden metalli- ja suolapitoiset kaatopaikkavedet

Tämän tutkimushankkeen kokeellisessa osuudessa keskityttiin metalli- ja suolapitoisten vesien käsitteilyyn. Tässä luvussa on esitelty teollisuusjätteiden kaatopaikoilla syntyviä vesiä, joissa metallit ja suolat ovat usein ensisijaisia veden käsittelytarpeen aiheuttajia. Teollisuusjätteiden kaatopaikat voivat lukeutua tavanomaisen jätteen tai ongelmajätteen kaatopaikkoihin.

Teollisuusjätteet muodostavat merkittävän osan Suomessa syntyvistä jätteistä. Teollisuuden tuottamien jätteiden koostumus ja määrä vaihtelee toimialakohtaisesti. Vastaavasti jätteiden loppusijoituksessa syntyvien suotovesien koostumus vaihtelee sijoitettavan jätteen laadusta riippuen. Merkittävimmät metalleja sisältävät jätevirrat syntyvät metalliteollisuudessa sekä kemikaalien valmistuksen yhteydessä. Alla on lueteltu teollisuustoimialoittain esimerkkejä metalleja ja suoloja sisältävistä jätteistä, joita syntyy yli 1 000 t vuodessa, sekä jätteen vuosittainen kertymä kaatopaikalle (Isomäki & Dahlbo 2007):

- ferrosulfaatti ja rautapyriitti, 535 633 t/v
- rautasakka, 163 645 t/v
- jarosiittijäte, 124 245 t/v
- luonnossa esiintyvien mineraalien jätteet (ilmeniittijäännös), 36 014 t/v
- metallien jalostuksen termisen käsittelyn kuonat (terässulattokuona), 285 000–376 000 t/v
- rautametallin jäte ja romu (hehikutushilse), 3 147 t/v
- kuparin hienokuona, 352 900 t/v
- keinotekkoisten mineraalien jätteet, 130 929 t/v
- metallien jalostuksen termisessä käsittelyssä syntyvät kuonat, 112 089 t/v.

Edellä mainittujen jätejakeiden lisäksi metalli- ja suolapitoisia kaatopaikkavesiä syntyy muun muassa metalli- ja kemianteollisuuden pienemmistä jätejakeista sekä mineraaliteollisuuden ja energiantuotannon jätteistä. Taulukkoon 7 on koottu tietoja suomalaisilla yhdyskunta- ja teollisuuden kaatopaikoilla syntyvien suotovesien metallipitoisuuksia.

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 7. Suomalaisilla yhdyskunta- ja teollisuusjätteiden kaatopaikoilla syntyvien suotovesien metallien ja muiden alkuaineiden pitoisuuksia (mg/l) (Marttinen et al 2000).

Ominaisuus	Suotovesi		Sisäinen vesi	
	Keskiarvo	Max.	Keskiarvo	Max.
Al	1,3	3,9	0,036	0,11
As	0,010	0,76	0,0060	0,060
B	2,1	2,7		
Cd	0,0013	0,070	0,021	0,10
Co	0,035	0,26		
Cr	0,037	7,0	0,18	0,59
Cu	0,024	0,19	0,62	5,4
Hg	0,00006	0,00030		
Mn	1,9	81	0,0028	0,015
Ni	0,13	3,2	0,31	1,0
Pb	0,016	0,073	0,53	2,0
Zn	0,51	110	5,2	23
Ca	130	290	410	740
Fe	52	330	310	1 600
K	120	650	170	240
Na	470	1 900	780	2 400
P	0,8	1,3	6,5	15
S	95	250		

Seuraavassa on esitetty esimerkkejä teollisuusjätteiden kaatopaikoista, niiden vesien laadusta ja käsittelystä.

Heinolan Rajavuoren kaatopaikalle sijoitetaan teollisuudessa ja Kuusakoski Oy:n Heinolan tehtaiden rakennusjätteen käsittelyssä syntyviä jätteitä sekä pilaantuneita maita. Kaatopaikka on luokiteltu ongelmajätteen kaatopaikaksi. Kaatopaikan vanha alue ja uuden alueen ensimmäinen osa on poistettu käytöstä ja maisemoitu. Suotovedet kerätään tasausaltaisiin erikseen vanhalta ja uudelta alueelta. Taulukossa 8 on esitetty Rajavuoren uuden ja vanhan osan tasausaltaisiin kerätyn suotoveden pitoisuuksia vuodesta 2004 eteenpäin.

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 8. Rajavuoren kaatopaikan uuden ja vanhan osan tasausaltaisiin kerätyn suotoveden pitoisuuksia vuosina 2004–2007.

Parametri	Yksikkö	Rajavuoren kaatopaikka, tasausallas / uusi				Rajavuoren kaatopaikka, tasausallas / vanha		
		2004	2005	2006	2007	2004	2005	2006
Sähkönjohtavuus	mS/m	112–362	271–984	582–2 910	3 340	3 560–5 460	6 220–8 760	-
CODCr	mg O ² /l	42–220	130–360	390–3 300	1 300	1 200–2 600	2 300–3 900	-
pH	-	8,0–9,2	8,0–8,3	7,8–7,9	8	8,1–8,5	7,6–8,1	-
Kok N	mg/l	3,4–19	14–92	75–480	400	350–650	560–1 000	240
NH ₄ -N	mg N/l	0,03–2,6	3,9–77	54–430	390	350–650	360–910	230
Cl	mg/l	130–850	693–3 330	2 260–10 100	11 900	12 000–20 000	23 800–30 700	13 900
Kok P	mg/l	0,025–0,12	0,045–0,14	0,18–0,62	0,35	0,22–0,33	0,25–0,48	0,16
Al	mg/l	0,027–0,63	0,02–0,17	0,14–0,18	0,083	0,10–0,59	< 0,02–0,15	0,11
As	mg/l	0,003–0,073	< 0,003–< 0,01	< 0,01	0,0085	0,005–0,043	< 0,003–0,01	< 0,01
Hg	mg/l	< 0,001	< 0,0005	Poistettu tarkkailusta		< 0,001	< 0,0005	Poistettu tarkkailusta
Cd	mg/l	0,0001–0,0058	0,0005–0,0015	0,001–0,002	0,00013	0,0003–0,0073	0,0002–0,002	0,002
Cu	mg/l	0,034–0,62	0,13– 1,8	0,093– 4,2	0,068	0,042–0,37	0,05–0,064	0,7
Pb	mg/l	< 0,001–0,081	< 0,001–0,01	< 0,01–0,012	0,00046	< 0,001–0,099	< 0,01–0,022	0,012
Ni	mg/l	0,003–0,054	0,004–0,016	Poistettu tarkkailusta		0,008–0,025	0,021–0,022	Poistettu tarkkailusta
Zn	mg/l	< 0,001– 7,9	0,007–0,079	0,12–0,28	0,8	< 0,001–1,5	0,012–0,26	0,45
Br	mg/l	2,5–16	4,3–15,5	8–41	30,1	46–120	49,6–562	22
Ba	mg/l	0,04–1,7	0,2–0,33	Poistettu tarkkailusta		0,13–1,7	1,2–1,5	Poistettu tarkkailusta

Suotoveden kloridipitoisuudet ovat suuret, ja metalleista arseeni-, kupari- ja sinkkipitoisuudet ovat hieman koholla. Ympäristölupa on toistaiseksi sallinut suotovesien johtamisen Stora Enso Oy:n purkuputken kautta Kymenvirtaan vuoteen 31.12.2009 saakka. Luvasta kuitenkin valitettiin, minkä seurauksena Vaasan hallinto-oikeus kumosi kesäkuun 2007 alussa lupamääräyksen ja palautti suotovesiasian ympäristökeskuksen pöydälle. Kuusakoski Oy:n tavoitteena on ollut ensisijaisesti johtaa suotovedet kaupungin jätevedenpuhdistamolle, mutta tästä ei ole päästy sopimukseen. Toistaiseksi sopivaa

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

menetelmää ei ole myöskään löytynyt veden erilliselle biologiselle tai kemialliselle käsittelylle (Ympäristölupapäätökset YLO/lup/22/05 ja YSO/68/2007).

Varkauden Pukkikankaan kaatopaikka on toiminut nykyisellä alueella vuodesta 1976 lähtien. Alueelle on sijoitettu jätteitä yhteensä noin 600 000 m³. Kaatopaikalle sijoitetaan ainoastaan alueella toimivien Stora-Enson tehtaiden (paperi- ja kartonkitehdas, saha ja voimalaitos) omassa toiminnassa syntyviä prosessijätteitä, joita syntyy tällä hetkellä noin 13 000 m³ vuodessa. Kaatopaikka on luokiteltu tavanomaisen jätteen kaatopaikaksi. Loppusijoitettujen jätteiden ominaisuuksien mukaan kaatopaikka jakaantuu kahteen toisistaan merkittävästi poikkeavaan alueeseen. Vanhalle jätepenkereelle alueen länsipäädyssä on läjitetty tehtaalla muodostuneita jätteitä niin, että puhdistamolietteen ja puuperäisten jätteiden suhteellinen osuus on suurin. Uudelle jätepenkereelle on läjitetty pääosin tuhkaa ja jonkin verran meesaa, puhdistamon lietettä ja viherlipeäsakkaa. Vuodesta 1998 lähtien voimalaitoksen lentotuhka on läjitetty muista jätteistä erilleen alueen lounaisosaan.

Kaikki alueella syntyvät prosessijätevedet käsitellään tehtaalla omalla puhdistamolla. Jätevesiä puhdistetaan sekä mekaanisesti, biologisesti että kemiallisesti. Kaatopaikan jätevesille on käytössä oma erillinen biologinen puhdistamo, joka käynnistettiin vuonna 2003. Kaatopaikan suotovedet kerätään tasausaltaaseen, josta ne pumpataan puhdistamon kautta maastoon kaatopaikan itäpäädyssä. Sieltä vedet valuvat Vuorijokeen ja edelleen Yläjärveen.

Biologisessa prosessissa käytetään ns. *trickling filter* -tekniikkaa. Biosuodin on rakennettu halkaisijaltaan 18 cm:n kokoisista muovisista kantoainekiekoista, joiden pinnalle on muodostunut biofilmi. Puhdistettavaa vettä kierrätetään kantoainepedin läpi keskimäärin neljästä kahdeksaan kertaa. Ravinnesuhteet pidetään prosessin vaatimusten mukaisina lisäämällä tarpeen mukaan fosforihappoa. Bioreaktorin halkaisija on 3,6 m, korkeus 6 m ja kennoston tilavuus 20 m³. Laitoksen suunniteltu käsittelykapasiteetti on 55 m³ jätevettä/vrk (20 000 m³/v). Fosforin lisäpoisto tehdään jälkisaostuskaivossa sekoittamalla biologisesti käsiteltyyn veteen ferrisuolaa. Saostuksesta vesi johdetaan lietteen erottelemiseksi laskeutuskäyttöön ja kaivosta edelleen maastoon. Liette imetään säiliöautoon ja johdetaan ajoittain kaatopaikan penkkaan.

Ympäristökeskuksen puhdistamosuunnitelmien hyväksymisen yhteydessä antamat käsittelyn tavoitearvot ovat COD-reduktio 35–40 %, BOD₇ 30 mg/l (vuosikeskiarvona) ja kokonaisfosforipitoisuus < 1,0 mg/l. Puhdistamolla on päästy pääsääntöisesti annettuihin tavoitearvoihin. Häiriötilanteissa (mm. runsaiden sateiden aikaan) vettä on jouduttu kuljettamaan säiliöautolla tehtaalla jätevedenpuhdistamolle.

Taulukossa 9 on esitetty Pukkikankaan suotoveden laatuparametrejä. Kohonneita pitoisuuksia on havaittu ainakin sulfaatilla ja kloridilla sekä alumiinilla, arsenilla, nikkelillä ja kromilla. Riskinarvioinnin perusteella on kuitenkin todettu, ettei kaatopaikan käyttö aiheuta merkittävää lisäkuormitusta vesiin, ja nykyisenlainen toiminta on hyväksytty kaatopaikan saamassa luvassa 30.6.2012 saakka (Ympäristölupapäätös Dnro PSA-2004-Y-253-111).

Taulukko 9. Pukkikankaan suotoveden laatuparametrejä (2007).

Parametri	Yksikkö	Suotovesiallas	Puhdistamon jälkeen
Sähkönjohtavuus	mS/m	1 050–1 100	1 100
pH	-	8,4–8,7	8,3
Redox	mV	-254	
CODCr	mg /l O ²	830	470
BOD7-ATU	mg/l O ²	300	29
Kok-N	mg/l	14	9 800
NH ₄ -N	mg/l	9,9	5 300
Kok-P	mg/l	2,5	580
Cl	mg/l	1 050	
SO ₄	mg/l	2 500–2 700	3 100
Al	mg/l	0,58	-
As	mg/l	0,18	-
B	mg/l	2,5	-
Ba	mg/l	0,035	-
Cd	mg/l	< 0,0003	-
Co	mg/l	0,007	-
Cr	mg/l	0,02	-
Cu	mg/l	< 0,005	-
Mo	mg/l	0,047	-
Ni	mg/l	0,152	-
Pb	mg/l	< 0,0005	-
V	mg/l	0,365	-
Zn	mg/l	0,038	-
Ca	mg/l	57,9	-

2.2 Kaivostoiminnan happamat vedet

Sulfidimineraalien louhinnassa syntyy aina toimintatavasta riippumatta sekä sivukiviä että rikastushiekkaa, jotka varastoidaan yleensä kaivoksen läheisyyteen. Muilla kaivoksilla, kuten teollisuusmineeraali- ja luonnonkivikaivoksilla, ympäristövaikutukset liittyvät enimmäkseen maisemassa tapahtuviin muutoksiin ja maaperän lisääntyneeseen eroosioon. Esimerkiksi kalkkikiviaineksen louhinta kalliomurskeen valmistamista varten ei juurikaan synnytä haitallisia kaivosjätteitä, eikä louhintatyö yleensä heikennä kaivosalueen vesien laatua.

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Sivukivet sisältävät tyypillisesti sekä kemiallisesti inerttejä että aktiivisia yhdisteitä (Johnson 2003), jotka voivat veden ja ilman kanssa kosketuksiin joutuessaan reagoida ja muodostaa ympäristölle haitallisia yhdisteitä (Antunes et al. 2002). Kaivoksilla syntyvien happamien kaivosvesien kannalta merkittävin tekijä on rikastushiekka-alueet (Johnson 2003). Rikastushiekka, jota syntyy erotettaessa louhittua kiviaineksesta eli syöttestä hyödynnettäviä mineraaleja rikasteeksi (Ledin & Pedersen 1996), on tyypillisesti hyvin hienorakeista ja sisältää runsaasti sulfidimineraaleja (Johnson 2003). Ollessaan sään vaikutukselle alttiina rikastehiekan pinta hapettuu, jolloin muodostuu sopivat olosuhteet haitallisten yhdisteiden liukenemista ja kulkeutumista varten (Fortin et al. 1995).

Kaivosvesiä joutuu ympäristöön myös kaivoskuiluista tai avolouhoksista. Louhinnan aikana kaivosalueen pohjavedenpinta pidetään yleensä alhaisena kuivanapitopumppausten avulla (Christensen et al. 1996). Kaivostoiminnan lopettamisen jälkeen kaivoskuilut tai avolouhokset täyttyvät hiljalleen vedellä, joka voi kulkeutua ympäristöön muun muassa ylivuotojen seurauksena (Cragg et al. 1995).

Happamia kaivosvesiä syntyy, kun jättekivissä olevat sulfidimineraalit hapettuvat veden ja hapen vaikutuksesta (Johnson 1995) erilaisten kemiallisten ja mikrobiologisten reaktioiden myötä (Gusek et al. 1994; Baker & Banfield 2003). Kaivosalueilla syntyvät vedet ovat tyypillisesti hyvin happamia (pH alle 3) (Lyew et al. 1994). Lisäksi ne sisältävät kohonneita sulfaattipitoisuuksia (SO_4^{2-}) (Benner et al. 2002; Moosa et al. 2001) ja metalleja (Cu, Fe, Zn, Al, Pb, As, Cd jne.) (Fortin et al.). Taulukossa 10 on esitetty esimerkkinä Hituran kaivosalueen kaivos- ja prosessiveden laatutietoja vuosilta 1996–2000. Taulukossa 11 näkyvät puolestaan kaivosalueen pinta- ja pohjavesien laatutiedot vuodelta 1999.

Taulukko 10. Hituran kaivos- ja prosessiveden laatu vuosina 1996–2000 (Heikkinen et al. 2002). Metallien ja anionien pitoisuudet ovat yksikössä mg/l ja sähkönjohtavuus yksikössä mS/m.

Parametri	Yksikkö	Kaivosvesi	Prosessivesi
Cl ⁻	mg/l	150	180
SO ₄ ²⁻	mg/l	420–510	1 320–5 570
Ni	mg/l	0,06–0,16	0,36–2,4
pH	-	7,6–8,3	6,1–7,6
Redox-potentiaali	mV	-	-
Sähkönjohtavuus	mS/m	120–200	300–700

Taulukko 11. Hituran kaivosalueen pinta- ja pohjaveden laatu vuonna 1999 (Heikkinen et al. 2002). Metallien ja anionien pitoisuudet ovat yksikössä mg/l ja sähkönjohtavuus yksikössä mS/m.

Ominaisuus	Pohjavesi		Pintavesi	
	Rikastehiekka- allas	Rikastehiekka- altaan ympäristö	Hituran alue	Rikastehiekka- altaan ympäristö
Cl ⁻	840–1 090	1,57–700	1,4–670	450–840
SO ₄ ²⁻	3 900–17 250	< 1–8 200	< 1–5 900	1 400–3 680
Cu	< 0,01–0,21	< 0,01–0,46	< 0,01–7,51	< 0,01–0,02
Fe	< 0,02–4,63	< 0,02–330	0,07–27,2	< 0,02–0,11
Mn	1,71–5,35	< 0,01–19,5	< 0,01–7,71	0,78–2,67
Ni	< 0,02–2 860	< 0,02–30,3	< 0,02–117	1,57–1,88
pH	5.4–8.3	2.8–8.7	2.9–7.3	6.3–6.6
Sähkönjohtavuus	550–1 360	4,4–2 140	2–1 770	530–1 030

Happamien kaivosvesien syntymekanismi tunnetaan nykyään hyvin, mutta syntyvien kaivosvesien laatu vaihtelee eri kaivosten kesken veden virtausolojen, mineraalijätteen koostumuksen, alueen sääolojen (Baker & Banfield 2003) ja mahdollisten sulkemistoimenpiteiden johdosta (Antunes et al. 2002).

2.3 Vesien erilliskäsittelyn nykytila

Suomessa suurin osa kaatopaikkavesistä on johdettu viemäriverkkoon, eivätkä jätevedenpuhdistamot ole vaatineet juuri vesien esikäsittelyä. Mikäli jätevedenpuhdistamoiden asettamat pitoisuusraja-arvot ylitetään, jätevesimaksut kasvavat. Tällöin esikäsittely voi tulla taloudellisesti kannattavaksi.

Euroopassa, erityisesti Saksassa, on harjoitettu jo pitkään kaatopaikkavesien erilliskäsittelyä. Tämän tutkimushankkeen osana tehtiin Saksaan suuntautuva tutustumismatka, johon pohjautuen luvussa 2.3.2 esitellään Saksassa toteutettuja ratkaisuja. Lisäksi luvussa 2.3.2 on esimerkki Virossa toteutetusta kaatopaikkavesien erilliskäsittelyhankkeesta.

2.3.1 Tilanne Suomessa

Kaatopaikkavesien erilliskäsittely on lisääntymässä. Vuonna 2000 viidellä suomalaisella kaatopaikalla oli erillinen kaatopaikkavedenpuhdistamo. Näitä olivat Kujalan jäteaseman (Lahti) haihdutin (poistettu käytöstä), Metsä-Tuomelan (Nurmijärvi) biologinen typenpoistolaitos, Kontiosuun (Joensuu) juurakopuhdistamo, Holstinharjun (Kemi) kaatopaikan pajuherppupuhdistamo sekä Ylä-Savon jätekeskuksen (Iisalmi) sorasuodatuskäsittely (Marttinen et al. 2001). Kaatopaikkavesien erilliskäsittelyä on tehty tai tehdään lisäksi ainakin seuraavilla kaatopaikoilla tai jätteenkäsittelykeskuksissa:

- Pukkikankaan kaatopaikan (Varkaus) biosuodin ja fosforin kemiallinen saostus (kuvattu tarkemmin luvussa 2.1.5)
- Majasaaren jätekeskuksen (Kajaani) bioroottori ja Envistone-typenpoistolaitteisto

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

- Riikinnevan jätelaitoksen reaktiivinen suodin (esikäsitellynä ongelmajätteen kaatopaikan vesille, ei käytössä tällä hetkellä)
- Kujalan jäteaseman käänteisosmoosipuhdistamo (poistettu käytöstä)
- Kuusiselän kaatopaikan (Rovaniemi) käänteisosmoosipuhdistamo
- Munkkaan jätekeskuksen (Lohja) käänteisosmoosipuhdistamo
- Riukkajängän jätteenkäsittelykeskuksen (Tornio) käänteisosmoosipuhdistamo
- Ekokem-Palvelun Porin keskuksen puhdistamo, kemiallinen käsittely, hiekkasuodatus ja aktiivihiihliosuodatus, puhdistettu vesi vesistöön
- Ekokem-Palvelun Anjalankosken keskuksen puhdistamo, kemiallinen käsittely, hiekkasuodatus ja aktiivihiihliosuodatus, puhdistettu vesi Kymen Vesi Oy:n viemäriverkkoon
- Ekokem Oy Ab:n puhdistamo Riihimäellä, fysikaalis-kemiallinen käsittely (aktiivihiihi, hiekkasuodatus, ioninvaihto, emulsion hajotus), puhdistettu vesi viemäriin (tällä käsitellään Ekokemin alueen sadevedet sekä ongelmajätekaatopaikkojen suotovedet)
- Metsä-Kivelä jätteenkäsittelyalue Jämsässä, zeoliittisuodatus
- Kuopion jätekeskus, ilmastus tasausaltaassa, vedet johdetaan jätevedenpuhdistamolle.

2.3.2 Kansainvälisiä esimerkkejä

Seuraavissa luvuissa tarkastellut esimerkit perustuvat tutkimushankkeen puitteissa tehdyn opintotakan kokemuksiin.

2.3.2.1 Flörsheim-Wickerin jätteenkäsittelykeskus, Saksa

Frankfurtin eteläpuolella sijaitseva Flörsheim-Wickerin alue toimi kaatopaikkana vuodesta 1972 vuoteen 2005, minkä jälkeen kaatopaikalle on sijoitettu vain esikäsiteltyä jätettä. Yhteensä 85 hehtaarin alueelle on sijoitettu 10 miljoonaa m³ jätettä. Edistyksellisessä jätteenkäsittelykeskuksessa toimivat muun muassa jätteiden lajittelu- ja prosessointilaitokset, biomassan (lähinnä puuperäisen jätteen) ja biokaasun polttolaitos 100 000 t/v, biojätteen mädätyslaitos (termofiilimädätys) sekä pilaantuneen maan käsittelylaitos. Prosessoinnin jälkeen hyödyntämätön osa jätteestä viedään muualle poltettavaksi.

Jätteenkäsittelykeskus on kuntien yhteenliittymän (*Rhein-Main Deponie GmbH*) omistuksessa. Osa em. käsittelytoimintojen operoinnista on ulkoistettu (mm. vesien käsittely ja pilaantuneiden maiden käsittely). Alueella toimii kolme eri firmaa ja työntekijöitä on 130. Liikevaihto on 50 miljoonaa euroa. Kaatopaikan jälkihoitoon saadaan julkista rahaa, mutta muuten alue toimii tulo-rahoituksella. Alueella tuotettu sähkö myydään, ja sen hinta vaihtelee 6–16 c€/kWh riippuen siitä, miten sähkö on tuotettu (valtio tukee biokaasun tuotantoa).

Suuri osa alueelle tuotavasta mineraalisesta jätteestä hyödynnetään käsittelyn jälkeen kaatopaikan rakennemateriaalina. Jätteenkäsittelykeskuksella on muun muassa patentti masuunikuonan hyödyntämiselle mineraalisena pintaeristeenä (kuonaan sekoitetaan bentoniittia). Alueen suotovedet ja pohjavedet kerätään ja käsitellään erillisissä jatkuvatoimimisissa prosesseissa. Suotovesien käsittelyn vaiheet ovat biologinen käsittely (nitrifikaatio ja denitrifikaatio), ultrasuodatus ja aktiivihiihliosuodatus. Kyseessä on nk. MBR-prosessi, jossa kalvosuodatus toteutetaan erillisessä biologisen käsittely-yksikön jälkeisessä ultrasuodatuslaitteistossa. Suotovesiä muodostuu 24 000 m³/v, ja käsittelynopeus on noin 2–3 m³/h. Lietettä syntyy 60 t/v. Käsitelty suotovesi johdetaan kunnalliselle jätevedenpuhdistamolle. Bio-

logisessa käsittely-yksikössä on neljä 75 m³:n kokoista tankkia, ja se toimii 35 °C:n lämpötilassa, mikä nopeuttaa biologista prosessia ja parantaa ultrasuodatuksen tehoa (parempi vuo). Veden lämmitykseen käytetään kaasumoottorin ylijäämälämpöä. Veden suuri kalkkipitoisuus on aiheuttanut ongelmia käsittelyssä, minkä vuoksi prosessiin lisätään fosforihappoa kalkin saostamiseksi. Ultrasuodatuksessa on käytössä neljä linjaa ja aktiivihii-lisuodatuksessa neljä säiliötä. Suotoveden käsittely maksaa 6–8 €/m³ (ei sisällä laitoksen investointikustannuksia). Käsiteltäviä pohjavesiä puolestaan muodostuu 48 000 m³/v, ja ne käsitellään aktiivihii-lisuodatuslaitteistolla (kolme 20 m³:n kokoista säiliötä). Nämä vedet johdetaan läheiseen kanaaliin. Osa aktiivihii-lisuodatetusta pohjavedestä johdetaan edelleen käänteisosmoosi- ja ioninvaihtokäsittelyn kautta polttolaitoksen kattilan syöttövedeksi.

2.3.2.2 Fernthalin käytöstä poistettu kaatopaikka, Saksa

Fernthalin suljettu kaatopaikka sijaitsee läntisessä Saksassa Koblenzin lähistöllä sijaitsevassa Neuwiedin kunnassa. Kaatopaikan suotovesijärjestelmää ei ole liitetty yleiseen viemäriverkostoon, vaan käsitellyt vedet johdetaan erilliskäsittelyn jälkeen Wied-jokeen. Alueella on erittäin korkealaatuinen suotovesien käsittelylaitos, jonka maksimikapasiteetti on 240 m³ vettä päivässä. Vettä käsitellään 40 000 m³ vuodessa, ja siitä 10 000 m³ on oman kaatopaikan suotovesiä. 30 000 m³ tuodaan muista korkeintaan 40 kilometrin päässä sijaitsevista kohteista. Muualta tulevat vedet kuljetetaan käsittelyyn kuorma-autoilla. Keskimääräinen käsittelymäärä vuorokaudessa on 4–5 m³/h (max. 10 m³/h).

Vesien käsittely aloitettiin Fernthalissa 80-luvun lopulla. Alueella kokeiltiin ensin käänteisosmoosia (osoittautui kalliiksi) ja sitten fosforin saostusta biologisen käsittelyn ohella (syntyi liikaa lietettä). Menetelmät todettiin soveltumattomiksi, joten seuraavaksi otettiin käyttöön otsonointi ja UV-käsittely. Tämä yhdistelmä toimi hyvin, kunnes otsonointilaitteisto rikkoutui vuonna 2002. Em. tekniikkaa luonnehdittiin edistykselliseksi mutta kalliiksi ja paljon huoltoa vaativaksi. Tässä vaiheessa päätettiin siirtyä aktiivihii-likäsitteilyyn, koska aktiivihii-lin hinta oli laskenut (nykyisin 1,3–1,5 €/kg) ja sen tiedettiin vaativan vähemmän huoltoa ja valvontaa kuin otsonikäsittelyn. Nykyinen käsittelyprosessi on kolmivaiheinen. Ensimmäinen vaihe on biologinen aktiivilieteprosessi (nitrifikaatio–denitrifikaatio), jonka jälkeen vesi hiekkasuodatetaan ja käsitellään lopuksi aktiivihii-litankeissa. Biologisessa käsittelyssä hii-lenlähteenä käytetään melassia, johon siirryttiin, kun metanolin hinta nousi. Melassia lisätään 2,5 kg kuutiometriin vettä (hinta 0,3 €/kg). Aktiivilieteprosessissa on ollut hieman lietteen keveydestä johtuvia ongelmia.

24 m³:n kokoisia aktiivihii-litankkeja on laitoksella viisi. Aktiivihii-li vaihdetaan ja toimitetaan regenerointiin noin 6 000 vesikuution käsittelyn jälkeen. Suodattimia operoidaan sarjassa siten, että ensimmäisenä suodattimena on aina pisimpään käytössä ollut aktiivihii-lisuodatin. Kun lähtevän veden COD-pitoisuus lähestyy arvoa 100 mg/l (raja-arvo 200 mg/l vesistöön johdettaessa), vaihdetaan likaisimman suodattimen aktiivihii-let ja suodattimesta tulee sarjassa viimeinen. Regeneroinnin hinta on noin 1,1 €/kg. Suotoveden puhdistuslaitoksen investointikustannus oli noin 8 miljoonaa euroa, jota valtio oli tukenut 3 miljoonalla eurolla. Suotoveden käsittely maksaa noin 10 €/m³ sisältäen laitoksen investointikustannuksen.

Laitoksella on harkittu myös ultrasuodatuksen käyttöönottoa biologisen prosessin ja aktiivihii-lisuodatuksen väliin. Biologista prosessia operoitaisiin jatkossa kuten nykyisinkin. Laitosvastaavan mukaan aktiivilieteprosessi on käyttökustannuksiltaan edullisempi menetelmä verrattuna MBR-prosessiin (ks. luku 2.3.2.1), jossa aktiivilietteen konsentraatio olisi tasolla 10–20 g/l (aktiivilietepro-

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

sessissa noin 3–5 g/l). Korkean lietepitoisuuden MBR-prosessiin ongelmana pidettiin suurempien käyttökustannusten lisäksi prosessin suhteellisen lyhyttä viipymää ja siitä seuraavaa häiriöherkkyyttä. MBR-prosessin viipymä on noin vuorokausi, joten esimerkiksi viikonloppuna tapahtuviin häiriöihin ei ehdittäisi reagoida ajoissa. Taulukossa 12 on esitetty suotoveden laatutietoja ennen ja jälkeen käsittelyn.

Taulukko 12. Fernthalin suotoveden laatutietoja ennen ja jälkeen käsittelyn.

	Ennen käsittelyä	Käsittelyn jälkeen
COD, mg O ₂ /l	250–3 600	< 600
BOD ₅ , mg O ₂ /l	50–200	< 10
Kok-Nmg/l	100–1 600	< 70
NH ₄ -N, mg/l	70–1 500	< 1
AOX, mg/l	0,8–1	0,8–1
kok-P mg/l	4	0,3

2.3.2.3 Eiterköpfen kaatopaikka, Saksa

Eiterköpfen kaatopaikalle toimitetaan Koblenzin kaupungin ja sen lähialueiden asukkaan (n. 460 000) yhdyskuntajätteet. Jätteen sijoittaminen aloitettiin vuonna 1984, ja nykyään alueen kokonaispinta-ala on 39 hehtaaria. Kaatopaikka on perustettu vanhaan avolouhokseen. Jätetäytön alapinta on noin 40 metriä maanpinnan tason alapuolella, ja valmiin jätetäytön yläpinnan suunnitellaan olevan 40 metriä maanpinnan tason yläpuolella. Esikäsittelemättömän yhdyskuntajätteen sijoittaminen lopetettiin vuonna 2005, minkä jälkeen alueelle on sijoitettu vain mekaanis-biologisesti tai termisesti käsiteltyä yhdyskuntajätettä sekä erilaista mineraalista jätettä. Tällä hetkellä 60 % suunnitellusta täyttökapasiteetista (11,5 miljoonaa m³) on käytetty.

Kaatopaikan vanhalla alueella suotovesien keräily on järjestetty siten, että pohja viettää keräysalueen keskelle. Alimmassa pisteessä on kaivorakenne, johon suotovesien keräilyputket yhtyvät säteittäisesti. Suotovesi pumpataan kaivosta käsittelyyn. Suotovesien keräysputkien huoltaminen syvän kaivon pohjalla on osoittautunut käytännössä kuitenkin hankalaksi ja myös vaaralliseksi.

Uudemmalle täyttöalueelle on rakennettu huoltotunneli, josta sekä kaasun- että suotovesien keräysjärjestelmän putket on helppoa ja turvallista tarkastaa ja huoltaa. Tunneli rakennettiin ja sitä käytetään tiukkojen kaivosnormien mukaisesti. Tunnelin sisähalkaisija on neljä metriä, ja se sijaitsee kokonaisuudessaan kaatopaikan tiivistyskalvon alapuolella. Tunnelin kokonaispituus on 850 metriä, ja sen kokonaiskustannukseksi tuli 28 miljoonaa euroa. Mittavan investoinnin on arvioitu kuitenkin kannattavan, sillä kuvatulla ratkaisulla voidaan lisätä loppusijoitettavan jätteen määrää kolmeen miljoonaa m³:iin verrattuna vaihtoehtoon, jossa järjestelmät olisi huollettu aikaisemman tekniikan mukaisesti kaivon kautta.

Kaatopaikan suotovedet kerätään kolmeen 400 m³:n kokoiseen säiliöön. Suotovedet käsitellään omassa käsittelylaitoksessa, jonka kapasiteetti on 50 m³/h (max. 70 m³/h). Jätevedet johdetaan ensin nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessiin, jossa käytetään metanolia hiilenlähteenä. Tämän jälkeen seuraavat ultra- ja nanosuodatusvaiheet, joissa vedestä saadaan poistetuksi myös raskasmetallit. Viimeisenä vaiheena on käänteisosmoosikäsittely, jossa vedestä poistetaan loput suolat. Ultrasuodatuskalvojen

eliniäksi arvioitiin noin seitsemän vuotta, nanosuodatuskalvojen kolmesta viiteen vuotta ja käänteisosmoosikalvojen viisi vuotta. Puhdistetut suotovedet voidaan johtaa sellaisinaan alueen ulkopuolelle. Käsiteltyä vettä käytetään myös muun muassa jäteautojen ja suotovesiputkien pesuun. On myös suunniteltu, että osa suotovedestä alettaisiin kierrättää takaisin kasaan, koska vedenkäsittelykapasiteettia ei haluta kasvattaa. Suotoveden käsittelylaitokseen on investoitu 3,8 miljoonaa euroa, ja vesienkäsittely maksaa 20–30 €/m³ (ennen 70–80 €/m³).

2.3.2.4 Mechernichin kaatopaikka, Saksa

Mechernichin kaatopaikka on ollut toiminnassa vuodesta 1983 lähtien. Jätetäytön korkeus on paikoin jopa 90 metriä. Kaatopaikka on pohjaeristetty, ja sen neljällä eri sijoitusalueella syntyy erilaisia vesijakeita, jotka kaikki johdetaan samaan tasausaltaaseen. Suotoveden lämpötila on 28–30 °C. Suotovesien käsittelylaitos on ollut toiminnassa kymmenen vuotta, ja sen maksimikapasiteetti on 400 m³/vrk (16 m³/h). Suotovesien käsittelyn ensimmäinen vaihe on nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessi. Nitrifikaatiossa on käytössä kaksi eri tekniikkaa: bioroottori ja perinteinen aktiivilieteprosessi. Bioroottoreita on käytössä kaksitoista kappaletta. Niiden halkaisija on arviolta kolmesta neljään ja pituus noin kuusi metriä. Bioroottorien kokonaispinta-ala on 65 000 m². Rootoreilla päästään noin 70 %:n typpireduktioon. Prosessi ei vaadi ylimääräistä hiilenlisäystä tai pH:n säätöä, koska käytössä oleva mikrobikanta (nimetty Mechernichin mukaan) ei niitä tarvitse. Bioroottorien käsittelykapasiteetti on 11 m³/h. Nitrifikaatioprosesseista vedet johdetaan denitrifikaation kautta MBR-laitteistoon (Zenon ZeeWeed 500). Vesiä kierrätetään myös osin uudelleen takaisin nitrifikaatioon.

MBR-laitteisto koostuu kahdeksasta kaksi metriä korkeasta halkaisijaltaan metrin suuruisesta bio-reaktorista, joissa onttokuidut ovat kiinni ylä- ja alaosistaan. Reaktoreita ilmastetaan alhaalta, ja imu ultrasuodatusmembraanien (0,01 µm) läpi tapahtuu alipaineella (0,5 bar). Ilmastus paitsi tehostaa biologista prosessia myös puhdistaa liiat kiintoaineet pois onttokuitujen pinnalta. Laitteisto on ollut toiminnassa kymmenen vuotta ja toimii edelleen hyvin. Laitteistolla käsiteltävä vesimäärä on 10 m³/vrk. MBR:n etuina ovat muun muassa pitkäikäisyys, vähäinen tilantarve sekä mahdollisuus operoida suurilla kiintoainepitoisuuksilla, mikä tehostaa myös biologisia hajotusprosesseja.

MBR-prosessin permeaatti johdetaan vielä käänteisosmoosilaitteistoon, jossa syntyvä liete kuivataan ja viedään polttoon. Taulukossa 13 on esitetty vedenlaatu tietoja käsittelemättömästä ja käsitellystä suotovedestä.

Taulukko 13. Mechernichin suotoveden pitoisuuksia.

	Ennen käsittelyä, mg/l	Käsittelyn jälkeen, mg/l
COD, mg O ₂ /l	4 000	700–1 100
BOD, mg O ₂ /l	650	< 10
Kok-N, mg/l	1 600	< 10
pH	8	9

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

2.3.2.5 Kaatopaikkaveden käsittelylaitos, Viro (Kunda)

Kundan (Pohjois-Eesti) vanha kaatopaikka on toiminut vuodesta 1962. Kaatopaikalle on sijoitettu Kunda Nordic Tsement -tehtaan sementti- ja tuhka-jätettä, Kundan kaupungin talousjätteitä sekä muun muassa satama-alueen kuormaus- ja pakkausjätteitä. Kaatopaikalta suotautuvat vedet ovat sementtitehtaan jätteistä johtuen hyvin emäksisiä (pH yli 12), ja kaatopaikkaveden purkualueen kasvusto on pahoin vaurioitunut. Kaatopaikkavesi käsitellään neutraloimalla ja Suomenlahteen purkautuvan kaatopaikkaveden pH säädetään alueelle 6–9.

Laitos koostuu virtausmittauskaivosta ja neutralointireaktorista, laiterakennuksesta, rikkihapposäiliöstä, ohjauksyksiköistä sekä kaukovalvontayksiköstä. Laitos toimii miehittämättömänä. Rikkihapon syöttö tapahtuu automaattisesti lähtevän veden pH:n mukaan. pH:ta, virtaamaa ja rikkihapon määrää mitataan jatkuvasti. Mikäli poikkeuksia esiintyy, hälytys välittyy GSM-tekstiviestinä laitosta käyttävän henkilön matkapuhelimeen. Laitos on toiminut käynnistyksestä lähtien tarkoitetulla tavalla, ja lähtevän veden pH on pysynyt välillä 6–9. Kaatopaikan alapuolisessa pahoin pilaantuneessa ympäristössä on havaittu selvää elpymistä, ja Pohjois-Eestille tyypillisen kasvuston odotetaan palaavan purkualueelle lähivuosina (<http://www.nordicenvicon.fi/link2ref/kunda.html>).

2.4 Jätteenkäsittelykeskusten vesiä koskevat vaatimukset

2.4.1 Lait ja säädökset sekä niiden asettamat vaatimukset

2.4.1.1 Jätelainsäädäntö

EU-lainsäädännössä ja erityisesti **kaatopaikkadirektiivissä (1999/31/EY)** säädetään kaatopaikalla syntyvien vesien hallinnasta, käsittelystä ja seurannasta. Direktiivissä edellytetään, että kaatopaikkavedet kerätään ja käsitellään *riittävien kansallisten standardien* mukaisesti, mutta siinä ei ole tarkemmin säädetty vesienhoidon järjestämisestä eikä vesille ole asetettu yleisiä laatustandardeja. Näin ollen kaatopaikkavesien ja kaatopaikan vaikutusalueella olevien vesien seurannasta ja käsittelystä ei ole EU-alueella olemassa yhtenäisiä menettelytapoja, vaan asia on ratkaistu kansallisella tasolla säätämällä tarkentavia lakeja ja säädöksiä.

Suomessa kaatopaikkavesistä säädetään pääasiassa **Valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksessä (61/1997)**, jossa *kaatopaikkaveden seurannalle* on asetettu seuraavat vaatimukset:

- Veden määrää ja laatua on tarkkailtava erikseen jokaisessa kohdassa, jossa kaatopaikkavettä johdetaan kaatopaikan ulkopuolelle.
- Kaatopaikkavesien puhdistamista ja puhdistuksesta pois johdettavia vesiä on tarkkailtava siten, että puhdistuksen tehokkuutta ja kaatopaikan aiheuttamaa kuormitusta voidaan arvioida luotetavasti.
- Kaatopaikan toiminnan aikana kaatopaikkaveden määrää ja sähkönjohtavuutta on seurattava viikoittain, jälkihoitovaiheen aikana puolivuositain.
- Veden laatua on seurattava kaatopaikan toiminnan aikana neljännesvuositain ja jälkihoidon aikana puolivuositain. Analysoitavat muuttujat määritellään sijoitetun jätteen laadun perusteella.

Samassa asetuksessa on annettu määräyksiä myös kaatopaikan vaikutusalueella olevien *pinta- ja pohjavesien seurantaan*. Pintaveden laatua ja määrää on seurattava vähintään kahdesta näytteenottpisteestä otetuin näyttein. Näytteenottpisteiden on sijaittava siten, että toinen piste sijaitsee kaatopaikasta ylävirtaan ja toinen kaatopaikan vaikutusalueella yleensä alavirtaan, jotta kaatopaikan vaikutukset pintavesiin voidaan todentaa. Pohjavesiseurannan osalta kaatopaikkapäätöksessä säädetään seuraavaa (**kaatopaikkapäätöksen muutos, 1049/1999**):

- Pohjavesiä on tarkkailtava virtaussuunnassa kaatopaikan alapuolella vähintään kahdesta näytteenottpisteestä ja kaatopaikan yläpuolella vähintään yhdestä näytteenottpisteestä.
- Kaatopaikan vaikutusalueella sijaitsevien talousvesikaivojen vedenlaatua on tarkkailtava.
- Jätetäytön pohjavedenpintaa on seurattava puolivuositain.
- Pohjavedestä analysoituvat muuttujat ja näytteenottiheys määrätään tapauskohtaisesti jätteen laadun ja kaatopaikka-alueen pohjaveden laadun perusteella. Tämän lisäksi on otettava huomioon pohjaveden virtausnopeus alueella.

Mikäli pohjaveden laadun todetaan heikentyneen tai sille lupahakemuksessa asetettu haitallisten aineiden kynnystaso ylittyy, katsotaan, että kyseessä on merkityksellinen terveys- ja ympäristöhaitta, josta on viipymättä ilmoitettava lupaviranomaiselle. Pohjaveden laatua koskevista havainnoista on pidettävä kirjaa ja tiedot on koottava taulukoiksi, joista voidaan nähdä helposti veden laadussa tapahtuneet muutokset.

Valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksessä säädetään myös *kaatopaikkavesien käsittelystä*. Kaatopaikkapäätöksen mukaisesti kaatopaikkavedet on kerättävä yhteen ja käsiteltävä tehokkaasti kaatopaikalla tai johdettava muualle puhdistettavaksi. Mikäli ne puhdistetaan kunnallisella tai muulla puhdistamolla, vesistä ei saa aiheutua haittaa puhdistamon toiminnalle tai lietteen laadulle. Vesistöön johdettavan kaatopaikkaveden laadulle ei ole annettu valtakunnallisia vaatimuksia. Yleisenä lähtökohtana on, että ympäristön pilaantumisvaara on arvioitava ympäristölainsäädännön mukaisesti. Käsittelyn tavoitteet määritetäänkin yleensä tapauskohtaisesti kaatopaikan ympäristöluvassa (Pelkonen 2006), joten vaatimukset vaihtelevat eri kaatopaikkojen välillä.

Tällä hetkellä Suomessa suurin osa kaatopaikalla syntyvistä vesistä johdetaan kunnalliselle jätevedenpuhdistamolle käsiteltäväksi. Kaatopaikalla tapahtuva paikallinen käsittely on lisääntymässä, ja uusia lupia on alettu myöntää yhä enemmän. Ensimmäinen ympäristöluva paikalliselle käsittelylle myönnettiin Nurmijärven kaatopaikalle vuonna 2000 (Pelkonen 2002). Tämän jälkeen lupia on myönnetty usealle muullekin kaatopaikalle (ks. luku 2.4.2).

2.4.1.2 Vesi- ja ympäristölainsäädäntö

EU:n ja Suomen vesi- ja ympäristölainsäädännössä on tapahtunut viime vuosina merkittäviä muutoksia lähinnä vuonna 2000 hyväksytyn ja vuonna 2004 toimeenpannun vesipuitedirektiivin takia. Tämä vaikuttaa myös kaatopaikkavesien käsittelyyn ja niiden laadulle asetettuihin vaatimuksiin. Seuraavat säännökset on otettava huomioon kaatopaikkavesien hallinnassa käsittelyssä:

- Vesipuitedirektiivi 2000/60/EY
- Vesienhoitolaki 2004 (1299/2004)
- Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä (VEHA) 1040/2006

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

- Työohjelma ja aikataulu 2006
- Tarkkailuohjelmamalli 2006
- Vesienhoitosuunnitelmat valmiina 2009
- Valtioneuvoston periaatepäätös (VNpp), Vesiensuojelun suuntaviivat 2015
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006 (VESPA)
- Ympäristönsuojelulaki (86/2000)
- Ympäristönsuojeluasetus (169/2000, muutos 889/2006)
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta (2006/118/EY) (Vesiputedirektiivin tytärdirektiivi)
- Valtioneuvoston asetus pohjavesiä koskien (valmisteilla, voimaan viimeistään 16.1.2009)
- Yhdyskuntajätevesidirektiivi (**91/271/ETY**), asetus yhdyskuntajätevesistä 888/2006
- **E-PRTR-asetus** (Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) nro 166/2006 muun muassa epäpuhtauksien päästöjä ja siirtoja koskevan eurooppalaisen rekisterin perustamisesta)
- Vesilain kokonaisuudistus (valmisteilla).

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivissä (2000/60/EY) ja sen pohjalta annetussa **vesienhoidon järjestämistä koskevassa laissa (1299/2004)** ja **valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämistä (VEHA) (10540/2006)** on asetettu yleiset tavoitteet vesien tilalle. Nämä tavoitteet olivat pohjana myös valmisteltaessa valtioneuvoston periaatepäätöstä vesiensuojelun suuntaviivoista vuodelle 2015. Uudistuvalla vesilainsäädännöllä pyritään siihen, ettei pinta- ja pohjavesien tila heikkene vaan että niiden tila pysyy vähintään hyvänä. Jotta näihin tavoitteisiin päästäisiin vuoteen 2015 mennessä, pinta- ja pohjavesiä suojellaan, parannetaan ja ennallistetaan.

Vesiensuojelun suuntaviivoissa keskitytään pääasiassa rehevöitymistä aiheuttavan vesistökuormituksen vähentämiseen sekä sisävesillä että merialueilla. Ravinnekuormituksen vähentäminen on avainasemassa, mutta myös haitallisista aineista aiheutuvia riskejä vähennetään niin, että nämä aineet eivät aiheuta vesien tilan heikkenemistä. Lisäksi vesien hyvä kemiallinen ja ekologinen tila pyritään säilyttämään. Teollisuuden vesiympäristölle aiheuttamia vaarallisten aineiden päästöjä ja huuhtoumia vähennetään tai ne lopetetaan kerralla tai vaiheittain. Pohjavesiin kohdistuvien riskien hallinnassa on kiinnitettävä erityistä huomiota muun muassa jätteiden käsittelyyn. Kaatopaikoilta tulevien haitallisten aineiden päästöt kuuluvat ympäristönsuojelulain mukaiseen ympäristölupajärjestelmään. Käytännössä nämä haitallisten aineiden päästöt on kuitenkin otettu puutteellisesti huomioon sekä ympäristölupamenettelyssä että lupapäätöksissä. **Valtioneuvoston asetus, joka koskee vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita (1022/2006) (VESPA)** selkiyttää kuitenkin osaltaan haitallisten aineiden säätelyä lupamenettelyssä.

Valtioneuvoston asetuksessa annetaan päästökieltoja, päästöraja-arvoja ja ympäristölaatonormeja tietyille haitta-aineille. Näitä ovat aineet, jotka on määritelty prioriteettiaineiksi vesiputedirektiivissä (2000/60/EY) sekä **tiettyjen yhteisön vesiympäristöön päästettyjen vaarallisten aineiden aiheuttamasta pilaantumisesta annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2006/11/EY** liitteessä A tarkoitettujen aineryhmien mukaisia aineita, jotka ovat myrkyllisiä, hitaasti hajoavia ja jotka voivat kertyä eliöstöön. Asetus koskee ainoastaan pintavesiin joutuvaa tai kunnallisille jätevedenpuhdistamoille johdettavaa vettä. Asetusta ei sovelleta pohjaveteen. Asetuksessa määrätään, että ympäristöluvanvaraista toimintaa harjoittavan *on tarkkailtava pintavettä, johon päästetään tai huu-*

toutuu asetuksen liitteessä määriteltyjä vesiympäristölle vaarallisia tai haitallisia aineita. Liitteessä mainittuja aineita on yhteensä 64, joista suurin osa on orgaanisia yhdisteitä. Kaatopaikkojen kannalta merkittäviä haitta-aineita ovat muun muassa metallit (kadmium, elohopea, lyijy ja nikkeli) ja fenolit. Asetuksessa määritellyt vesiympäristölle haitalliset tai vaaralliset aineet sekä niiden päästöraja-arvot ja laatumormit esitetään liitteen 1 taulukoissa.

Myös pohjavesiä koskevaa lainsäädäntöä ollaan uudistamassa ja tiukentamassa. Vuonna 2006 annettu ja vuoden 2007 alkupuolella voimaan tullut **EY:n direktiivi (2006/118/EY) pohjaveden suoje-
lusta pilaantumiselta ja huononemiselta** kiristää jäsenvaltioiden velvollisuuksia estää vaarallisten aineiden pääsy pohjavesiin. Jäsenvaltioiden on saatettava direktiivin noudattamisen edellyttämät lait ja asetukset voimaan viimeistään kahden vuoden kuluttua direktiivin voimaantulosta. Käytännössä tämä tarkoittaa, että Suomessa pohjavesidirektiivin toimeenpano edellyttää sitä koskevan oman asetuksen antamista. Direktiivillä vahvistetaan vesipuitteidirektiivissä (2000/60/EY) esitetyt toimenpiteet pohjavesien pilaantumisen ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi. Tällaisina mainitaan pohjaveden hyvän kemiallisen tilan arviointiperusteet sekä pohjaveden laadussa tapahtuvien muutossuuntien tunnistaminen. Pohjaveden tilan arviointia varten direktiivi sisältää laatustandardit torjunta-aineille ja nitraateille (taulukko 14). Muille aineille asetetaan luonnonolosuhteet huomioonottaen jäsenvaltiokohtaiset raja-arvot. Raja-arvot on annettava ainakin seuraaville pilaaville aineille ja niiden indikaattoreille: metallit ja anionit; arseeni (As), kadmium (Cd), lyijy (Pb), elohopea (Hg), ammonium (NH₄), kloridi (Cl), sulfaatti (SO₄), synteettiset aineet; trikloorietyleeni ja tetrakloorietyleeni sekä suolaantumista tai muiden aineiden pohjaveteen tunkeutumista osoittavat muuttujat; sähkönjohtavuus.

Taulukko 14. Pohjaveden kemiallisen tilan arvioinnissa käytettävät pohjaveden laatumormit.

Pilaava aine	Laatumormit
Nitraatit	50 mg/l
Torjunta-aineiden vaikuttavat aineet, mukaan luettuina niiden merkitykselliset aineenvaihdunta-, hajoamis-, tai reaktiotuotteet	0,1 ug/l 0,5 ug/l (yhteensä) ¹⁾

¹⁾ Tarkoittaa kaikkien seurannassa havaittujen tai mitattujen yksittäisten torjunta-aineiden summaa.

Pohjavesiä koskevassa direktiivissä annetaan määräyksiä myös toimenpiteistä, joilla ehkäistään tai rajoitetaan pilaavien aineiden pääsemistä pohjaveteen (6 artikla). Tässä on otettava erityisesti huomioon valtioneuvoston asetus, joka koskee vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita (1022/2006) (VESPA). On myös noudatettava hyviä toimintatapoja, kuten parhaita ympäristökäytäntöjä (BEP) ja parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT).

Ympäristönsuojelulaissa (86/2000) ja -asetuksessa (196/2000) on VESPAa vastaavasti määräys ainepäästöjen luvanvaraisuudesta (3 §). Asetuksen mukaisesti toiminnanharjoittaja *tarvitsee aina ympäristöluvan, mikäli toiminnasta pääsee vesiin tai vesihuoltolaitoksen viemäriin asetuksen liitteessä mainittuja aineita.* Lupaa ei kuitenkaan tarvita, mikäli toiminnanharjoittaja pystyy osoittamaan, että päästö sisältää niin vähäisen määrän kyseisiä aineita, ettei siitä aiheudu ympäristön pilaantumista tai haittaa vesihuoltolaitoksen toiminnalle. Aineet, joiden päästöt vesiin tai vesihuoltolaitoksen viemäriin ovat ympäristöluvanvaraisia, ovat seuraavat:

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

- elohopea ja sen yhdisteet
- kadmium ja sen yhdisteet
- arseeni ja seleeni sekä niiden yhdisteet
- kromi, lyijy, nikkeli, tallium, uraani sekä niiden yhdisteet
- orgaaniset halogeeniyhdisteet ja aineet, jotka vesiympäristössä voivat muodostaa sellaisia yhdisteitä
- orgaaniset tinayhdisteet ja ympäristölle vaaralliset orgaaniset fosforiyhdisteet
- syöpää aiheuttavat, perimää vaurioittavat tai lisääntymiselle vaaralliset yhdisteet
- antimoni, boori ja telluuri sekä niiden yhdisteet
- barium, beryllium, hopea, koboltti, kupari, molybdeeni, sinkki, tina, titaani ja vanadiini sekä niiden yhdisteet
- syanidit ja fluoridit
- kasvinsuojeluaineet ja biosidivalmisteet sekä niiden johdannaiset
- mineraaliöljyt ja öljyperäiset hiilivedyt
- pysyvät hiilivedyt ja pysyvät ja kertyvät myrkylliset orgaaniset aineet
- muut vesiympäristölle tai vesiympäristön kautta terveydelle tai ympäristölle vaaralliset tai haitalliset aineet sekä aineet ja seokset, jotka voivat haitata vesien käyttöä.

Ympäristönsuojeluasetuksessa ei anneta ko. aineille laatustandardeja tai päästörajoja, vaan lupaviranomainen määrittelee ne tapauskohtaisesti ympäristöluvan myöntämisen yhteydessä. Asetuksessa määrätään myös, että *vesihuoltolaitoksen viemäriin johdettavat teollisuusjätevedet ja muut pilaavia aineita sisältävät jätevedet on esikäsitteltävä asianmukaisella tavalla*

- vesihuoltolaitoksen päästöistä ympäristöön kohdistuvien haittojen estämiseksi tai muiden purkuvesistöä koskevien säännösten vaatimusten täyttämiseksi
- lietteen turvallisen, ympäristön kannalta hyväksyttävän käsittelyn ja hyödyntämisen varmistamiseksi
- viemäriverkon ja puhdistamojen työntekijöiden terveyden suojelemiseksi
- jäteveden ja lietteen käsittelyprosessien toiminnan vaikeutumisen estämiseksi
- viemäriverkon, puhdistamoiden ja niihin liittyvien laitteiden vaurioitumisen estämiseksi (36 §).

Tämän lisäksi ympäristöluvassa on annettava *tarpeelliset päästöraja-arvot ja muut päästömääräykset vesihuoltolaitoksen viemäriin johdettaville teollisuusjätevesille tai muille vesille, jotka sisältävät seuraavassa luettelossa mainittuja aineita* – näin varmistetaan, että jätevedet esikäsitellään asianmukaisesti ja päästöjä tarkkaillaan (36 a §):

- orgaaniset halogeeniyhdisteet ja aineet, jotka vesiympäristössä voivat muodostaa sellaisia yhdisteitä
- organofosforiyhdisteet
- orgaaniset tinayhdisteet
- aineet ja valmisteet, joilla osoitetaan olevan karsinogeenisia, mutageenisia tai lisääntymiseen vaikuttavia ominaisuuksia

- pysyvät hiilivedyt ja pysyvät sekä biokertyvät myrkylliset orgaaniset aineet
- syanidit ja fluoridit
- metallit ja niiden yhdisteet
- arseeni ja sen yhdisteet
- biosidit ja kasvinsuojeluaineet
- suspendoituneet aineet
- rehevöitymistä aiheuttavat aineet, erityisesti nitraatit ja fosfaatit
- happitasapainoon epäedullisesti vaikuttavat aineet.

Yhdyskuntajätevesidirektiivissä (91/271/ETY) säädetään ympäristölupaa edellyttävien jätevesien johtamisesta ja käsittelystä. Siinä asetetaan vaatimuksia muun muassa puhdistamoiden tyyppien ja fosforin poiston tehokkuudelle. On arvioitu, että ainoastaan puolet EU-15 maiden jätevedenpuhdistamoista täyttää direktiivin vaatimukset, ja esimerkiksi Suomi on saanut haasteen EY tuomioistuimeen direktiivin puutteellisesta toimeenpanosta. Yhdyskuntajätedirektiivin määräyksiä onkin tarkennettu vuonna 2006 voimaan astuneessa **yhdyskuntajätevesiasetuksessa (888/2006)** ja **ympäristönsuojeluasetuksen muutoksessa (889/2006)**.

Lisäksi **E-PRTR-asetuksen** mukaisesti muun muassa jätteiden käsittelylaitosten (kapasiteetti vähintään 50 t/vrk), kaatopaikkojen (vastaanottokyky vähintään 10 t/päivä tai 25 000 t/vuosi), yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden (AVL yli 100 000) ja jätteenpolttolaitosten (kapasiteetti vähintään 3 t/h) päästötiedot tulee toimittaa epäpuhtauksien ja päästöjen siirtoja koskevaan rekisteriin (eli PRTR-rekisteriin). Asetus koskee päästöjä ilmaan, veteen ja maaperään sekä jätevesien ja jätteiden toimittamista laitospöytäkokonaisuuden ulkopuolelle. Asetuksessa listataan raportoitavat epäpuhtaudet, jotka voivat ympäristöön jouduttuaan olla ominaisuuksiensa vuoksi haitallisia ympäristölle tai ihmisten terveydelle. Esimerkiksi jätevedenpuhdistamon toiminnasta aiheutuvat päästöt maahan, veteen ja ilmaan on ilmoitettava EU-alueen yhteiseen päästörekiisteriin, kun asetuksen liitteen päästöraja-arvo ylittyy. Toimeenpano-ohjeessa on listattu 44 ainetta, joita voi päästä vesistöön puhdistamoilta raportoitavia määriä. Raja-arvo on esitetty vuosipäästönä (kg/a) – esimerkiksi kuparilla se on 50 kg/a. Asetus ei siis aseta rajoituksia päästöille vaan koskee seurantaa.

2.4.2 Kaatopaikkavesien laadulle asetetut vaatimukset Suomessa

Vesistöön johdettavan kaatopaikkaveden laadulle ei ole annettu valtakunnallisia vaatimuksia. Myöskään kaatopaikkojen ympäristöluvuissa ei aikaisemmin ole yleensä annettu varsinaisia ainekohtaisia vaatimuksia, mutta uusimmissa luvissa vaatimusten asettaminen on yleistynyt. Myös kaatopaikkojen suotovesien tarkkailuohjelmiin on toisinaan sisällytetty raja-arvoja eri haitta-aineille. Raja-arvoja tai laatutavoitteita voidaan esittää pitoisuuksina (mg/l) ja vesistökuormituksena (kg/a) esimerkiksi puolivuosisikeskiarvon mukaan laskettuna. Esimerkiksi Sipoossa sijaitsevan Mömöksen jätteenkäsittelyalueen suotovesille on asetettu raja-arvoja (taulukko 15), joiden ylittäminen johtaa suotovesien puhdistuksen tai viemäroinnin rakentamiseen (Suunnittelukeskus 2000).

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 15. Mömossenin kaatopaikan suotovesille asetetut raja-arvot (päättös 12.1.1994, Suunnitelukeskus 2000).

Parametri	Yksikkö	Fortumin erityisjätealueen tasausaltaasta lähtevä vesi	Yhdyskuntajätteen tasausaltaan mittapato
pH		4–12	4–12
TOC	mg/l	200	500
Cd	mg/l	0,5	0,5
Pb	mg/l	5,0	5,0
V	mg/l	50	50
Hg	mg/l	0,1	0,1
Cr	mg/l	5,0	5,0
Ni	mg/l	5,0	5,0
Cu	mg/l	30	30
Zn	mg/l	100	100
SO ₄	mg/l	5 000	5 000
Cl-	mg/l	5 000	5 000
F-	mg/l	150	150
Al	mg/l	20	20
Öljyt	mg/l	5	5
Haihtuvat hiilivedyt	mg/l	0,5	0,5
Klooratut hiilivedyt	mg/l	0,4	0,4

Suomessa jätteenkäsittelykeskusten vesien erilliskäsittelyä harjoittavien laitosten ympäristöluvuissa käsittelylle on asetettu vaatimuksia, joita esitetään seuraavissa taulukoissa. Raja-arvoja tai laatutavoitteita voidaan esittää pitoisuuksina (mg/l), vesistökuormituksena (kg/a) tai reduktioina (% esim. puoli-vuotiskeskiarvona). Pitoisuusraja-arvoja on annettu esimerkiksi Kujalan ja Metsä-Tuomelan jätekeskuksista vesistöön johdettaville suotovesille vuosikeskiarvoina (taulukko 16) (Ympäristöluvut YLO/lup/125/05, YS 998/ 17.8.2007).

Taulukko 16. Kujalan ja Metsä-Tuomelan jätekeskusten suotovesille asetetut raja-arvot (ko. ympäristö-luvat).

Parametri	Yksikkö	Kujalan jätekeskus	Metsä-Tuomelan jätekeskus
Cd	mg/l	0,002	-
Pb	mg/l	0,1	-
Hg	mg/l	0,002	-
Cr	mg/l	0,2	-
Ni	mg/l	0,1	-
Cu	mg/l	0,2	-
Öljyt	mg/l	10	-
Kiintoaine	mg/l	35	20
COD _{Cr}	mg/l	125	400
BOD ₇	mg/l	15	30
Kloorifenolit	mg/l	0,1	-
Kok. N	mg/l	-	40
Kok. P	mg/l	-	1
NH ₄ -N	mg/l	-	20

Kujalan jätekeskuksen luvassa on annettu raja-arvoja myös vesistökuormitukselle (taulukko 17). Reduktioon liittyviä vaatimuksia taas löytyy muun muassa Majasaaren ja Metsä-Tuomelan jätekeskusten luvista (taulukko 18).

Taulukko 17. Kujalan jätekeskuksen raja-arvot vesistökuormitukselle.

Yhdiste/aine	Vesistökuormitus, kg/a	
	Lievästi likaantuneet	Väkevät
Kiintoaine	1050	1 225
COD _{Cr}	3750	4 375
BOD ₇	ei annettu	525
Kupari (Cu)	6	7
Lyijy (Pb)	3	3,5
Nikkeli (Ni)	3	3,5
Sinkki (Zn)	3	3,5
Kok.kromi (Cr _{tot})	6	7
josta Cr(IV)	0,9	1,05
Arseeni (As)	0,9	1,05
Kadmium (Cd)	0,06	0,07
Elohopea (Hb)	0,06	0,07
Öljyt	300	350
Kloorifenolit	3	3,5

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Taulukko 18. Reduktiovaatimukset Majasaaren ja Metsä-Tuomelan jätekeskusten luvissa.

	Majasaaren jätekeskus	Metsä-Tuomelan jätekeskus
Reduktio	%	%
COD	-	80
BOD7	90	90
Kok-P	85	80
Kok-N	40	50
NH ₄ -N	90	90
Kiintoaine	-	90

Esimerkkinä viemäriin johdettavalle käsitellylle vedelle annetuista vaatimuksista on taulukossa 19 esitetty Ekokemin Riihimäen jätteen ja ongelmajätteen käsittely- ja hyödyntämislaitoksen jätevedenpuhdistamon raja-arvot (ympäristölupa HAM-2004-Y-443-111).

Taulukko 19. Ekokemin Riihimäen jätteen ja ongelmajätteen käsittely- ja hyödyntämislaitoksen jätevedenpuhdistamon raja-arvot.

	Pitoisuusraja-arvo, mg/l	Kuormitusraja-arvo, g/d (ol. 60 m³/vrk)
Hg	0,01	0,6
Ag	0,2	12
Cd	0,03 (tav. 0,01)	1,8 (tav. 0,6)
Cr	1	60
Cu	1	120
Pb	1,0 (tav. 0,5)	60 (tav. 30)
Ni	1,0 (tav. 0,5)	60 (tav. 30)
Zn	3	180
SO ₄ , S ₂ O ₃ , SO ₃ yht.	4 000	168 000
NH ₄ -N	160	9 300
Mg	300	18 000
Alkalimetallit	10 000	420 000
Kloridi (Cl ⁻)	60 000	2 520 000
As	1	60
Syanidi (CN ⁻)	0,2 (tav. 0,1)	12 (tav. 6)
Syanaatti (CNO ⁻)	100	6 000
Fluoridi (F ⁻)	50	3 000
Se	3	180
NO ₃	5 000	300 000
Mineraaliöljyt	20	1 200
Alkoholit yht.	300	18 000
Haihtuvat liuottimet yht.	3	180
Fenolit ja kresoli yht.	20	1 200
pH	6,5–10	-
Lämpötila	max. 35°C	

Vertailun vuoksi seuraavassa taulukossa 20 esitetään yhdyskuntajäteveden puhdistamoille ja haja-asutusalueiden jätevesille asetettuja puhdistusvaatimuksia.

Taulukko 20. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille ja haja-asutusalueiden jätevesille asetettuja puhdistusvaatimuksia.

	Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot		Haja-asutusalueiden jätevedet	
	mg/l	%	g/as/d	%
BHK ₇	30 ¹⁾	70 ¹⁾	5,0 ⁴⁾	90
COD _{Cr}	125 ¹⁾	75 ¹⁾	-	-
Kiintoaine	35 ²⁾	90 ²⁾	-	-
P-kok	2 ^{2), 3)}	80 ^{2), 3)}	0,33 ⁴⁾	85
N-kok	15 ^{2), 3)}	70 ^{2), 3)}	8,4 ⁴⁾	40

¹⁾ Molemmat vaatimukset täytettävä samanaikaisesti.

²⁾ Vain jompikumpi vaatimuksista asetetaan lupaehtoon.

³⁾ Koskee vain puhdistamoita, joiden asukasvastineluku on 10 000–100 000.

⁴⁾ Kyseiset kuormitusluvut vastaavat 33 mg BHK₇/l, 2,2 mg P/l ja 56 mg N/l olettaen, että vedenkulutus (jätevedentuotto) on 150 l/as/d.

Kaatopaikkojen lopettamisoppaassa on annettu kaatopaikkavesille ohjeellisia käsittelyvaatimuksia. Nämä vaatimukset perustuvat vesistökuormituksen vähentämiseen ja kohdistuvat ravinteisiin ja orgaaniseen ainekseen (taulukko 21).

Taulukko 21. Ohjeellinen kaatopaikkavesien käsittelytarve (Suomen ympäristökeskus 2000).

Käsittelytarve	Asukasvastineluku (AVL)	Asukasvastinelukua vastaava kuormitus ¹⁾		
		BHK ₇ (kg/d)	P-kok (kg/d)	N-kok (kg/d)
Ei käsittelytarvetta	< 50	< 2,5	< 0,11	< 0,70
Käsittelytarve ympäristöltään herkällä alueella	50–199	2,5–10	0,11–0,44	0,70–2,8
Käsittely tarpeen, ellei luotettavasti osoiteta tarpeettomaksi	200–499	10–25	0,44–1,0	2,8–7,0
Käsittely aina tarpeen	> 500	> 25	> 1,1	> 7,0

¹⁾ Asukasvastinelukua vastaava kuormitus on laskettu haja-asutusalueen talousjätevesien käsittelyä koskevan asetuksen (542/2003) henkilökuormituslukuja (50 g BHK₇/as/d, 2,2 g P/as/d ja 14 g N/as/d).

2.4.3 Kaatopaikkavesien laadulle asetetut vaatimukset ulkomailta

Kaatopaikkavesien käsittelylle asetetut vaatimukset vaihtelevat huomattavasti eri Euroopan maissa. Raja-arvoja on asetettu, kuten Suomessakin, joko vesien johtamiselle ympäristöön tai vaihtoehtoisesti yleiseen viemäriin / puhdistamolle. Monissa maissa, kuten Pohjoismaissa ja Iso-Britanniassa, vaatimukset ovat tapauskohtaisia, ja vedet johdetaan pääosin yleiseen viemäriin (esikäsiteltyinä tai ilman). Saksassa yleiseen viemäriin johdettaville vesille asetetut tiukat vaatimukset (mm. COD:lle ja AOX:lle) ovat johtaneet siihen, että vedet käsitellään useimmiten paikan päällä. Saksassa käsittely on toteutettu yleensä kaksi- tai useampivaiheisena prosessina, jonka ensimmäisessä vaiheessa vesi käsitellään biologisesti ja sen jälkeen aktiivihiilisuodatuksen ja/tai erilaisten kalvosuodatuskoneiden avulla. Myös

2. Jätteenkäsittelykeskusten vedet

Ruotsissa on ollut tavoitteena käsitellä kaikki vedet paikallisesti. Ruotsissa käytetyt menetelmät ovat kuitenkin olleet yksinkertaisempia, esimerkiksi ilmastettu lammikko, veden kierrätys, kastelu tai maaperäkäsittely (Pelkonen 2002). Taulukossa 22 on esitetty esimerkkejä suotovesien käsittelyvaatimuksista muutamissa Euroopan maissa.

Taulukko 22. Esimerkkejä eri maissa kaatopaikan suotovesille asetetuista käsittelyvaatimuksista (Pelkonen 2002).

		Saksa vesistöön	Saksa viemäriin	Hollanti vesistöön	Hollanti viemäriin	Itävalta vesistöön	Sveitsi vesistöön
COD	mg/l	200	400	-	-	75, 90 max.	b
BOD5	mg O ₂ /l	20	-	7–20	300–400	20, 25 max.	20
TKN	mg/l	70, a	-	8–15, b	300	-	-
NH ₄ -N	mg/l	-	-	4–8, b	200	b	b
NO ₂ -N	mg/l	2	-	1–4, b	-	1,5	0,3
Hiilivedyt	mg/l	10	-	-	-	-	10
P	mg/l	3	-	-	-	-	-
Hg	mg/l	0,05	0,05	0,0005	0,002	0,01	0,01
Cd	mg/l	0,1	0,1	0,003	0,01	0,1	0,1
Cr (tot)	mg/l	0,5	0,5	-	-	2,1	2,1
Cr (-VI)	mg/l	0,1	-	0,075	0,375	0,1	0,1
Ni	mg/l	1	0,5	0,1	0,17	2	2
Pb	mg/l	0,5	0,5	0,05	0,2	1	0,5
Cu	mg/l	0,5	0,5	0,05	0,25	1	0,5
Zn	mg/l	2	2	0,2	1	3	2
As	mg/l	0,1	-	-	-	-	-
Syanidi	mg/l	0,2	-	-	-	-	-
Sulfidi	mg/l	1	-	-	-	-	-
AOX	mg/l	0,5	0,5	-	-	-	-
Sulfaatti	mg/l	-	-	500	300	b	300
Kloridi	mg/l	-	-	-	-	b	b

a = Sallitaan 100 mgN/l asti, jos poistuma > 75 %.

b = Riippuu jätevedenpuhdistamon koosta tai vesistön olosuhteista.

3. Kokeellisen tutkimuksen lähtökohdat

3.1 Tausta

Luvussa 2.3.1 on todettu jätteenkäsittelykeskusten vesien erilliskäsittelyn olevan lisääntymässä myös Suomessa. Jätevesien johtamisen tiukentuvat määräykset ja jätteenkäsittelykeskusten korkeat jätevesimaksut luovat tarpeen etsiä kustannustehokkaita vaihtoehtoja vesien johtamiselle kunnalliselle puhdistamolle.

Jätteenpolton yleistyessä Suomessa suuri osa polton kiinteistä jätteistä sijoitetaan nykylainsäädännön puitteissa kaatopaikoille. Kaatopaikoilla alkaa syntyä uudentyyppisiä vesiä, joiden kriittisimpiä käsittelyä vaativia haitta-aineita ovat epäorgaaniset yhdisteet kuten metallit ja suolat. Myös kaivostöinnän uusi elpyminen on myös lisännyt kaivosalueilla syntyviä käsittelyä vaativia, usein happamia vesiä, joiden keskeisimpiä haitta-aineita ovat niin ikään metallit ja suolat.

3.2 Tavoitteet

Hankkeen kokeellisessa osuudessa keskityttiin reaktiivisten sivutuotemateriaalien käyttöön metallipitoisten vesien käsittelyssä sekä sulfaatin pelkistykseen perustuvan metalli- ja suolapitoisten vesien käsittelyn tutkimiseen. Reaktiivisiin materiaaleihin liittyvän tutkimuksen tavoitteena oli kartoittaa ja tutkia Suomessa syntyvien pääasiassa teollisuuden sivutuotteiden soveltuvuutta metallipitoisten vesien käsittelyssä. Reaktiivisia sivutuotemateriaaleja on Suomessakin käytetty erityisesti orgaanisilla haitta-aineilla pilaantuneiden vesien käsittelyssä, mutta kokemukset ko. materiaalien soveltuvuudesta metallipitoisten vesien käsittelyyn ovat toistaiseksi olleet kansainvälisestikin rajallisia. Teollisuuden sivutuotemateriaalien käyttöä reaktiivisina materiaaleina puoltavat niiden usein jatkuva ja hyvä saatavuus sekä edullinen hinta.

Sulfaatin pelkistykseen liittyvien tutkimusten tavoitteena oli selvittää, voidaanko biologiseen sulfaatinpelkistykseen perustuvaa saostusprosessia hyödyntää metallipitoisten teollisuuden ja tuhka-kaatopaikkojen vesien käsittelyssä. Sulfaatinpelkistystä käytetään menestyksekkäästi happamien kaivosvesien käsittelyssä, mutta kaatopaikkavesien pienemmät metallipitoisuudet ja alkalinen luonne tekevät käsittelystä haasteellisempaa (Lens & Hunshoff Pol 2000). Laboratoriomittakaavassa toteutettujen leijupetireaktorien avulla tutkittiin metallien ja sulfaatin poiston lisäksi sitä, vaikuttaako kaatopaikkavesien suuri kloridipitoisuus inhiboivasti mikrobien toimintaan ja sitä kautta käsittelytehoon.

3. Kokeellisen tutkimuksen lähtökohdat

3.3 Tutkitut käsittelyvaihtoehdot

3.3.1 Reaktiiviset materiaalit

Reaktiivinen seinämä on alun perin pilaantuneen pohjaveden puhdistukseen kehitetty *in situ* -menetelmä. Se on maaperään asennettava, reaktiivista materiaalia sisältävä rakenne, jonka läpi vesi kulkee luontaisen virtauksensa ansiosta. Veteen liuenneet haitta-aineen reagoivat seinämän materiaalin kanssa, ja puhdistunut vesi jatkaa kulkuaan rakenteen toiselle puolelle. Haitta-aineet voivat reagoidessaan seinämän materiaalin kanssa tai sen katalysoimina muuntua vähemmän haitalliseen muotoon, pidentäytyä seinämään tai muuten immobilisoitua. Seinämässä tapahtuvia reaktioita sen ja haitta-aineiden välillä voivat olla esimerkiksi haitta-aineiden kemiallinen tai biologinen hajoaminen, sorptio, saostuminen tai hapetus–pelkistys-reaktiot. (Reinikainen 2003.)

Pohjaveden käsittelyyn tarkoitetuissa seinämissä on käytetty reaktiivisina materiaaleina tyypillisesti raemuotoista rautaa ja hiiltä. Tutkimuksen tarkoituksena on löytää seinämiin uusia käyttökelpoisia materiaaleja, jotka haitta-aineita vesistä tehokkaasti mutta ovat samalla myös suhteellisen halpoja, helposti saatavilla sekä soveltuvia asennettavaksi maaperään. Ne eivät myöskään saa tuottaa toksisia reaktiotuotteita reagoidessaan haitta-aineiden kanssa. (Day et al. 1999.) Myös erilaisten jäte- ja sivutuotemateriaalien hyödyntämistä reaktiivisissa seinämissä tutkitaan.

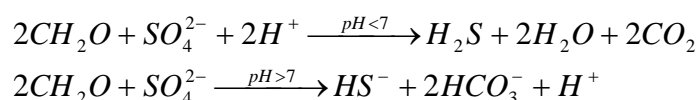
Pohjavesien käsittelyssä menetelmää voidaan soveltaa tyypillisesti orgaanisten ja epäorgaanisten kemikaalien poistamiseen. Koska seinämä toimii passiivisesti hyödyntäen veden luontaista virtausta, ei menetelmän käyttö vaadi paljoa energiaa tai ohjausta. (Day et al. 1999; Reinikainen 2003.) Reaktiivisen seinämän käyttö edellyttää alueen pohjavesiolojen hyvää tuntemusta sekä tasaista maaperää ja veden virtausta. Seinämän rakentaminen alueelle, jolla on teitä, kaapeleita tai muuta infrastruktuuria, on vaikeaa. Näin ollen se sopii parhaiten syrjäisille alueille, kuten kaatopaikkojen suotovesien käsittelyyn, jolla voidaan estää kaatopaikan ympäristön pohjaveden likaantuminen. (Pellinen 2003.) Käsittettä *reaktiivinen seinämä* tulee jätteenkäsittelykeskusten vesien käsittelystä puhuttaessa laajentaa kattamaan myös muun muassa suodatinratkaisut. Tämän vuoksi tässä yhteydessä käytetään yleisesti termiä *reaktiiviset materiaalit*.

Reaktiivisten materiaalien toiminnan ja erityisesti puhdistamista seuraavan ajan kannalta on keskeistä, mitä haitta-aineita materiaalilla käsitellään. Orgaanisten haitta-aineiden puhdistus reaktiivisilla materiaaleilla perustuu pääasiassa aineiden muuttumiseen vähemmän haitallisiksi, jolloin hajoamistuotteet jäävät vesifaasiin. Reaktiivinen materiaali saattaa passivoitua ajan kuluessa mutta ei yleensä muutu puhdistusprosessin kestäessä ympäristön kannalta haitallisemmaksi. Tällöin esimerkiksi pohjaveden *in situ* -käsittelyssä sovelletut reaktiiviset seinämät voidaan usein jättää puhdistustoiminnan loputtua paikoilleen. Sen sijaan esimerkiksi metalleja vesiliuoksesta poistettaessa metallit pääasiassa pidentäytyvät kiinteään muotoon joko reaktiivisen materiaalin pinnalle tai rakeiden väliin. Näin ollen reaktiivinen materiaali kontaminoituu vedestä poistettavilla haitta-aineilla. Siksi reaktiivisen materiaalin poistaminen käyttökohteesta saattaa olla tarpeen puhdistustoiminnan päätyttyä, ja materiaali on mahdollisesti sijoitettava kaatopaikalle.

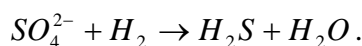
3.3.2 Sulfaatinpelkistys

Sulfaatin pelkistyminen on energiaa tuottava bakteerien aineenvaihdunnan prosessi (Shen & Buick 2004). Pelkistysprosessista vastuussa olevia mikrobeja kutsutaan *sulfaatinpelkistäjäbakteereiksi* (SRB = *sulphate reducing bacteria*). Sulfaatinpelkistäjät ovat monimuotoinen anaerobeja mikrobeja (Shen & Buick 2004) sisältävä mikrobiryhmä, joita löytyy laajalti anaerobisista meri- ja maaympäristöistä (Castro et al. 2000). Niillä on merkittävä rooli luonnossa tapahtuvassa rikin kiertokulussa (Leloup et al. 2003). Tämän lisäksi ne osallistuvat moniin anaerobisissa oloissa tapahtuviin prosesseihin, kuten orgaanisen aineksen kierto, kloorattujen aromaattisten yhdisteiden hajottamiseen sekä elohopean metylointiin (Castro et al. 2000). Nämä mikrobiryhmät käyttävät sulfaattia tai muita rikkioksoanioneita terminaalisenä elektronin vastaanottajana hapettaessaan orgaanisia tai epäorgaanisia yhdisteitä anaerobisen hengityksen aikana (Widdel & Pfennig 1981; Moosa et al. 2001).

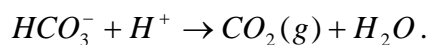
Kasvuunsa tarvitsemansa energian sulfaatinpelkistäjäbakteerit saavat hapettamalla orgaanisia yhdisteitä (esimerkiksi CH_2O). Ne erottavat vetyatomit orgaanisista molekyyleistä ja käyttävät sulfaattia ensisijaisena elektronin vastaanottajana (Cocos et al. 2002). Sulfaatinpelkistysreaktio voidaan esittää yksinkertaistettuna seuraavasti (Gusek et al. 1998; Gazea et al. 1996):



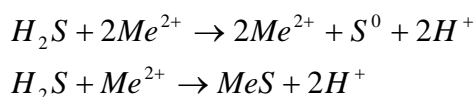
Myös molekulaarinen vety (H_2) voi toimia elektronin luovuttajana (Shen & Buick 2004):



Liuksen pH:sta riippuen rikkivety ja bikarbonaatti-ionit voivat olla erityyppisinä ioneina liuoksessa. Tyypillisesti muodostuu tasapainotila H_2S , HS^- ja S^{2-} sekä CO_2 , HCO_3^- ja CO_3^{2-} -ionien välillä (Dvorak et al. 1992). Reaktiossa muodostuvat karbonaatti- ja bikarbonaatti-ionit reagoivat protonien kanssa ja nostavat veden pH:ta sekä lisäävät sen puskurikykyä (Dvorak et al. 1992; Cocos et al. 2002):



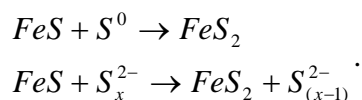
Sulfaatinpelkistysreaktioissa muodostuu runsaasti vapaata rikkivetyä, joka sitoutuu useimpien liuenneena olevien raskasmetalli-ionien ja erityisesti raudan kanssa (Shen & Buick 2004) muodostaen liukenemattomia metallikomplekseja seuraavien reaktioiden mukaisesti (Cocos et al. 2002):



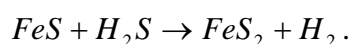
Esimerkiksi rauta, sinkki, kupari ja nikkeli reagoivat jälkimmäisen reaktion mukaisesti (Waybrant et al. 2002). Pyriitin (FeS_2) muodostuminen tapahtuu tästä eteenpäin kahden eri mekanismin kautta. En-

3. Kokeellisen tutkimuksen lähtökohdat

simmäisessä puolipysyvät rautasulfidit reagoivat alkuainerikin (S^0) tai polysulfidien (S_x^{2-}) kanssa muodostaen pyriittiä (Wilkin & Barnes 1996):

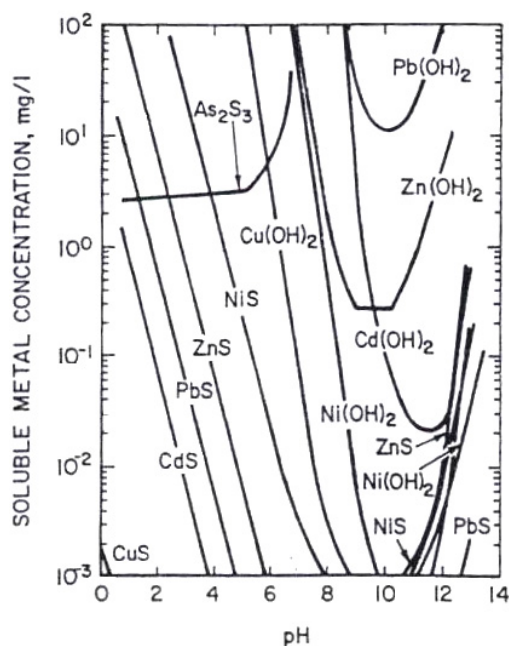


Toinen mekanismi vaatii rautasulfidin hapettumisen rikkivedyn toimesta (Wilkin et al. 1996):



Muodostuvien metallikompleksien saostuminen riippuu liuoksen pH:sta, metallisulfidien liukoisuudesta ja reaktioihin osallistuvien reagenssien pitoisuuksista. Biogeenista sulfidia hyödyntävä metallien saostus parantaa veden laatua pienentämällä mineraalihappamuutta. Koska reaktioissa ei muodostu vety-ioneja (H^+), myöskään protonihappamuus ei lisäännä (Hedin et al. 1994).

Kuvassa 1 on esitetty metallisulfidien ja metallihydroksidien liukoisuuden riippuvuus pH:sta. Kuvasta nähdään, missä järjestyksessä metallien voidaan olettaa saostuvan pH:n noustessa. Kupari on ensimmäinen, ja sen jälkeen saostuvat kadmium, lyijy, sinkki ja nikkeli (Hammack et al. 1994). Rauta ja mangaani saostuvat vasta sen jälkeen, kun muut metallit ovat jo lähes saostuneet (Mustikkamäki 2000). Kun verrataan metallisulfidien liukoisuutta metallihydroksidien liukoisuuteen, nähdään, että sulfidit saostuvat huomattavasti alhaisemmilla pH-alueilla. Sulfidit eivät myöskään liukene uudelleen pH:n noustessa reilusti emäksiselle alueelle (Canadian Intellectual Property Office 1995).



Kuva 1. Metallisulfidien ja -oksidien liukoisuuden riippuvuus pH:sta (Peters & Ku 1985, Hammack et al. 1994).

3. Kokeellisen tutkimuksen lähtökohdat

Sulfaatinpelkistystä hyödynnetään menestyksekkäästi muun muassa happamien kaivosvesien käsittelyssä. Näiden vesien pH on yleensä hyvin alhainen (jopa 3.0), ja ne sisältävät suuria pitoisuuksia metalleja (mm. Cu, Ni, Zn ja Fe) ja sulfaattia. Teollisuuden kaatopaikoilla ja tuhka-kaatopaikoilla muodostuvat vedet ovat luonteeltaan erilaisia, sillä ne ovat tyypillisesti alkalisia ja niiden metallipitoisuudet ovat kaivosvesiä pienemmät. Ne voivat lisäksi sisältää hyvin suuria pitoisuuksia suoloja, kuten sulfaattia (SO₄) ja kloridia (Cl). Tämä tekee käsittelystä haasteellista, sillä suuren kloridipitoisuuden (yli 1 500 mg/l) tiedetään olevan toksinen pitoisuus sulfaatinpelkistäjille (sopeuttamaton kanta) (Groudev et al. 1999). Kaatopaikoilla syntyvien vesien orgaanisen hiilen pitoisuus on myös yleensä hyvin pieni, joten sulfaatinpelkistysprosessin mahdollistamiseksi käsittelyyn on lisättävä orgaanisen hiilen lähdettä (esim. etanolia).

4. Reaktiiviset materiaalit

4.1 Tutkimuksen toteutus

Kokeiden suunnittelu aloitettiin tekemällä yhteenveto aiemmista tutkimuksista liittyen metallien poistoon vesistä pääasiassa sivutuotemateriaaleja käyttäen. Tätä hyödynnettiin myös tutkittavien materiaalien valinnassa. Materiaalien valinnassa pyrittiin löytämään useita erityyppisiä sivutuotemateriaaleja, joiden soveltuvuudesta metallipitoisten vesien käsittelyyn on jo olemassa jonkinlaista tutkimusreferenssiä.

Taulukkoon 23 on koottu lähinnä laboratoriomittakaavan tutkimusesimerkkejä metallien poistosta vesistä reaktiivisilla materiaaleilla keskittyen pääasiassa jäte- ja sivutuotemateriaaleihin. Suuremman mittakaavan sovellukset ovat olleet toistaiseksi harvinaisia.

Taulukko 23. Esimerkkejä metallipitoisten vesien käsittelystä reaktiivisilla materiaaleilla laboratoriomit-takaavassa.

Tutkitut haitta-aineet	Reaktiivinen materiaali	Kokeet	Tulokset	Viite
Cu, Pb, Zn (6–300 mg/l, synteettinen vesi)	Puun kuori	Ravistelukoheet	Metallit pidättyivät erittäin tehokkaasti, 80 % sorptiosta tapahtui 10 min kuluessa ja tasapaino oli saavutettu 3 h kuluttua	Jang et al. (2005)
Cu (5 ja 50 mg/l, synteettinen vesi)	Rautalastu ja hiekka	Kolonnikoheet eri virtausnopeuksilla	Sorptiokyky 2,7 mg/g (5 mg/l) ja 13 mg/g (50 mg/l).Kapasiteetti ylittyi 440 (5 mg/l) ja 230 huokos-tilavuuden jälkeen	Komnitsas et al. (2007)
Zn, Cu, Pb, Ni, Cr (0,2-200 mg/l)	Männyn kuori, masuunikuona	Ravistelukoheet	Männynkuorella reduktiot yli 75 % alhaisilla konsentraatioilla, pienempiä suuremmilla. Kuparilla reduktio 98 % myös korkeilla konsentraatioilla. Masuunikuonalla Cu, Cr ja Pb reduktiot 80–100 %, nikkelin sorptio heikkoa.	Nehrenheim & Gustafsson (2007)
Zn (20 mg/l), Cd, Cu, Ni, Co (5 mg/l), synteettinen ”kai- vosvesi”	Kalkkikivi, punamuta (Al-valmistuksen sivutuote)	Kolonnikoheet	Molemmat materiaalit soveltuivat hyvin metallien poistoon happamista kaivosvesistä.	Komnitsas et al. (2004)

4. Reaktiiviset materiaalit

Tutkitut haitta-aineet	Reaktiivinen materiaali	Kokeet	Tulokset	Viite
Cu, Ni, Cd (5-100 mg/l, synteettinen vesi)	Turve	Ravistelukoheet	Kaikki metallit adsorboituivat tehokkaasti turpeeseen. Reduktiot ravistelukojeissa ~ 100 % (5 mg/l) ja Cu 88 %, Cd 55 % ja Ni 42 % (100 mg/l).	Kängsepp et al. (2003)
Cu, Zn, Co, Ni, Mo (0,02-0,08 mg/l), aito kaatopaikkavesi, korkea TOC	Poloniitti, masuunikuona, hiekka (lisättiin turvetta tukkeumien estämiseksi)	Kolonnikoheet	Poloniitti/turveseos tehokkain metallien poistossa. Pienet lähtöpitoisuudet vaikeuttivat tulosten tulkintaa.	Kietlinska & Renman (2005)

4.1.1 Materiaalit

Hankkeessa tutkitut reaktiiviset materiaalit on koottu taulukkoon 24. Materiaalitoimittajien pyynnöstä materiaalien alkuperä on jätetty julkaisematta. Osa materiaaleista oli esikäsiteltävä ennen niiden käyttöä tutkimuksissa.




Tutkimuksessa zeoliitti ja kvartsihiekkä edustavat verrokkimateriaaleja. Zeoliitti on kaupallinen materiaali, jolla on osoitettu olevan potentiaalia sitoa metalleja vesiliuoksista. Kvartsihiekkä on inertti materiaali, joka ei oletettavasti reagoi liuenneessa muodossa olevien metallien kanssa.

Taulukko 24. Tutkitut reaktiiviset materiaalit.

Materiaali	Kuvaus	Esikäsittely	Kuva
Valimohiekka	Tasarakeista hiekkaa, rakeiden pinnassa öljymäinen kalvo	Märkäseulonta (0,2 mm) hienoaineksen ja öljymäisen kalvon poistamiseksi, kuivaus	

4. Reaktiiviset materiaalit

Materiaali	Kuvaus	Esikäsittely	Kuva
Hieno rautalastu	Pääasiassa kooltaan 0–5 mm rautalastuja, öljymäinen pinta	Öljymäisen pinnan haihdutus (550 °C), isojen partikkeleiden poisto seulomalla	
Karkea rautalastu	10–15 mm pitkiä rautalastuja	-	
Männyn kuori	Sekarakeinen materiaali, joka koostuu hienosta kaarnajauhosta, erikokoisista kaarnahiutaleista (kooltaan <5–10 mm) ja erimittaisista puutikuista (pituudeltaan < 15 mm)	Kuivaus ja jauhminen	
Masuunihiekka (granuloitu masuuni-kuona)	Raekooltaan 0–3 mm kuiva kuona/hiekka, huokoiset ja hauraat rakeet	-	

Materiaali	Kuvaus	Esikäsittely	Kuva
Teräskuona	Raekooltaan 0–3 mm kuiva kuona, kovat rakeet	-	
Zeoliitti	Raekooltaan 0–4 mm kuiva hiekkamainen materiaali	-	
Kvartsihiekkä	0–4 mm kuivaa kvartsihiekkää	-	

4.1.2 Vedet

Reaktiivisten materiaalien tutkimuksissa käytettiin kolmea erityyppistä vettä, joiden oleelliset laatu tiedot on esitetty taulukossa 25. Tuhkavedellä pyrittiin simuloimaan yhdyskuntajätteenpolton tuhka-kaatopaikan vettä. Kaatopaikkavesi on Varkauden Pukkikankaan kaatopaikalta (metsäteollisuuden kaatopaikka). Keinotekoinen vesi puolestaan simuloi teollisuuden epäorgaanisen jätteen kaatopaikan vettä (suuremmat metallipitoisuudet).

Tuhkavesi valmistettiin ravistelemalla Ekokem Palvelut Oy:n toimittaman lentotuhkan ja ionivaihdetun veden seosta 24 tuntia nesteen ja kiinteän aineen suhteessa 20. Sopivan valmistustavan löytämiseksi tuhka karakterisoitiin ja sopivan vesi–tuhka-seossuhteen löytämiseksi tehtiin esikokeita. Pyrkimyksenä oli päästä mahdollisimman lähelle tuhka-kaatopaikan suotoveden keskimääräisiä pitoisuuksia.

4. Reaktiiviset materiaalit

Ravistelun jälkeen seos suodatettiin 0,45 µm:n suodatinpaperin läpi. Pukkikankaan kaatopaikan suotovesialtaan vesi suodatettiin ennen kokeissa käyttämistä 0,45 µm:n suodatinpaperin läpi.

Keinotekoinen vesi valmistettiin liuottamalla metallien (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) nitraattisuoloja ioni-vaihdettuun veteen. Metallisuolojen lisäämisen jälkeen veden pH oli noin 2, ja se säädettiin kokeita varten pH-alueelle 6,2–6,4, jolloin osa metalleista saostui. Vesi suodatettiin (0,45 µm) ja keinotekoi-sen veden metallipitoisuudet kokeiden lähtöpitoisuuksina jäivät suunniteltua (20 mg/l) pienemmiksi.

Taulukko 25. Kokeissa käytetyt vedet. Liuenneiden aineiden pitoisuudet on ilmoitettu yksikössä mg/l.

Parametri	Tuhkavesi ¹⁾	Kaatopaikkavesi	Keinotekoinen vesi ¹⁾
pH	12,6	8,7	6,4
Al	0,05	0,582	
As	0,015	0,178	
Ba	0,241	0,0346	
Cd	0,025	< 0,0003	
Cr	0,97	0,020	0,99
Cu	0,039	< 0,005	0,53
Mn	0,002	0,062	
Mo	11,6	0,047	
Ni	0,030	0,152	12
Pb	0,408	< 0,0005	12
Se	0,121	< 0,05	
Sr	4,29	0,73	
V	0,002	0,365	
Zn	0,927	0,038	5,0
Ca	2 400	57,9	
Fe	0,03	0,08	
Mg	0,1	133	
Cl	3 190	1 050	
SO ₄	1 770	2 690	

¹⁾ Vesistä valmistettiin tiettyjä kokeita varten uusia panoksia, joiden pitoisuustasot poikkeavat tässä esite-tystä. Näistä vesistä on maininta ko. kokeiden tulosten yhteydessä.

4.1.3 Tutkimusohjelma ja menetelmät

Reaktiivisten materiaalien tutkimusohjelma on esitetty taulukossa 26. Näytteiden alkuainekoostumuk-set määritettiin käyttäen Philips PW2404 röntgenspektrometriä ja puolikvantitatiivista SemiQ-

ohjelmaa. Näytteistä määritettiin fluori (F) ja sitä raskaammat alkuaineet lukuun ottamatta jalokaasuja, yhteensä 79 alkuainetta. Menetelmän määrittämissä luokissa on luokkaa 0,01 %.

Materiaalien liukoisuuspotentiaalin arvioimiseksi näytteille tehtiin yksi- tai kaksivaiheiset ravistelutestit. Yksivaiheisessa ravistelutestissä (EN 12457-2) kiinteää materiaalia ja ionivaihdettua vettä ravistellaan 24 tuntia nesteen ja kiinteän aineen suhteessa (L/S) 10. Ravistelun jälkeen näyte suodatetaan ja suodoksesta määritetään halutut parametrit. Kaksivaiheisessa ravistelutestissä (EN 12457-3) kiinteää materiaalia ravistellaan kuusi tuntia ionivaihdetun veden kanssa siten, että L/S-suhteeksi on 2. Ravistelun jälkeen näyte suodatetaan, minkä jälkeen kuivaamatonta materiaalia ravistellaan vielä 18 tuntia L/S-suhteeksi 8. Kumulatiivinen L/S-suhteeksi on 10.

Taulukko 26. Reaktiivisten materiaalien tutkimukset.

Tutkimus	Tarkoitus	Huomiot
Puolikvantitatiivinen röntgenfluoresenssianalyysi XRF	Alkuainekoostumuksen selvittäminen	Osa tiedoista saatiin materiaalintointitajilta.
Ravistelutestit EN 12457-2 tai EN 12457-3	Materiaalien ympäristökelpoisuus, materiaaleista liukenevat aineet	Osa tiedoista saatiin materiaalintointitajilta.
Ravistelutestit tutkituilla metallipitoisilla vesillä	Materiaalien metalliensidontakyvyn karkea arviointi	
Ravistelutesti muuttuvilla ravisteluajoilla	Mitoitusparametrien karkea arviointi	Vain osalle materiaaleista ja vesistä
Ravistelutestit muuttuvilla veden ja kiinteän aineen suhteilla	Mitoitusparametrien karkea arviointi	Vain osalle materiaaleista ja vesistä
pH-vaikutuskokeet tutkituilla metallipitoisilla vesillä	Olosuhteiden muuttumisen vaikutus sidontakykyyn	Vain osalle materiaaleista ja vesistä
Läpivirtaus- eli kolonnikoe	Materiaalin metalliensidontakyvyn arviointi, mitoituspärametrien arviointi (mm. viipymä, käyttöikä)	Vain yhdelle materiaalille

Ravistelukokeet reaktiivisten materiaalien metalliensidontakyvyn arvioimiseksi suoritettiin yksivaiheisina ravistelukokeina menetelmän EN 12457-2 mukaisesti käyttäen ionivaihdetun veden sijasta käsiteltäviä vesiä. Ravistelukokeet eri ajoilla ja L/S-suhteilla tehtiin saman menetelmän mukaisesti muuttamalla vain ko. parametreja. pH-vaikutuskokeissa (prCEN/TS 14997) näytettä sekoitetaan 48 tuntia ionivaihdetussa vedessä L/S-suhteeksi 10. Seoksen pH-arvo pidetään jatkuvasti tavoite-pH-arvossa happo- tai emälsisäyksen avulla automaattista titrauslaitteistoa käyttäen. Sekoituksen jälkeen seos suodatetaan ja suodoksesta määritetään halutut parametrit.

Liukoisuuskokeiden suodoksien alkuainepitoisuudet määritettiin massaspektrometrisesti ICP-tekniikalla (ICP-MS). Kloridi-, fluori- ja sulfaattipitoisuudet määritettiin ionikromatografisesti (IC). Läpivirtaus- eli kolonnikokeessa kiinteä materiaali pakattiin sylinterinmuotoiseen kolonniin, jonka läpi pumpattiin käsiteltävää vettä. Kolonnin läpi virrannut vesi kerättiin ja analysoitiin haluttujen parametrien osalta. Läpivirtauskokeen koejärjestely on kuvattu tarkemmin tulosten yhteydessä luvussa 4.2.6.

Läpivirtauskokeen yhteydessä vesiliuoksesta liuenneen kuparin määrittämiseen kehitettiin spektrofotometriaan perustuva kvalitatiivinen pikamäärittämenetelmä, jolloin muutoksia kolonnin läpi virranneen

4. Reaktiiviset materiaalit

veden pitoisuudessa voitiin seurata ilman normaalien laboratorioanalyysien aiheuttamaa viivettä. Menetelmässä vesinäytteeseen lisättiin kaliumheksasyanoferraattia (II), joka muodostaa kuparin kanssa punaruskean kupariheksasyanoferraatin. Värillisen yhdisteen pitoisuus voidaan karkeasti määrittää spektrofotometrisesti. Pikamääritysmenetelmällä saatuja kuparipitoisuuksia verrattiin ICP-MS-määritysten tuloksiin.

Läpivirtauskokeessa käytetystä näytteestä otetusta poikkileikkausnäytteestä määritettiin alkuainekoostumus XRF-menetelmällä. Näytteen sisältämät kiteiset yhdisteet tunnistettiin röntgendiffraktioanalyysillä (XRD). Optisella mikroskopiolla (OM) näytteestä valmistetusta ohuthieestä voitiin arvioida muun muassa näytteen raemuotoja ja huokosten määrää. SEM-EDS-analysissä näytteestä valmistettiin poikkileikkaushie, jota tarkasteltiin elektronimikroskoopilla (SEM) ja analysoitiin siihen liitettyllä röntgenanalysaattorilla (EDS) yhdisteiden ja niiden sijainnin määrittämiseksi. Yksityiskohtaisia rakenteita tutkittiin alkuainejakaumakarttojen avulla.

4.2 Tulokset

4.2.1 Reaktiivisten materiaalien karakterisointi

Taulukossa 27 on esitetty tutkittujen materiaalien koostumustiedot.

Materiaaleille suoritettiin yksi- (EN 12457-2) tai kaksivaiheinen (EN 12457-3) ravistelutesti materiaaleista liukenevien haitta-aineiden määrän selvittämiseksi ja ympäristökelpoisuuden alustavaksi arvioimiseksi. Liukoisuuskokeiden tulokset on esitetty taulukossa 28. Osa liukoisuustiedoista saatiin materiaalin toimittajilta. Zeoliitille ja kvartsihiekkalle ei suoritettu liukoisuustutkimuksia.

Taulukko 27. Puolikvantitatiivisen röntgenfluoresenssianalyysin (XRF) tulokset. Alkuaineiden pitoisuudet on ilmoitettu prosentteina (%).

Alkuaine	Valimo- hiekk, %	Hieno rautalastu %	Karkea rautalastu %	Masuuni- hiekk ¹⁾ %	Teräs- kuona ¹⁾ %	Männyn kuori %	Zeoliitti %	Kvartsi- hiekk %
Natrium, Na	0,69	< 0,01	< 0,01	0,35	< 0,05	0,03	0,43	0,011
Magnesium, Mg	0,57	0,02	< 0,05	6,5	0,83	0,06	0,53	0,0096
Alumiini, Al	3,8	0,008	0,14	5,1	0,81	0,16	6,6	0,79
Pii, Si	36	0,73	1,9	16	5,5	0,37	36	46
Fosfori, P	0,02	0,01	< 0,01	< 0,003	0,36	0,06	< 0,01	0,0091
Rikki, S	0,05	0,03	0,11	1,66	0,09	0,05	< 0,01	0,0055
Kloori, Cl	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01
Kalium, K	1,4	-	0,02	0,47	0,04	0,28	3,3	0,29
Kalsium, Ca	0,38	0,02	0,15	28,5	32,8	0,89	2,6	0,0064
Titaani, Ti	0,08	0,006	< 0,01	1,23	0,6	< 0,01	0,1	0,016
Vanadiini, V	0,01	< 0,01	0,02	0,042	1,25	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kromi, Cr	2,0	0,06	0,07	0,002	0,21	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Mangaani, Mn	0,07	0,66	0,74	0,48	2,67	0,03	0,06	< 0,01
Rauta, Fe	6,3	97	96	0,52	17,8	0,04	0,72	0,087
Nikkeli, Ni	0,01	0,06	< 0,01	0,0002	0,0007	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Kupari, Cu	0,02	0,34	0,68	0,0005	0,0022	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sinkki, Zn	0,03	< 0,01	0,01	< 0,0002	0,0007	0,006	< 0,01	< 0,01
Strontium, Sr	0,006	< 0,01	< 0,01	0,037	0,017	< 0,01	0,04	< 0,01
Zirkonium, Zr	0,02	< 0,01	< 0,01	0,018	0,006	< 0,01	0,02	0,02
Molybdeeni, Mo	< 0,01	0,01	0,005	0,002	< 0,001	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Barium, Ba	0,03	< 0,01	< 0,01	0,062	0,01	< 0,01	< 0,01	0,027

¹⁾ Tiedot saatu materiaalitoimittajalta.

4. Reaktiiviset materiaalit

Taulukko 28. Reaktiivisten materiaalien liukoisuuskokeiden tulokset yksivaiheisten ravistelutestien (EN 12457-2) osalta L/S-suhteessa 10 sekä kaksivaiheisten ravistelutestien (EN 12457-3) sekä läpivirtauskokeiden (CEN/TS 14405) osalta kumulatiivisessa L/S-suhteessa 10. Liuenneiden aineiden määrät on ilmoitettu yksikössä mg/kg kuiva-ainetta.

Alkuaine	Valimo-hiekka	Hieno rautalastu	Karkea rautalastu	Masuunihiekka ¹⁾	Teräskuona ¹⁾	Männynkuori
Testi	EN 12457-3	EN 12457-3	EN 12457-2	Läpivirtauskoe CEN/TS 14405 / EN 12457-3		EN 12457-2
Suodoksen pH	9,8 ²⁾	9,4 ²⁾	–	–	–	3,8
<i>Liuenneet aineet, mg/kg</i>						
As	0,02	< 0,0005	< 0,0005	0,1–0,2	0,1–0,2	0,06
Ba	0,02	0,150	0,006	1–5	2–7	3,4
Cd	0,0003	< 0,0002	< 0,0002	0,01–0,02	0,02	0,01
Co	0,002	0,0003	0,0004	0,03	0,03	0,01
Cr	0,01	< 0,002	0,003	0,09–0,1	0,09–0,1	0,06
Cu	0,10	0,02	0,03	0,09–0,1	0,1–0,2	0,19
Hg	< 0,0005	< 0,0005	–	0,001–0,002	0,001	0,001
Mo	0,03	0,006	0,001	0,04–0,05	0,05–0,08	0,002
Ni	0,01	0,002	0,01	0,05–0,07	0,05	0,04
Pb	0,01	0,001	0,002	0,1–0,2	0,1–0,2	0,07
Sb	0,004	< 0,0002	< 0,0002	0,01–0,02	0,01–0,02	0,001
Se	< 0,005	< 0,005	–	0,08–0,09	0,08	< 0,05
V	0,04	< 0,0005	< 0,0005	0,2–0,5	0,06–0,2	0,01
Zn	0,25	0,01	0,05	0,1–0,3	0,1–1,1	3,7
Cl ⁻	3,9	<2	–	5–19	8–20	46
F ⁻	6,3	1,6	–	10–21	1–12	–
SO ₄ ²⁻	23	<1	–	158–460	20–120	120

¹⁾ Tiedot saatu materiaalitoimittajalta.

²⁾ Mitattu kaksivaiheisen testin jälkimmäisen ravistelun (L/S 8) suodoksesta.

Tutkittujen aineiden liukoisuudet materiaaleista olivat verrattain pieniä. Lähinnä masuunihiekasta ja teräskuonasta liukenee materiaalitoimittajan tiedon mukaan pieniä määriä sulfaattia. Voidaan todeta, että alustavan arvioinnin perusteella tutkitut materiaalit soveltuisivat ympäristökelpoisuutensa puolesta käytettäväksi reaktiivisten seinämien tai suodattimien sovelluksissa.

4.2.2 Reaktiivisten materiaalien metalliensidontakyky

Materiaalien metalliensidontakyvyn arvioimiseen tähtäävissä kokeissa lähtökohtana oli, että reaktiivisista materiaaleista ei liukene merkittäviä määriä tutkittavia aineita. Kokeet toteutettiin pääasiassa ravistelukoikeina, joissa käytettyjen vesien haitta-ainepitoisuudet oli tutkittu ennen kokeita. Vettä ja

materiaalia ravisteltiin tietyssä L/S-suhteessa tietty aika, minkä jälkeen seos suodatettiin ja suodoksesta määritettiin haitta-aineiden pitoisuudet. Suodosten pitoisuuksien perusteella laskettiin haitta-aineiden pitoisuuksille vähenemät eli reduktioprosentit.

Jatkossa tulosten esittämisessä noudatetaan käsitelyihin vesiin perustuvaa ryhmittelyä. Tässä tarkemmin seurattavat parametrit eli alkuaineiden pitoisuudet on valittu vesikohtaisesti. Apuna on käytetty sivun 38 taulukkoa, johon on koottu ulkomailla käytössä olevia vesistöön tai viemäriin johdettavien vesien haitta-ainepitoisuuksien raja-arvoja. Tarkemmin seurattavaksi valittujen parametrien pitoisuudet vesissä ovat sellaisia, että ne saattavat aiheuttaa vedelle käsittelytarpeen. Lisäksi aineiden lähtöpitoisuuksien vesissä tulee olla sellaisia, että materiaalien puhdistusteho on kokeissa jollakin tasolla osoitettavissa.

Seuraavissa luvuissa on esitetty vesikohtaisesti eri materiaaleilla saatuja tuloksia metallien sidontakyvystä. Ns. peruskokeet tehtiin L/S-suhteessa 10 24 tunnin ravistelukokeina. Kaikkien vesistä määritettyjen aineiden pitoisuudet 24 tunnin ravistelukokeissa L/S-suhteessa 10 on esitetty liitteessä A.

4.2.2.1 Tuhkavesi

Tuhkavedellä tarkemmin tarkasteltaviksi parametreiksi valittiin kromi, molybdeeni, lyijy ja sinkki. Taulukossa 29 on esitetty veden lähtöpitoisuudet ja taulukossa 30 reduktiot 24 tunnin ravistelukokeissa L/S-suhteessa 10.

Taulukko 29. Tuhkaveden pH ja tarkasteltujen haitta-aineiden pitoisuudet (mg/l).

Vesi	pH	Cr	Mo	Pb	Zn
Tuhkavesi	12,6	1,2	21	15	1,3

Taulukko 30. Reduktiot tuhkaveden ravistelukokeissa L/S-suhteessa 10 (24 h). Taulukossa loppu-pH on vesi-materiaaliseoksen ravistelun suodoksen pH.

Materiaali	Loppu-pH	Haitta-aineiden reduktiot, %			
		Cr	Mo	Pb	Zn
Karkea rautalastu	12,6	99	22	93	56
Hieno rautalastu	12,6	99	16	61	54
Valimohiekka	12,5	27	17	78	43
Masuunihiekka	12,6	10	14	88	97
Teräskuona	12,6	25	28	97	97
Männynkuori	7,8	99	100	100	95
Kvartsihiekka	12,6	12	23	54	44
Zeoliitti	11,2	17	21	100	97

Tuhkaveden pH oli varsin korkea (12,6). Vedessä oli myös ilmeisen voimakas puskurikapasiteetti, sillä tutkituista materiaaleista ainoastaan männyn kuori vaikutti ravistelutestin suodoksen pH-arvoon. Tuhkaveden haitta-aineista kromi vaikutti pidättyvän hyvin molempiin rautalastuihin ja männynkuoreen. Molybdeeniä pidätti hyvin ainoastaan männynkuori. Lyijyn ja sinkin pidättyminen materiaaleihin

4. Reaktiiviset materiaalit

vaihteli noin 50–100 %:iin. Huomattavaa oli sekä lyijyn että sinkin pidättyminen myös inerttinä verrokkimateriaalina toimineeseen kvartsihiekkään.

4.2.2.2 Kaatopaikkavesi

Kaatopaikkavedellä tarkemmin seurattaviksi parametreiksi valittiin arseeni, molybdeeni ja nikkeli. Taulukossa 31 on esitetty veden lähtöpitoisuudet ja taulukossa 32 reduktiot ravistelukoikeissa L/S-suhteessa 10.

Taulukko 31. Kaatopaikkaveden pH ja tarkasteltujen haitta-aineiden pitoisuudet (mg/l).

Vesi	pH	As	Mo	Ni
Kaatopaikkavesi	8,7	0,63	0,23	0,24

Taulukko 32. Reduktiot kaatopaikkaveden ravistelukoikeissa L/S-suhteessa 10 (24 h). Taulukossa loppu-pH on vesi-materiaaliseksi ravistelun suodoksen pH.

Materiaali	Loppu-pH	Haitta-aineiden reduktiot, %		
		As	Mo	Ni
Karkea rautalastu	8,8	100	72	86
Hieno rautalastu	8,8	100	76	93
Valimohiekka	8,8	99	69	59
Masuunihiekka	9,5	68	73	51
Teräskuona	12,8	100	69	95
Männynkuori	8,2	71	97	73
Kvartsihiekka	8,7	63	70	20
Zeoliitti	8,1	70	72	38

Kaatopaikkaveden haitta-ainepitoisuudet olivat verrattain alhaisia. Tällöin haitta-aineiden reduktion laskeminen ja reaktiivisen materiaalin toimintakyvyn arviointi on epävarmempaa kuin suuremmilla lähtöpitoisuuksilla.

4.2.2.3 Keinotekoinen vesi

Keinotekoiseen veteen lisättiin kromin, kuparin, nikkelin lyijyn ja sinkin yhdisteitä ja näitä parametreja tarkastellaan myös tässä. Taulukossa 33 on esitetty veden lähtöpitoisuudet ja taulukossa 34 reduktiot ravistelukoikeissa L/S-suhteessa 10.

Taulukko 33. Keinotekoisien veden pH ja tarkasteltujen haitta-aineiden pitoisuudet (mg/l).

Vesi	pH	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Keinotekoinen vesi	6,4	0,99	0,53	12	12	5,0

Taulukko 34. Reduktiot keinotekoisen veden ravistelukokeissa L/S-suhteessa 10 (24 h). Taulukossa loppu-pH on vesi-materiaaliseksi ravistelun suodoksen pH.

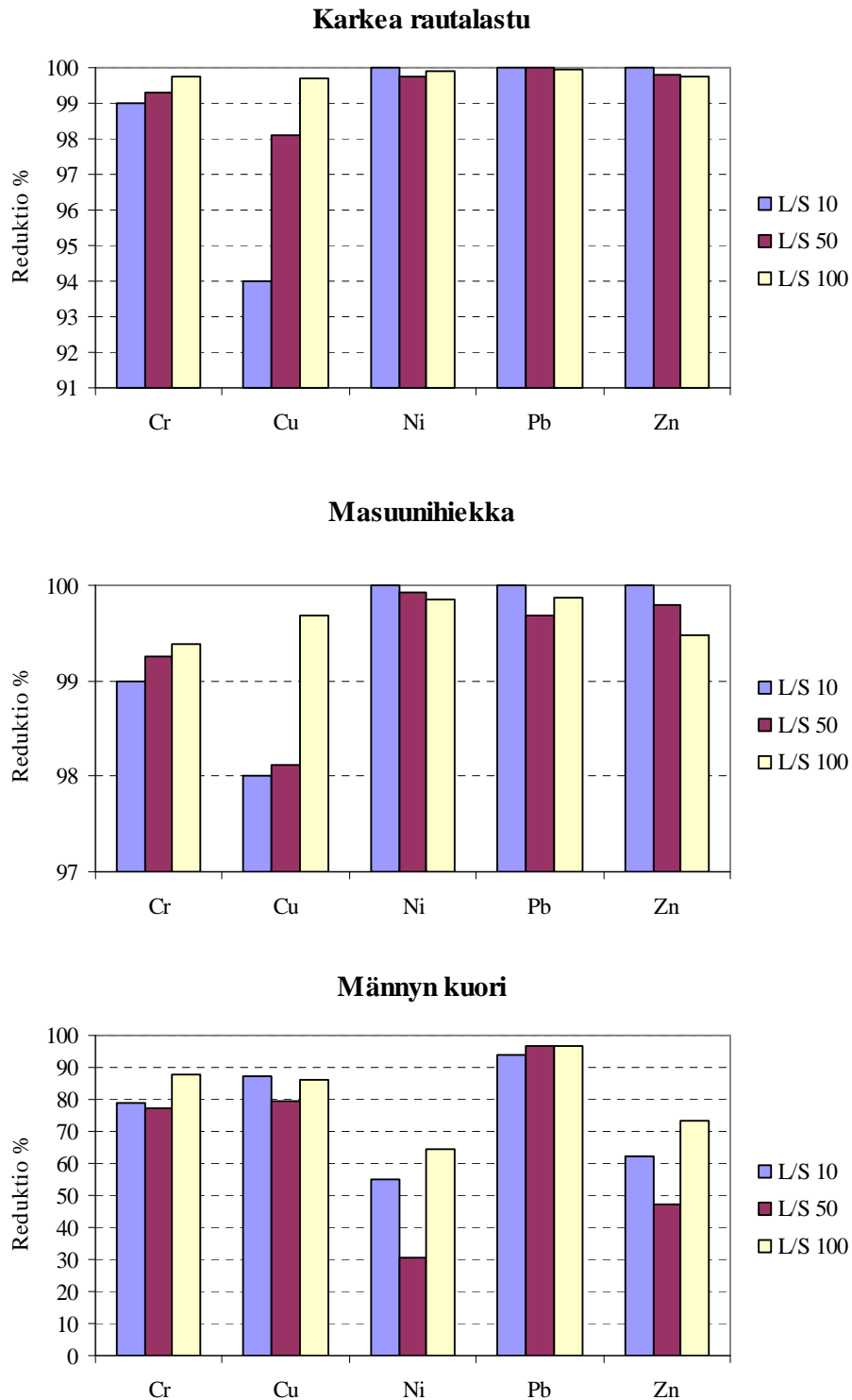
Materiaali	Loppu-pH	Haitta-aineiden reduktiot, %				
		Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Karkea rautalastu	10,0	99	94	100	100	100
Hieno rautalastu	10,3	99	98	100	100	100
Valimohiekka	9,0	99	98	100	100	100
Masuunihiekka	11,7	99	98	100	100	100
Teräskuona	12,7	98	98	100	96	100
Männynkuori	3,6	79	87	55	94	62
Kvartsihiekka	5,3	94	72	0,9	6,8	4,2
Zeoliitti	7,2	99	98	52	100	83

4.2.3 L/S-suhteen vaikutus metalliensidontakykyyn

Kolmella materiaalilla (karkea rautalastu, masuunihiekka ja männynkuori) tutkittiin kokeissa käytetyn keinotekoisen veden ja materiaalin määrän suhteen (L/S) muutoksen vaikutusta metallien sidontakykyyn. Tietoa voidaan käyttää apuna käytännön sovellusten mitoituksessa, kun arvioidaan tarvittavan reaktiivisen materiaalin määrää suhteessa käsiteltävään veteen. Kuvassa 2 on esitetty tarkemmin tarkasteltujen haitta-aineiden reduktiota muuttuvissa L/S-suhteissa keinotekoisen veden 24 tunnin ravistelukokeissa. Liuenneiden aineiden pitoisuudet kokeissa on esitetty liitteissä A ja B.

Tulosten perusteella voidaan todeta, että suuremmilla L/S-suhteilla ei tapahtunut merkittävää vähenemistä tutkittujen materiaalien metalliensidontakykyssä. Tarvittavan reaktiivisen materiaalin määrään suhteessa käsiteltävän veden määrään palataan tarkemmin läpivirtaus- eli kolonnikokeen yhteydessä.

4. Reaktiiviset materiaalit



Kuva 2. Veden ja reaktiivisen materiaalin määrän suhteen (L/S) vaikutus metalliensidontakykyyn ravistelukoikeissa.

4.2.4 Kontaktiajan vaikutus metalliensidontakykyyn

Kokeissa tutkittiin myös karkean rautalastun, masuunihiekan ja männyn kuoren kontaktiajan vaikutusta niiden metalliensidontakykyyn. Kokeet tehtiin keinotekoisella vedellä 0,5 tunnin, kahden tunnin ja 24 tunnin ravistelukoikeina L/S-suhteessa 10 (liitteet A ja B). Kokeissa havaittiin, että tutkituilla kontaktiajoilla haitta-aineiden reduktioista suurin osa oli tapahtunut jo puolen tunnin kontaktiajalla.

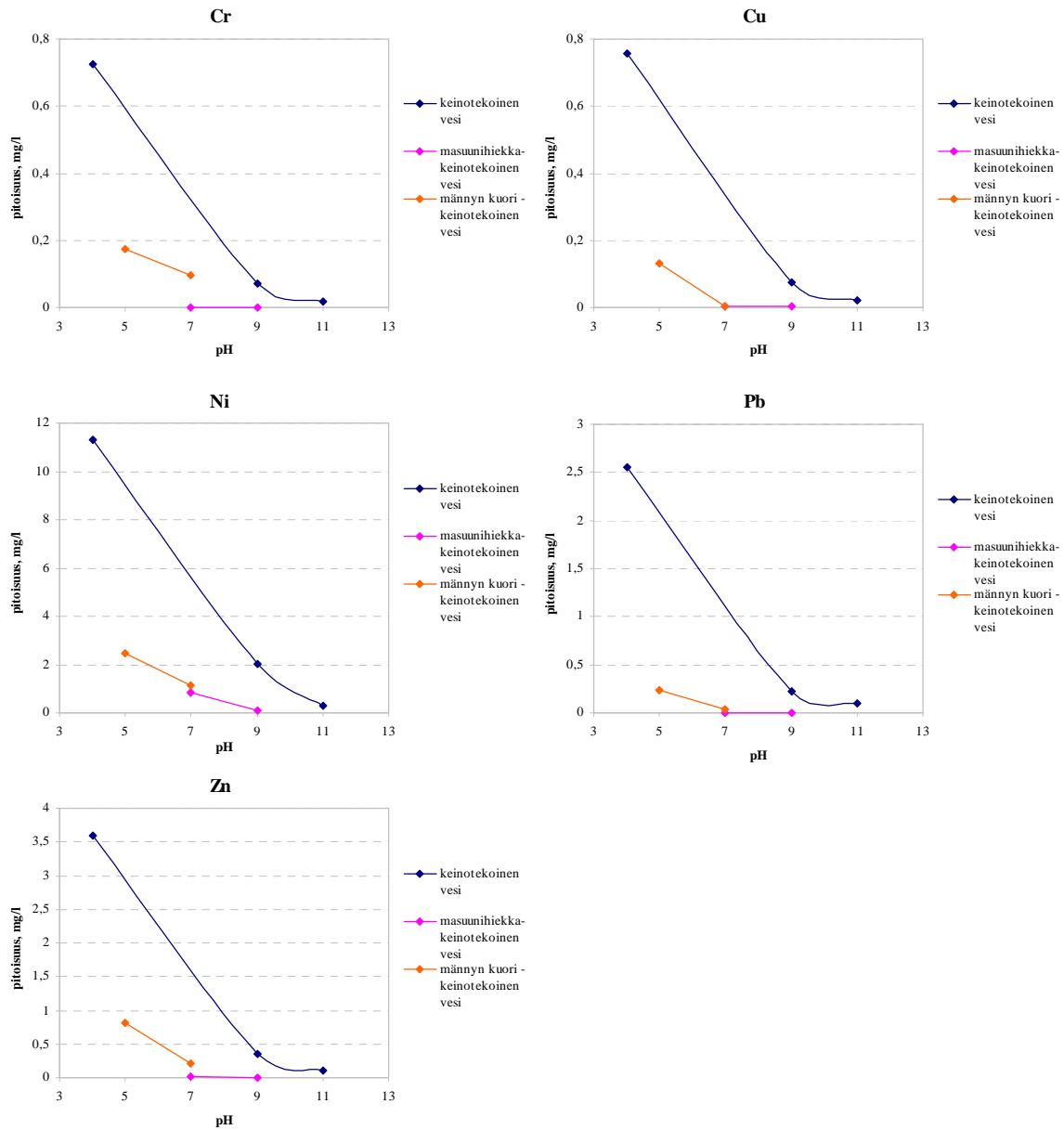
4.2.5 pH-olosuhteiden vaikutus metalliensidontakykyyn

Masuunihiekalla ja männyn kuorella tutkittiin myös pH-olosuhteiden muutoksen vaikutusta materiaalien kykyyn pidättää metalleja vesiliuoksesta. Kokeet tehtiin keinotekoisella vedellä käyttäen pH-vaikutuskoetta (CEN/TS 14997), jossa veden ja materiaalin seoksen pH pidetään testin ajan halutussa arvossa happo- tai emäslisäyksellä. Metallien liukenemisen lähtötaso saatiin suorittamalla kokeet kolmella eri pH-arvolla keinotekoiselle vedelle ilman materiaalilisäyksiä. Kuva 3 havainnollistaa pH-vaikutuskokeiden tuloksia.

Kuvasta nähdään, että kaikissa tapauksissa liuenneet pitoisuudet ovat olleet pienempiä materiaali-vesiseoksissa kuin pelkässä vedessä vastaavalla pH-alueella. pH-vaikutuskokeiden tulokset viittaavat siihen, että materiaalien kyky pidättää tutkittuja metalleja vesiliuoksista ei perustu ainoastaan veden pH-muutoksen aiheuttamaan saostumiseen veden joutuessa kosketuksiin materiaalin kanssa.

pH-vaikutuskokeiden tulokset kuvassa 3 kuvastavat hyvin myös monien metallien samankaltaista liukoisuuskäyttäytymistä pH:n funktiona. Kun pH on 7–10, on useimpien metallien liukoisuus pienimmillään. Vastaavasti kaikkien tässä esitettyjen metallien liukoisuus lisääntyy voimakkaasti, kun siirrytään happamalle pH-alueelle.

4. Reaktiiviset materiaalit



Kuva 3. pH-olosuhteiden vaikutus masuunihiekan ja männyn kuoren metalliensidontakykyyn keinotekoisesta vedestä. Tutkimusmenetelmänä pH-vaikutuskoe CEN/TS 14997.

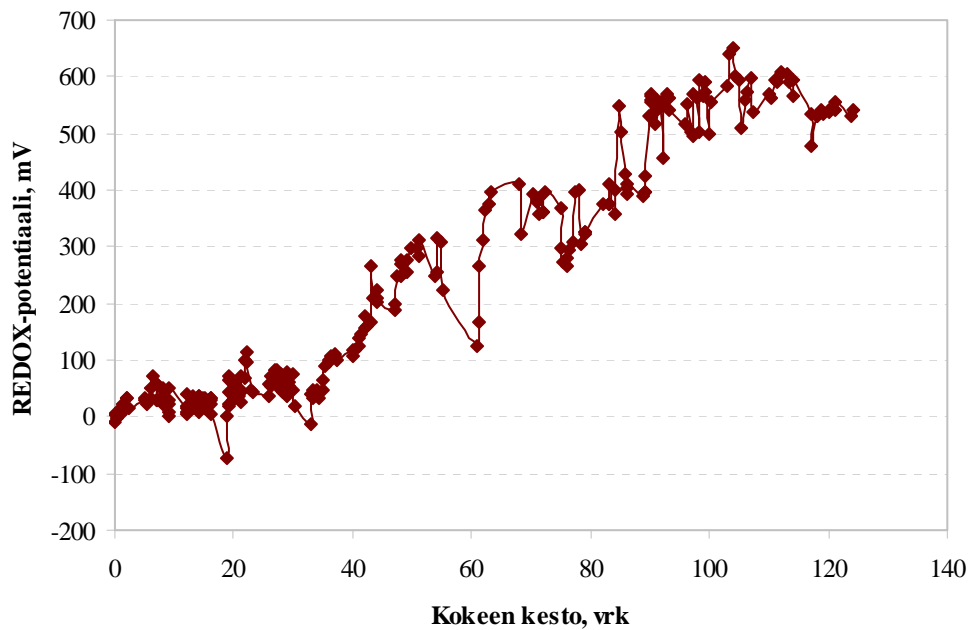
4.2.6 Läpivirtauskoe masuunihiekalla

Läpivirtauskokeessa keskityttiin selvittämään tarkemmin veteen liunneen kuparin poistotehokkuutta masuunihiekkaa käyttäen. Masuunihiekka vaikutti edellisissä luvuissa kuvatuissa ravistelukoikeissa lupaavalta materiaalilta useiden metallien poistamiseen liunneesta faasista. Lisäksi hiekan voidaan katsoa olevan teknisiltä ominaisuuksiltaan (vedenläpäisevyys, ominaispinta-ala) alustavasti sopiva myös käytännön sovellutuksiin.

Pikamääritysmenetelmän käytön vuoksi veteen lisättiin ainoana haitta-aineena kuparia, sillä muut komponentit olisivat häirinneet pikamääritysmenetelmää. Kokeessa masuunihiekka pakattiin sylinte-

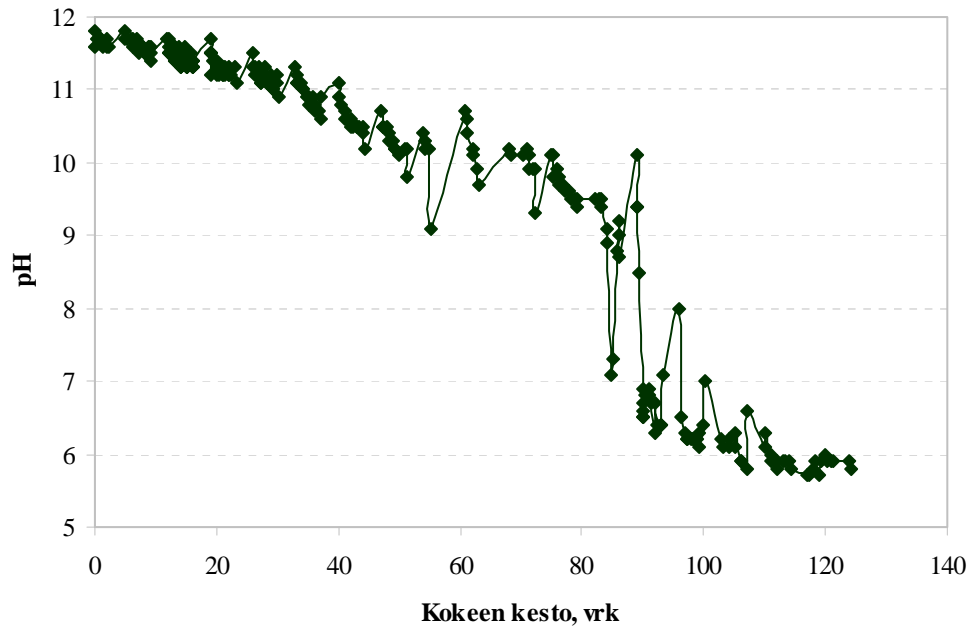
rinmuotoiseen kolonniin, jonka läpi pumpattiin alhaalta ylöspäin käsiteltävää vettä. Kokeessa käytettiin ionivaihdettua vettä, johon oli lisätty kuparisulfaattia (CuSO_4) siten, että syöteveden kuparipitoisuus oli noin 50 mg/l.

Rinnakkaisena kokeena tehtiin vastaava koe käyttäen masuunihiekan sijasta lasihelmiä, millä haluttiin sulkea pois mahdollinen koejärjestelyistä johtuva kuparin pidäytyminen kolonniin. Kuvat 4–6 havainnollistavat läpivirtauskokeen etenemistä ja kolonnin läpi virranneen veden laadun kehittymistä seuratuissa parametreissa.

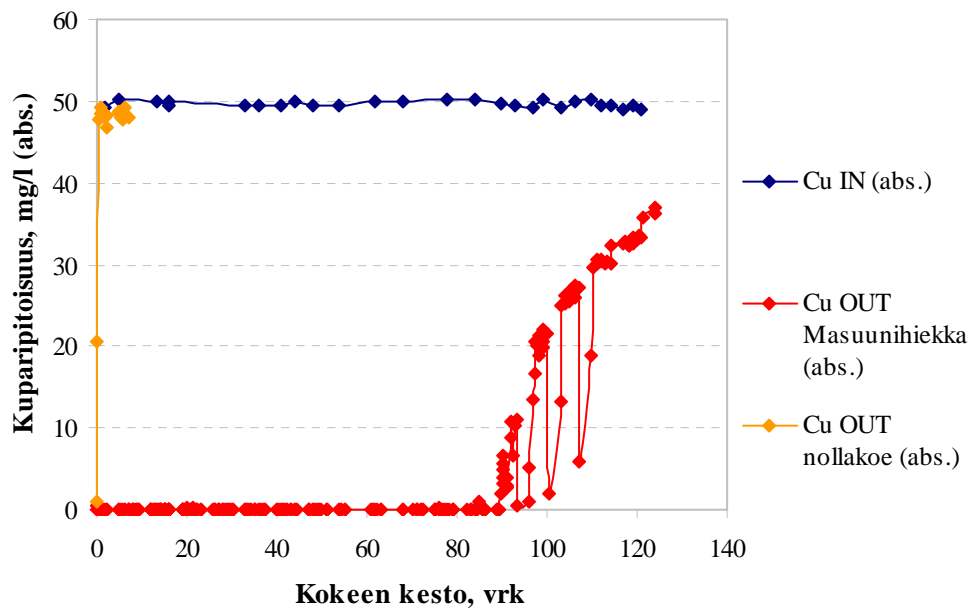


Kuva 4. Masuunihiekkakolonnin läpi virranneen veden Redox-potentiaali kokeen aikana.

4. Reaktiiviset materiaalit



Kuva 5. Masuunihiekkakolonin läpi virranneen veden pH kokeen aikana.



Kuva 6. Masuunihiekkakolonin läpi virranneen veden kuparipitoisuuden (Cu OUT) kehittyminen kokeen aikana sekä syöttöveden ja nollakokeessa kolonnin läpi virranneen veden kuparipitoisuus. Kaikki kuparipitoisuudet on mitattu pikamääritysmenetelmällä (absorbanssi).

Nollakokeessa kuparipitoisuus nousi kolonnin läpi virranneessa vedessä hyvin nopeasti samaksi kuin syöttövedessä. Nollakoe lopetettiin, kun lasihelmillä pakatusta kolonnista ulos tulevan veden kuparipitoisuus (absorbanssi) oli pysynyt useamman päivän samalla tasolla kuin syöttöveden. Nollakokeen

tulosten perusteella voitiin todeta, että merkittävää koejärjestelyistä johtuvaa kuparin pidättymistä ei ollut tapahtunut.

Masuunihiekkakolonnin ajettiin noin 90 vuorokautta ilman minkäänlaisia muutoksia kolonnin läpi virranneen veden kuparipitoisuudessa. Noin 90 vuorokauden jälkeen ulos tulevan veden kuparipitoisuus alkoi kasvaa (kuva 6). Samaan aikaan ulos tulevan veden pH-arvo laski suhteellisen nopeasti pH-arvosta 9 noin pH-arvoon 7 (kuva 5). Tässä vaiheessa silmin havaittavat vihreät kuparisaostumat olivat saavuttaneet masuunihiekkapatsaan yläreunan kolonnissa. Masuunihiekan läpivirtauskoe lopetettiin aikataulusyistä, kun kolonnin läpi virranneen veden kuparipitoisuus oli noussut tasolle 36–37 mg/l pikamääritysmenetelmällä mitattuna. Kokeen jälkeen siinä käytetystä masuunihiekasta otettiin poikkileikkauksena näyte, joka analysoitiin luvussa 4.1.3 kuvatulla tavalla. Kolonnin poikkileikkaus kokeen jälkeen oli kuvassa 7 esitetyn kaltainen.

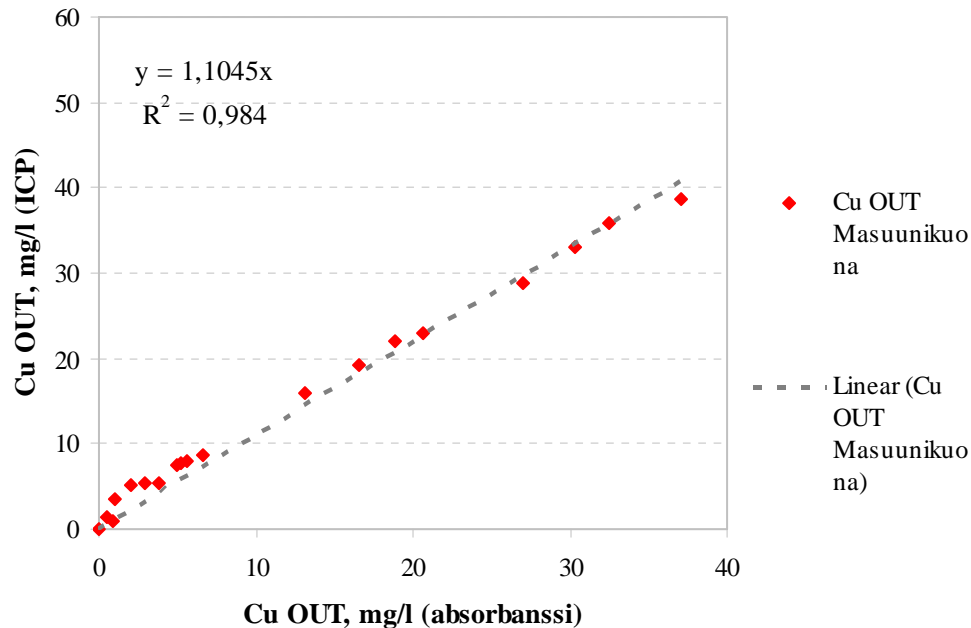


Kuva 7. Valokuva masuunihiekkakolonnin poikkileikkauksesta läpivirtauskokeen jälkeen.

Liuenneen kuparin pikamääritysmenetelmän korrelaatio kuparin ICP-analyysien kanssa on esitetty kuvassa 8. Kuvasta nähdään, että pikamääritysmenetelmä korreloi varsin hyvin tarkemman ICP-määrityksen kanssa. Kuitenkin ICP-tekniikalla mitatut kuparin pitoisuudet olivat hieman suurempia kuin pikamääritysmenetelmällä saadut pitoisuudet. 90 vuorokauden jälkeiset tilapäiset laskut ulos tulevan veden kuparipitoisuuksissa tapahtuivat pääasiassa viikonloppuisin, jolloin veden viipymä kolonnissa piteni arkipäivien 30 minuutista viikonlopun 2,5–5 tuntiin. Samalla ulos tulleen veden pH-arvossa tapahtui aina huomattava tilapäinen nousu. Viipymän pidennyksellä ja keräämällä riittävän pieniä vesifraktioita viikonloppuisin pyrittiin välttämään kuparin mahdollinen läpitulo kolonnista, koska silloin muutosta ei pystytty havainnoimaan.

Masuunihiekan kuparinpidätyskapasiteetti voidaan laskea suoritettujen kokeiden perusteella. Kuparinpidätyskapasiteettiin vaikuttavat ainakin kokeessa käytetty veden viipymä kolonnissa, syöteveden kuparipitoisuus sekä mahdollisesti se, minkälaisina suoloina kupari on veteen lisätty (tässä kuparisulfaatti).

4. Reaktiiviset materiaalit



Kuva 8. Pikamääritysmenetelmällä mitatun kuparin pitoisuuden korrelaatio ICP-MS-määritykseen.

Tässä masuunihiekan kuparinpidätyskapasiteetti on laskettu kokeen ensimmäisen 90 vuorokauden ajalta ennen kuin kuparia alettiin havaita ulos tulevassa vedessä. Käytännössä tämä aika olisi masuunihiekan käyttöikä sovelluskohteessa. Koska arvo on suuntaa-antava, on kapasiteetti laskettu tässä syöteveden kuparipitoisuudella 50 mg/l kolonnin läpi virranneen veden määrän (noin 65 litraa, 90 vrk) ja kolonnissa olleen masuunihiekan määrän (noin 155 g) avulla olettaen ulos tulleen veden kuparipitoisuudeksi 0 mg/l. Tällöin päädytään masuunihiekan kuparinpidätyskapasiteetin arvoon 22 mg Cu/g masuunihiekkaa edellä kuvatun koejärjestelyn olosuhteissa.

Läpivirtauskokeen jälkeen kolonnista otetun poikkileikkausnäytteen kuparipitoisuudeksi määritettiin puolikvantitatiivisella röntgenfluoresenssianalyysillä 4,5 massa-%. Tämä on samaa suuruusluokkaa kuin kokeen loppuun asti laskettu kuparin pidättyminen masuunihiekkapatsaaseen (3,2 massa-%) huomioiden, että poikkileikkausnäyte edustaa vain yhtä kohtaa kolonnista. Röntgendifraktogrammin perusteella kolonnista otettu näyte sisälsi magnesiumsulfiittihydraattia ($MgSO_3 \cdot H_2O$), kalsiummagnesiumsilikaattia ($Ca_3Mg(SiO_4)_2$) ja kupariyhdistettä (mahdollisesti kuparisulfaattihydraatti $4CuOSO_3 \cdot 3H_2O$). Lisäksi näyte sisälsi amorfista yhdistettä, todennäköisesti lasia, jota ei ko. tekniikalla voida tunnistaa.

Mikroskooppitarkastelun perusteella masuunihiekka koostuu pääasiassa lasimaisesta materiaalista, jonka raemuoto vaihtelee pyöreästä särmikkääseen. Materiaalissa on runsaasti kaasurakkuloita eli huokosia. Kolonniin pidättynyt kupari vaikuttaa olevan saostunut pääosin erillisinä faaseina masuunihiekkapartikkelien väliin kidevedellisen kuparisulfaatin muodossa. Pienemässä määrin kuparia oli pidättynyt rautaa sisältävien partikkelien pinnoille.

4.2.7 Tulosten tarkastelu ja päätelmät

Luvussa 4 kuvatussa hankkeen osassa on tutkittu pääasiassa teollisuuden sivutuotteiden kykyä pidättää metalleja vesiliuoksista. Vertailumateriaalina käytettiin kaupallista zeoliittia ja inerttinä kvartsihiekkää. Ravistelukokeissa havaittiin vaihtelevia reduktioita haitta-aineiden pitoisuuksissa tutkituilla vesillä. Tuhkavedessä tarkemmin tarkastelluista aineista kromi vaikutti pidättyvän rautalastuihin ja männynkuoreen. Rautalastuilla pidättyminen ei selity pH-muutoksella, sillä suodoksen pH oli molemmissa sama kuin veden lähtö-pH. Männynkuoren korkea reduktio voi johtua ainoastaan kuoren aiheuttamasta pH-muutoksesta metallien pidättymistä suosivalle tasolle. Molybdeeni pidättyi ainoastaan männynkuoreen, mikä saattaa olla seurausta niin ikään pH-muutoksesta. Lyijy ja sinkki pidättyivät melko hyvin useaan materiaaliin, mutta suhteellisen suuret reduktiot kvartsihiekan kokeessa viittaavat koejärjestelyn epäluotettavuuteen ilmiön havainnoinnissa.

Kaatopaikkaveden haitta-aineiden pienet lähtöpitoisuudet vaikeuttivat tulosten tulkintaa. Saavutetut reduktiot kaikilla materiaaleilla olivat vähintään kohtuullisia arseenilla, molybdeenilla ja nikkelillä. Arseeni ja molybdeeni pidättyivät kohtuullisesti myös kvartsihiekkään, mikä myös viittaa puutteisiin koejärjestelyssä. Keinotekoisella vedellä saavutettiin kaikilla materiaaleilla, myös kvartsihiekkalla, korkeat reduktiot kromille ja kuparille. Myös muut haitta-aineet pidättyivät reaktiivisiin materiaaleihin verrattain hyvin.

Tiettyjen materiaalien ravistelukokeissa havaittiin, että jo 30 minuutin kontaktiaika oli riittävä tutkittujen haitta-aineiden poistamiseksi vesifaasista. Tätä tietoa käytettiin läpivirtauskoetta suunniteltaessa ja 30 minuuttia asetettiin käsiteltävän veden viipymäksi kolonnissa.

Ravistelukokeina suoritettujen tutkimusten tuloksiin kannattaa suhtautua melko varauksellisesti ja pitää tuloksia enintään suuntaa antavina. Ravistelukokeissa veden ja kiinteän materiaalin seoksen voimakkaalla sekoittamisella pyritään muodostamaan tasapainotila neste- ja kiinteän aineen välille. Veden ja kiinteän materiaalin kontaktitapa kokeissa poikkeaa todellisen sovelluksen tilanteesta. Tiettyjen materiaalien partikkelit saattavat ravistelussa myös jauhautua toisiaan vasten pienemmiksi, jolloin niiden metalliensidontakyky voi muuttua. Ravistelukokeissa myös kerran pidättyneet aineet voivat vapautua uudelleen liukoiseen muotoon.

Läpivirtauskokeella päästään lähemmäksi todellisia virtausolosuhteita. Tässä tutkimuksessa saatiin läpivirtauskokeella lupaavia tuloksia masuunihiekan kyvystä pidättää kuparia melko väkevistä (50 mg/l) kupariliuoksesta. Aiemmassa lähes vastaavassa tutkimuksessa (Komnitsas et al. 2007) rautamateriaalin (rautalastu) kuparinpidätyskapasiteetti oli melko paljon tässä havaittua pienempi, vaikka viipymät olivat huomattavasti pidempiä.

Läpivirtauskokeen tulokset syntyivät tilanteessa, jossa kupari ja sulfaatti olivat ainoat veden sisältämät aineet. Ns. oikeat vedet, joita tässä edustivat tuhka-vesi ja kaatopaikkavesi sisältävät todennäköisesti myös haitta-aineiden pidättymistä rajoittavia aineita. Näiden tekijöiden osuus jää tehtyjen tutkimusten valossa epäselväksi. Vaikuttaa siltä, että reaktiivisten materiaalien tutkimista vedenkäsittelyssä tulisikin lähestyä ns. ideaalitulanteiden kautta. Pidättymistä mahdollisesti rajoittavien parametrien vaikutusta kannattaa tutkia, jos tulokset ideaalitulanteessa ovat lupaavia.

Masuunihiekanäytteen karakterisointi läpivirtauskokeen jälkeen antoi lisätietoa kuparin pidättymisestä hiekkapatsaaseen. Näyttää siltä, että masuunihiekasta veteen liukenevat aineet aiheuttavat kuparin saostumiselle hyvät olosuhteet (ainakin korkea pH). Varsinainen sorptio partikkelien pinnoille vaikuttaa vähäisemmältä, ja se keskittyy pääasiassa rautaa sisältäviin partikkeleihin.

5. Sulfaatinpelkistys

5.1 Tutkimuksen toteutus

5.1.1 Syötevesi

Reaktoreihin syötettiin aluksi synteettistä testivettä, jonka koostumus on esitetty taulukossa 35. Testivesi perustuu Postgate B-kasvualustaan (Postgate 1979), jota muokattiin kokeeseen sopivaksi. Etanolilisäyksen määrä laskettiin stokiometriaan perustuen (ts. kuinka paljon etanolia tarvitaan poistamaan tietty pitoisuus sulfaattia). Synteettistä testivettä käytettiin myös SRB-viljelmän kasvualustana.

Taulukko 35. Syöteveden teoreettinen koostumus.

Yhdiste	mg/l
Etanoli	¹⁾
Hiiuvauute	11
KH ₂ PO ₄	56
NH ₄ Cl	111
Askorbiinihappo	11
Natrium thioglykolaatti	11
Na ₂ SO ₄ ·10H ₂ O	149,0
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	22,7
CuSO ₄ ·5H ₂ O	12,7
FeSO ₄ ·7H ₂ O	50,2
MgSO ₄ ·7H ₂ O	78,7

¹⁾ Liuoksen sulfaattipitoisuus on noin 664 mg/l, joten etanolia tarvitaan: $664/(96/46) = 320$ mg/l).

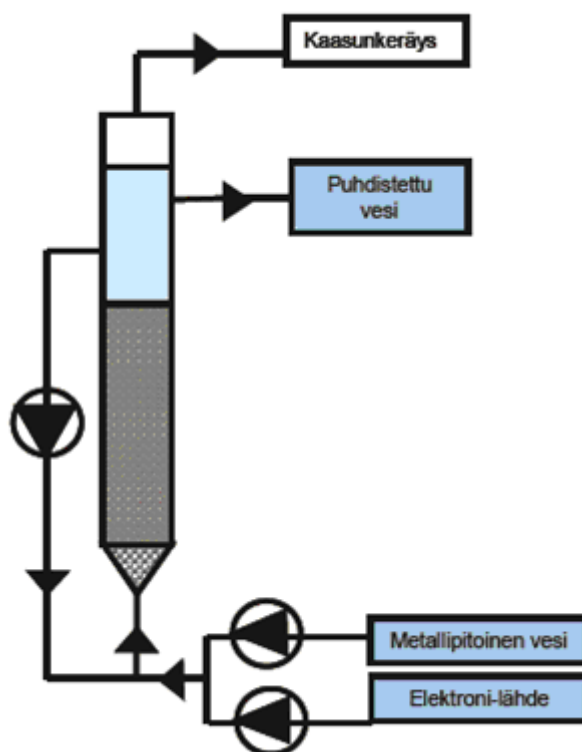
Reaktorin 2 syötevesi vaihdettiin asteittain Pukkikankaan kaatopaikkavedeksi, jonka koostumus on esitetty luvussa 4.1.2 (taulukko 25). Sulfaatinpelkistyskokeita varten kaatopaikkavettä terästettiin tiettyjen metallien osalta. (taulukko 36).

Taulukko 36. Reaktoriin 2 syöteveden metalli- ja sulfaattipitoisuudet kolmannen näytteenoton aikaan.

Yhdiste	mg/l (3. näytteenotto)
Cu	2,7
Ni	8,5
Zn	2,3
Fe	0,08
SO ₄ ²⁻	2 800

5.1.2 Reaktorikokeet

Reaktorikokeet toteutettiin kahdessa leijupetireaktoreissa (kuva 9). Reaktorien mitat ja ajoparametrit on esitetty taulukossa 37. Kantaja-aineena käytettiin Filtralite®-materiaalia, joka jauhettiin raekokoon 0,5–1 mm. Leijupedin osuus reaktorin tilavuudesta oli noin 7 %. Sulfaatinpelkistäjäbakteerien lähteenä käytettiin Kujalan jäteaseman ympärysojan pohjasedimentistä eristettyä SRB-viljelmää, jota kasvatettiin modifioidulla Postgate B-kasvualustalla (Postgate 1979) (taulukko 35) noin kuukauden ajan, kunnes pulloissa havaittiin mustaa rikkivedyltä haisevaa sulfidisakkaa. Bakteerilähdettä lisätiin reaktoreihin 7 % (v/v).



Kuva 9. Leijupetireaktori.

5. Sulfaattipelkistys

Taulukko 37. Leijupetireaktoreiden ajoparametrit

	R1	R2
Korkeus, cm	40	40
Halkaisija, cm	4	4
Tilavuus, ml	500	500
Leijupedin tilavuus, ml	35	35
Leijupedin korkeus leijuttamatta, cm	14	14
Leijupedin korkeus leijutuksessa, cm	15	17
Leijutusaste, %	7	20
Kierrätysvirtaama, ml/min	400	400
Syöttövirtaama, ml/min	0,14	0,14
Viipymä, vrk	1	1

Reaktoreita käytettiin aluksi kierrätysvirtaamalla 400 ml/min, jotta toivottu bakteerikanta saatiin muodostumaan ja kiinnittymään leijupetiin. Syötevetenä käytettiin synteettistä vettä, jonka koostumus on esitetty taulukossa 1. Varsinainen testiveden syöttö aloitettiin kolmen kuukauden kierrätysvaiheen jälkeen syöttövirtaamalla 0,14 ml/min, joka vastaa noin yhden vuorokauden viipymää reaktorissa. Tämän jälkeen reaktorin 2 (R2) syötevesi vaihdettiin asteittain Pukkikankaan kaatopaikkavedeksi (taulukko 25), jota edelleen terästettiin tutkittujen metallien osalta.

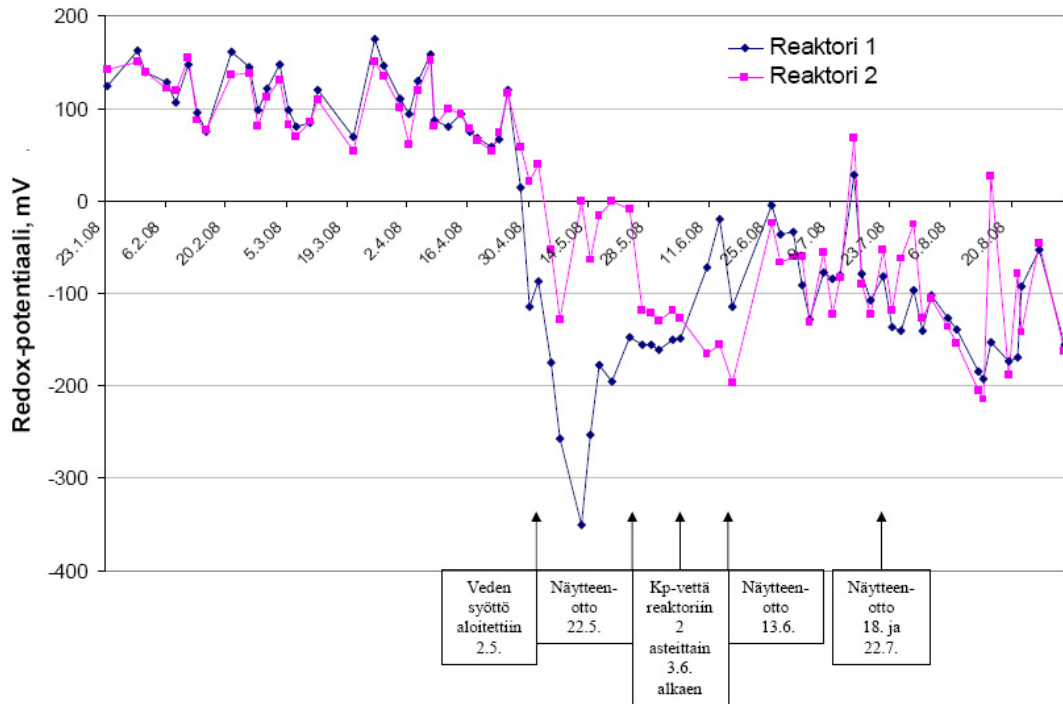
5.1.3 Analyysit

Reaktorien toimintaa seurattiin säännöllisin näytteenotoin mittaamalla reaktoriin sisään menevän ja ulos tulevan veden pH, Redox-potentiaali ja sähkönjohtavuus. Metall- ja sulfaattipitoisuuksien muutosta seurattiin kolmen–neljän viikon välein otetuilla näytteillä. Näytteistä määritettiin metallit (ICP-MS) sekä sulfaatti- ja kloridipitoisuudet (IC).

5.2 Tulokset

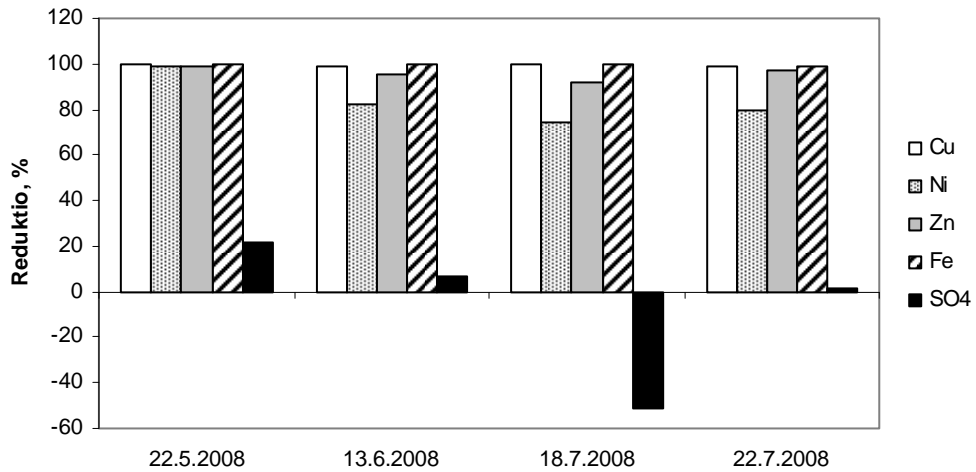
Sulfaatinpelkistys kuluttaa vetyioneita (Kalin et al. 2006) ja neutraloi veden happamuutta reaktiossa syntyvien bikarbonaatti-ionien tuottaman alkaliniteetin kautta (Dvorak et al. 1992). Keinotekoisien syöteveden pH vaihteli kokeen ajan 3.0–3.5:een, ja ulos tulevan veden pH nousi keskimäärin tasolle 8.5 indikoiden, että biologinen pelkistysprosessi nosti veden pH-arvoa. Reaktoriin 2 kokeen loppupuolella syötetyn kaatopaikkaveden pH oli n. 9.0 eikä pH-arvossa siten tapahtunut merkittäviä muutoksia reaktorin sisällä.

Kuvassa 10 on esitetty reaktoreista ulos tulevan veden Redox-potentiaalın kehittyminen koejakson aikana. Kuvaajista nähdään, että suotuisien pelkistävien olosuhteiden muodostuminen reaktoreissa vaati noin kolmen kuukauden kierrätysjakson, jonka aikana sopiva bakteerikanta saatiin muodostumaan ja kiinnittymään leijupetiin. Kierrätysjakson jälkeen aloitettu varsinainen testiveden syöttö ei merkittävästi heikentänyt reaktorien toimintaa, ja reaktorin 2 syötevesi vaihdettiin tämän jälkeen asteittain Pukkikankaan kaatopaikkavedeksi. Redox-potentiaali antaa viitteitä siitä, että reaktoreihin saatiin muodostumaan kaatopaikkaveden sulfaattia pelkistävä mikrobikanta, joka kykeni pelkistämään sulfaattia.



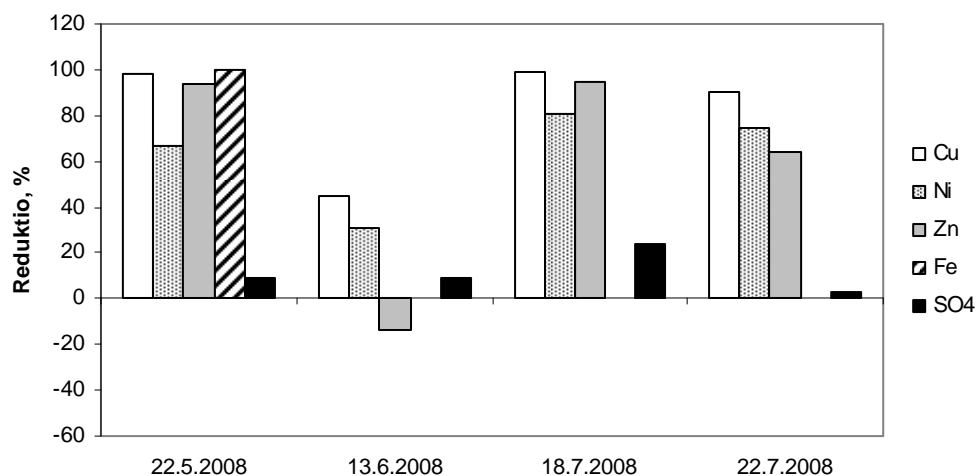
Kuva 10. Pelkistävien olosuhteiden kehittyminen reaktoreissa.

Reaktoreista otettiin näytteet metalli- ja sulfaattianalyysiin neljään eri otteeseen. Näistä tuloksista lasketujen metallien ja sulfaatin reduktiot on esitetty kuvassa 11a ja 11b.



11a

5. Sulfaattipelkistys



11b

Kuva 11a ja b. Metallien ja sulfaatin reduktiot reaktorissa 1 (a) ja 2 (b). Pukkikankaan kaatopaikkaveldelle (reaktori 2) ei voitu luotettavasti laskea raudan reduktioita, koska raudan lähtöpitoisuus liuoksessa oli liian alhainen (0,08 mg/l).

5.3 Tulosten tarkastelu

Tuloksista nähdään, että metallit saostuivat reaktorissa 1 lähes täydellisesti, mutta sulfaatin saostuminen oli heikompaa. Reaktorissa 2 sulfaatin ja metallien reduktiot olivat jonkin verran reaktoria 1 pienemmät. Sulfaatin saostuminen noudattelee reaktorien Redox-potentiaalin muutoksia, ts. saostuminen onnistuu sitä paremmin, mitä pelkistävämmissä olosuhteissa se tapahtuu. Redox-potentiaali oli kokeen ajan pääosin optimaalisella alueella (alle $-100 \text{ Pt}/\text{H}_2 \text{ mV}$) sulfaatin täydellistä saostumista ajatellen (Prasad et al. 1999), mutta silti sulfaatin reduktiot olivat parhaimmillaan ainoastaan 20 %:n luokkaa. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että metallien ja sulfaatin pitoisuuksien suhde reaktoreissa ei ollut optimaalinen.

Pelkistyneen sulfaatin määrä on riippuvainen syöteveden metallipitoisuuksista. Sulfaatinpelkistäjäbakteerit kykenevät säätelemään sulfaatin pelkistystä sen mukaan, kuinka paljon liuoksessa on liukoisia metalleja. Mikäli kaikki metallit ovat saostuneet, lopettavat myös sulfaatinpelkistäjät toimintansa. Koska metallien reduktiot olivat kokeen ajan varsin suuria, ei liuoksessa ollut riittävästi metalli-ioneja sulfidien saostamista varten. Bakteeritoiminta on säädellyt siten itse itseään, ja liian korkea sulfidi-ionien (S^{2-}) pitoisuus liuoksessa on inhiboinut biologista sulfaatin pelkistymistä (Riekkola-Vanhanen 2004). Reaktorin 1 paremmat reduktiot selittyvät optimaalisemmalla metalli- ja sulfaattipitoisuuksien suhteella.

5.4 Päätelmät

Laboratoriomittakaavassa toteutettujen saostuskokeiden perusteella voidaan todeta, että sulfaatinpelkistysprosessia voidaan hyödyntää metalli- ja sulfaattipitoisten kaatopaikkavesien käsittelyssä. Käsittelyn onnistumiseksi olosuhteiden on kuitenkin oltava reaktorissa optimaaliset, ja muun maussa kylmän ilmaston vuoksi reaktorin lämpötilaa on säädettävä ylöspäin mesofiilisten sulfaatinpelkistäjien optimitasolle noin 20–25 asteeseen. Lisäksi sulfaatinpelkistysprosessi käynnistyy suhteellisen hitaasti, mikä yhdessä lämmityksen kanssa kasvattaa käsittelyn käynnistys- ja ylläpitokustannuksia.

Tapauksissa, joissa käsiteltävän veden sulfaattipitoisuus on hyvin korkea ja metallipitoisuudet alhaiset, voi prosessiin olla tarvetta lisätä ferrirautaa sulfaatinpelkistysprosessin tehostamiseksi. Käytännössä tämä voidaan toteuttaa lisäämällä reaktoriin esimerkiksi rautasulfaattia ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$).

Näissä laboratorioskokeissa kloridin (Cl^-) ei havaittu inhiboivan mikrobien toimintaa. Korkeimmillaan syöteveden kloridipitoisuus oli noin 1 g/l, minkä on joissain tutkimuksissa havaittu olevan sulfaatinpelkistäjille toksinen pitoisuus (Groudev et al. 1999). Kokeissa käytetty viljelmä oli eristetty Pukkinkankaan kaatopaikan ympärysojasta, missä mikrobit olivat sopeutuneet normaalia korkeampiin kloridipitoisuuksiin. Mikrobiviljelmän sopeuttaminen käsiteltävän veden metalli- ja suolapitoisuuksiin onkin tärkeää käsittelyn tehostamiseksi ja optimoimiseksi. Jättemateriaalin laadusta ja kaatopaikkaolosuhteista riippuen vesien laatu voi vaihdella eri kohteiden välillä paljon, joten käsittelyn soveltuvuus erityyppisille vesille on aina selvitettävä kohdekohtaisesti.

6. Yhteenveto TKK:n osahankkeesta

Tutkimuksen lähtökohtana oli tutkia biofilmiprosessin soveltuvuutta kaatopaikkavesien käsittelyyn yhdessä jälkikäsittelynä sovellettavan kalvotekniikan kanssa. Tutkimus suoritettiin kokeellisesti kolmella yhdyskuntajätteen kaatopaikalla ja yhdellä metsäteollisuuden jätteiden kaatopaikalla. Tutkimuksessa rakennettiin kaksi biofilmiprosessia ($2\text{--}3\text{ m}^3/\text{d}$) sekä kaksi liikuteltavaa ultrasuodatuslaitteistoa. Kahdessa muussa kohteessa tarkasteltiin olemassa olevaa laitosmittakaavan prosessia.

Yhdyskuntien kaatopaikoilla muodostuvien vesien suuri typpipitoisuus on keskeisimpiä ongelmia, jonka ratkaisuun biologinen typenpoisto soveltuu hyvin. Biofilmiprosessilla arvioitiin olevan potentiaalisia etuja suhteessa perinteiseen aktiivilieteprosessiin, jota on tässä tutkimuksessa käytetty vertailukohtana. Biologisen typenpoiston nitrifikaatiovaiheessa havaittiin kahtalaista sopeutumista prosessin käynnistymiseen. Pienemmän kaatopaikan (Lahti) biofilmiprosessin nitrifikaatio käynnistyi nopeasti $2\text{--}3$ viikossa, kun taas suuren kaatopaikan (Ämmässuon) konsentroituneet vedet vaativat $3\text{--}5$ kuukauden käynnistymisajan sekä bioroottorin nopeuden säätämistä biomassan huuhtoutumisen ehkäisemiseksi. Spesifinen nitrifikaationopeus oli $1,8\text{--}2\text{ g/m}^2/\text{d}$ konsentroituneille vesille (lämpötila $20\text{ }^\circ\text{C}$) sekä $1,8\text{--}2,4\text{ g N/m}^2/\text{d}$ pienemmän kaatopaikan vesille ($13\text{--}18\text{ }^\circ\text{C}$). Ammoniumtypen poistotehokkuus oli hyvä (keskimäärin yli 95%).

Denitrifikaatioon keskeisimmin vaikuttava tekijä on hiili-typisuhde, jota säädeltiin tutkimuksessa lisähiiltä syöttämällä. Muita denitrifikaatioon vaikuttavia tekijöitä säädeltiin tarpeen mukaan; erityisesti happipitoisuutta pyrittiin minimoimaan erilaisin prosessiteknisin toimenpitein. Konsentroituneille vesille (typpipitoisuus $1\text{ }100\text{--}1\text{ }300\text{ mg/l}$) saatiin biofilmiprosessissa tarvittavaksi hiilityppisuhteeksi $3,5\text{ (g COD/g N poistettu)}$, joka on selvästi alhaisempi kuin samalle vedelle aktiivilieteprosessissa saatu C/N suhde $5,1\text{ (g COD/g N poistettu)}$. Kahdessa tutkitussa biofilmiprosessissa saavutettiin $70\text{--}80\%$:n kokonaistypen poistotehokkuus. Yhdellä aktiivilieteprosessilla ajetuissa kokeissa nitrifikaatio oli yli 95% , mutta kokonaistypen poisto oli keskimäärin 50% :n luokkaa ($35\text{--}70\%$).

Tulosten perusteella kolmelle puhdistamokokoluokalle ($100, 200$ ja $500\text{ m}^3/\text{d}$, joissa typpikuormitukset olivat $13, 30$ ja 550 kg N/d) laskettiin biofilmi- ja aktiivilieteprosessien käyttö- ja investointikustannukset. Biofilmiprosessin investointikustannukset ovat selvästi aktiivilieteprosessia pienemmät kahdessa pienemmässä kokoluokassa; sen sijaan ne ovat noin puolitoistakertaiset suurimmassa tarkastellussa kokoluokassa. Kuitenkin kaikissa kokoluokissa biofilmiprosessin käyttökustannukset ovat selvästi edullisimmat. Kokonaisvuotuiset kustannukset, joissa pääomakustannukset on laskettu vuositasolla ($15\text{--}30$ vuoden kuoletusajalle), ovat biofilmiprosessissa pienemmät ($1\text{--}3,5\text{ €/m}^3$ vs. $2\text{--}4\text{ €/m}^3$ sekä $4,6\text{--}13$ vs. $5,1\text{--}26\text{ €/kg N poistettu}$). Merkittävimmät käyttökustannussäästöt tulevat ulkoisen hiilenlähteen tarpeen sekä energian kulutuksen vähenemisestä sekä jossain määrin henkilötöiden tarpeen vähenemisestä.

Tutkitun metsäteollisuuden kaatopaikan vesissä oli vain vähän typpeä (alle 20 mg/l), eikä tarvetta sen tehokkaaseen poistoon ollut. Veden käsittelyn tavoitteena on etupäässä orgaanisen aineen (COD:n ja BOD:n) poisto. COD-vähennemäksi saatiin tutkitussa biosuodattimessa keskimäärin 24 % ja kokonaisympäristön vähennemäksi 8 %. Puhdistuksen ongelmana on kantoaineeseen saostuvan epäorgaanisen aineen suuri määrä, jonka seurauksena kantoaine tukkeutuu. Tästä aiheutuu pumppujen ja koko laitoksen käyttökatoja. Saostuvien aineiden käyttäytymistä tutkittiin laboratoriotestein, joiden tulosten perusteella saostumisongelmia voidaan vastaisuudessa olennaisesti vähentää prosessin säätöä kehittämällä.

Kun ultrasuodatusta sovellettiin jälkikäsittelyynä, COD:n poistotehokkuus parani biologisen käsittelyn jälkeisestä 22–31 %:sta 48–60 %:iin (keskimäärin 24,9 vs. 53,3 %). Metsäteollisuuden kaatopaikkavesissä kalvosuodatuksen reduktiot olivat keskimääräistä tasoa. Siten jäännösorgaanisen aineen poistossa päästään biologisen prosessin ja kalvosuodatuksen yhdistelmällä alle puoleen lähtöpitoisuudesta: jäännöspitoisuus on 150–300 mg/l pienempien laitosten ja 900–1100 mg/l suurten kaatopaikkojen konsentroituneessa vedessä. Typen poistotehokkuus parani kalvosuodatuksessa n. 2–5 %-yksikköä.

Spesifisistä haitta-aineista tutkimuksessa keskityttiin AOX:n (adsorboituvien orgaanisten halogeenien) ja alkyylifenolien tarkasteluun. AOX:n poistotehokkuus oli biologisessa prosessissa 4–16 % ja ultrasuodatus mukaan lukien vähennemä oli 29–40 %. Alkyylifenolit edustavat tässä hormonaalisesti aktiivista haitta-ainetta, jonka hydrofobisuus on keskimääräistä tasoa ja joka on kohtalaisen vesiliukoinen. Alkyylifenolien poistuma oli biologisessa prosessissa 87–96 % ja ultrasuodatuksen lisävähennemä noin 2–5 %-yksikköä. Yhdisteen poistumiseen biologisessa prosessissa vaikuttivat biohajotuksen lisäksi biomassan hydrofobiset ominaisuudet.

Tulosten perusteella biofilmiprosessin soveltaminen kaatopaikkavesien käsittelyyn on edullista verrattuna aktiivilieteprosessiin, erityisesti pienemmillä ja keskikokoisilla kaatopaikoilla. Suurilla kaatopaikoilla biofilmiprosessin investointikustannus on suurempi kuin aktiivilieteprosessin, mutta alhaisemmat käyttökustannukset kompensoivat eroa. Tulos osoittaa, että on olemassa vahvoja perusteita siihen, että tekniikkaa kannattaa soveltaa käytäntöön. On tarkoituksenmukaista pyrkiä minimoimaan päästöjen käsittelykustannuksia, ja biofilmiprosessia soveltamalla ja uutta tietoa hyödyntämällä tähän on mahdollista päästä.

Suomessa ei vielä ole laitostittakaavan kokemusta biologisen prosessin jälkikäsittelystä. Saadut tulokset antavat pohjaa kalvotekniikalla saavutettavan puhdistustason tapauskohtaiselle arvioimiselle, johon vaikuttavat käsittelyvaatimukset nyt ja tulevaisuudessa sekä vaihtoehdot vesien purkamiselle. Kalvosuodatuksella on potentiaalia erityisesti orgaaniseen aineeseen sitoutuneiden yhdisteiden kuten AOX:n poistossa. Muita haitta-aineita tulee selvittää tapauskohtaisesti.

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Kaatoaikan eri alueilla ja osissa syntyy erityyppisiä vesiä. Ne kerätään useimmiten samaan tasaal- taaseen, josta ne johdetaan käsittelyyn. Tiettyjen konsentroituneempien jakeiden erilliskäsittely voi kuitenkin olla varsin perusteltua, mikäli käsittelyyn on olemassa kustannustehokkaita menetelmiä. Näitä erilliskäsiteltäviä vesijakeita voisivat olla muun muassa kompostointilaitosten jätevedet, joiden typpi- ja orgaanisen aineksen pitoisuudet ovat suuret, sekä epäorgaanisten jätteiden sijoituksessa syn- tyvät suola- ja metallipitoiset vedet.

Hankkeen kokeellisessa osuudessa tutkitut vesienkäsittelymenetelmät on kuvattu tarkemmin luvussa 3.3. Liitteeseen C on koottu tiivistetysti tietoa jätteenkäsittelykeskusten vesien erilliskäsittelyyn sovel- tuvista vaihtoehtoista, ja myös menetelmien soveltuvuutta erityyppisille vesille on jonkin verran ar- vioitu. Kuvaukset ovat osa seuraavassa luvussa tarkemmin kuvattua menettelytapaohjetta, ja niitä voi- daan käyttää vertailtaessa eri menetelmien soveltuvuutta erilaisten vesien käsittelyyn. Luotettavien ja ajantasaisten tietojen saaminen eri käsittelymenetelmien investointi- ja käyttökustannuksista on ollut hyvin hankalaa. Tämän vuoksi kustannuksille ei ole liitteeseen C eikä menettelytapaohjeeseen määri- tetty euromääräisiä arvoja.

Yhtenä hankkeen tavoitteena oli laatia kohdekohtaisesti sovellettavissa oleva menettelytapa kaato- paikkojen (jätteenkäsittelykeskusten) vesienhallintajärjestelmän suunnitteluun ja vesienhallintatoimien kokonaistaloudellisuuden arviointiin. Kokonaistaloudellisuuden arvioinnissa tulisi ottaa huomioon tekninen toimivuus ja luotettavuus sekä ympäristövaikutukset, kustannukset ja riskit. Ohjeen hyödyn- täjiksi kaavailtiin jätteenkäsittelykeskusten lisäksi muun muassa suunnittelijoita, teknologioiden kehit- täjiä ja valmistajia.

7.1 Tavoitteet

Menettelytapaohjeen tavoitteena on toimia suuntaa-antavana apuvälineenä suunniteltaessa jätteenkä- sittelykeskusten vesienhallintatoimia ja arvioitaessa niiden kokonaistaloudellisuutta. Ohjeen avulla voidaan muodostaa alustava kuva eri käsittelymenetelmistä ja niiden soveltuvuudesta kohteeseen.

Menettelytapaohje toteutettiin Excel-pohjaisena ohjelmana. Käyttäjä voi syöttää ohjelmaan omat lähtötietonsa ja vertailla erilaisia vesijakeiden hallinnan toimintamalleja keskenään. Ohjelman avulla voidaan kerätä perustietoa kohteen vesistä ja niiden hallinnasta. Tietoa ja menettelytapaohjetta voidaan käyttää apuna varsinaisen suunnittelutyön yhteydessä.

Ohjelman tarkoituksena on, että käyttäjä inventoi jätteenkäsittelykeskuksen vesijakeet mahdollisimman tarkasti. Inventoiduille vesijakeille pyritään löytämään tarkoituksenmukaisin käsittelymenetelmä. Vesien puhdistusta on mahdollista arvioida sekä paikallisen puhdistuksen että yhteiskäsittelyn näkökulmasta.

7.2 Kuvaus

Menettelytapaohje rakennettiin Excel-ohjelman makrojen sekä Visual Basic -ohjelmointikielen avulla. Ohjelma koostuu yhteensä kuudesta Excel-työkirjan välilehdestä, joiden sisältö on taulukon 38 mukainen.

Taulukko 38. Menettelytapaohjeen sisältö.

Välilehti	Sisältö
1	Etusivu
2	Esitietojen ja kriteereiden syöttö <ul style="list-style-type: none"> - Kohteen nimi ja toiminnot - Kohteen vesijakeet (luokittelu puhtaisiin, hyötykäytettäviin tai likaantuneisiin alasetealikoista) - Kriteerit luontoon johtamiselle, yhdyskuntajäteveden puhdistamolle johtamiselle ja eri hyötykäyttökohteille
3	Toimintamallit <ul style="list-style-type: none"> - Johtaminen luontoon <ul style="list-style-type: none"> o Jakeiden ominaisuuksien vertailu kriteereihin o Käyttäjän arvio - Hyötykäyttö <ul style="list-style-type: none"> o Eri hyötykäyttökohteet o Jakeiden ominaisuuksien vertailu kriteereihin o Käyttäjän arvio - Puhdistus <ul style="list-style-type: none"> o Yhteiskäsittely <ul style="list-style-type: none"> ▪ Yleistietoa ja arviointiperusteet o Paikallinen käsittely <ul style="list-style-type: none"> ▪ Yleistietoa ja mahdollisuus valita käsittelymenetelmiä vertailuun

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Välilehti	Sisältö
4	<p>Käsittelytekniikoiden vertailu</p> <ul style="list-style-type: none">- Menetelmiä voidaan vertailla niiden<ul style="list-style-type: none">o soveltuvuudeno toimivuudeno taloudellisuudeno ympäristövaikutusteno riskieno tekniikan tason kannalta.- Tiedot menetelmistä on kerätty mahdollisimman tiiviiseen muotoon.- Suuntaa-antavat käyttökustannukset; käyttäjä voi määrittellä yksikkökustannukset.- Paikallisesti käsiteltävien jakeiden ominaisuuksia voidaan myös tarkastella menetelmävertailun yhteydessä.
5	<p>Yhteenveto</p> <ul style="list-style-type: none">- näyttää kaikki syötetyt jakeet nimineen, alkuperineen ja luokitteluneen- näyttää kaikki vertailut menetelmät- voidaan tulostaa.

7.3 Käyttö

Menettelytapaohjeen käyttöä helpottavat jokaisella välilehdellä vihreällä pohjalla olevat käyttöohjeet. Kentät, joihin käyttäjä voi syöttää tietoja, ovat keltaisella pohjalla. Ohjelman käytössä edetään välilehdestä 1 eteenpäin.

Ensimmäiseksi käyttäjä inventoi jätteenkäsittelykeskuksen vesijakeet Esitiedot-lomakkeelle. Jakeista tallennetaan niiden nimi, alkuperä, virtaama sekä ominaisuudet mahdollisuuksien mukaan. Käyttäjä myös luokittelee jokaisen jakeen puhtaisiin, mahdollisesti hyötykäytettäviin tai likaantuneisiin. Samalle lomakkeelle tallennetaan myös kriteerit (virtaamat ja ominaisuudet) luontoon johtamiselle, yhdyskuntajätevedenpuhdistamolle johtamiselle sekä eri hyötykäyttökohteille. Sekä syötettäville vesijakeille että hyötykäyttökohteille lisätään kenttiä tarpeen mukaan.

Seuraavaksi jokaisen vesijakeen toimintamallit arvioidaan. Lomakkeelle on kerätty lyhyesti tietoja kustakin tarkasteltavasta toimintamallista, luontoon johtamisesta, hyötykäytöstä ja vesien puhdistuksesta. Painikkeista ”Hae puhtaiden / hyötykäytettävien / muiden likaantuneiden jakeiden tiedot” saadaan näkyviin niiden jakeiden tiedot, jotka käyttäjä on määritellyt kuhunkin luokkaan kuuluviksi.

Puhtaiden jakeiden osalta lomakkeelle tulostuvat automaattisesti kriteereiksi luontoon johtamisen raja-arvot, jotka käyttäjä on esitietoihin syöttänyt. Käyttäjä voi antaa kunkin vesijakeen toimintamallista arvionsa keltaisella pohjalla olevan alasvetovalikon avulla (”Hyväksyttävä / ei hyväksyttävä”). Halutessaan käyttäjä voi muuttaa jakeiden luokitteluja esitietolomakkeelle ja tehdä tämän jälkeen jakeiden haut uudelleen (painikkeet).

Käyttäjän tulee valita kaikille mahdollisille hyötykäyttökohteille numero alasvetovalikosta. Tämän jälkeen näille vesijakeille voidaan hakea kriteerit ”Hae kriteerit” -painikkeen avulla. Käyttäjä voi antaa myös tälle toimintamallille arvionsa keltaisella pohjalla olevan alasvetovalikon avulla (”Hyväksyttävä

/ ei hyväksyttävä”). Halutessaan käyttäjä voi muuttaa jakeiden luokitteluja esitietolomakkeelle ja tehdä tämän jälkeen jakeiden haut uudelleen (painikkeet).

Vesien puhdistus -osiossa käyttäjä määrittelee alusvetovalikosta, johdetaanko jakeet puhdistettavaksi yhdyskuntajäteveden jätevedenpuhdistamolla vai käsitelläänkö ne paikallisesti jätteenkäsittelykeskuksessa. Samalla annetaan lyhyesti tietoja sekä paikallisesta käsittelystä että yhteiskäsittelystä, ja lomakkeen alareunassa käyttäjä voi rastittaa vertailtaviksi haluamansa paikalliset vesienkäsittelymenetelmät. Vertailtaviksi vaihtoehtoiksi on valittu jätteenkäsittelykeskusten vesien käsittelyssä tavallisimmin hyödynnettäviä tekniikoita sekä muutamia useamman prosessin yhdistelmiä.

Vesienkäsittelymenetelmien vertailutaulukko tulostuu seuraavalle välilehdelle. ”Hae paikallisesti käsiteltävät” -painikkeesta voidaan hakea sivun yläreunaan näkyville ne jakeet, jotka käyttäjä on edellä määritellyt likaantuneiksi ja paikallisesti käsiteltäviksi. Vesijakeiden tietojen alapuolelle tulostuu tiedot vertailtavista käsittelymenetelmistä.

7.4 Esimerkki mallin käytöstä

Menettelytapaohjeen laadinnassa hyödynnettiin saatavissa olevaa tietoa toteutuneista jätteenkäsittelykeskusten vesienkäsittelyprosesseista sekä tutkimustietoa eri menetelmistä. Suomalaisilla jätteenkäsittelykeskuksilla ei tällä hetkellä ole kovin monia vedenkäsittelylaitoksia. Näin ollen tietoja prosessien käytännön toimivuudesta Suomen olosuhteissa oli saatavilla suhteellisen niukasti. Samoin kustannustietoja oli tämän hankkeen puitteissa saatavilla hyvin rajallisesti. Menettelytapaohjeeseen kerätyt tiedot ovat suuntaa-antavia ja voivat olla apuna jätteenkäsittelykeskusten vesienhallinnan suunnittelun ensi vaiheessa. Ohjeessa jätteenkäsittelykeskuksen vesiä tarkastellaan jakeittain, mutta mallin käyttökelpoisuutta lisää huomattavasti, mikäli sillä voisi tarkastella eri vesijakeiden yhdistelmiä. Mallin kehittämistä voidaan tarvittaessa jatkaa tulevissa hankkeissa.

Jätteenkäsittelykeskusten puhdistusta vaativat vedet ovat usein suhteellisen kompleksisia, minkä vuoksi vedet on tavallisesti käsiteltävä monivaiheisesti. Kovin laajaa prosessiyhdistelmien käsittelyä ei tähän hankkeeseen sisällytetty. Eri prosessivaiheiden yhteisvaikutuksen arviointi on aina tapauskohtaista ja edellyttää syvällisiä pohjatietoja suunnittelukohteesta.

Menettelytapaohjeen käyttö edellyttää seurantaan perustuvia tietoja kohteen vesijakeista. Seuraavassa esitetään esimerkki menettelytapaohjeen käytöstä erään suomalaisen jätteenkäsittelykeskuksen tietoja käyttäen. Taulukoihin 39–43 on kopioitu taulukoita Excel-ohjelmasta. Niissä esiintyvät lukuarvot ovat osittain esimerkinomaisia eivätkä kaikilta osin perustu minkään jätteenkäsittelykeskuksen tietoihin.

Taulukoissa 39 ja 40 esitetään ohjelmaan syötetyt esitiedot jätteenkäsittelykeskuksen toiminnoista ja vesijakeista sekä eri toimintamalleille määritellyt veden laadun raja-arvot. Esimerkissä tehdyn inventaarin perusteella kyseisellä jätteenkäsittelykeskuksella on neljä merkittävää vesijaetta. Vesijakeista kahdessa, kaatopaikan suotovedessä sekä kompostointilaitoksen jätevedessä, haitta-ainepitoisuudet ovat suurempia, ja ne on luokiteltu likaantuneiksi. Kaksi vesijaetta, kalvon alapuolinen suojauspumpausvesi ja hyötykäyttökenttien valumavesi, on luokiteltu mahdollisesti hyötykäytettäviksi vesijakeiksi. Mahdollisiksi hyötykäyttötavoiksi on määritetty kierrätys jätetäyttöön ja käyttö teknisenä vetenä. Hyötykäyttökohteille on määritetty kriteerit, jotka kierrätyksessä koskevat tarvittavaa virtaamaa ja teknisessä vedessä virtaamaa sekä COD- ja ammoniumtyppipitoisuuksia.

Taulukossa 41 esitetään hyötykäytettävien jakeiden tiedot ja vertaillaan annettuihin kriteereihin. Vertailu osoittaa, että valumavesi ei ammoniumtypen osalta täytä tekniselle vedelle asetettua vaati-

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

musta. Suojapumppausvettä muodostuu jätteenkäsittelykeskuksella enemmän kuin jätetäyttöön voidaan kierrättää. Näin ollen vähintään osa hyötykäytettäviksi ajatelluista jakeista edellyttää esimerkki-kohteessa puhdistusta. Jakeet voitaisiin näin ollen luokitella esitietosivulla uudelleen likaantuneiksi, jolloin ne siirtyisivät puhdistettavien jakeiden luokkaan.

Taulukossa 42 esitetään paikallisesti puhdistettavien jakeiden tiedot ja taulukossa 43 vertaillaan esimerkinomaisesti kahta käsittelymenetelmää. Puhdistettaviksi jakeiksi määritellyt kaatopaikan suotovesi ja kompostointilaitoksen jätevesi ovat väkeviä vesiä. Esimerkkeiksi käsittelymenetelmien vertailuun on valittu haihdutus ja kalvotekniikat. Molemmat tekniikat soveltuvat hyvin runsaasti orgaanista ainesta ja ammoniumtyyppä sisältävien vesien puhdistamiseen, ja ne voisivat siten olla mahdollisia puhdistustekniikoita suotovesien ja kompostointilaitoksen jätevesien puhdistamiseen. Haittapuolena molemmissa on väkevän konsentraatin muodostuminen ja sen edellyttämä käsittely tai loppusijoitus. Käytännössä haihdutus ja kalvotekniikat, kuten useimmat muutkin käsittelymenetelmät, edellyttävät veden esi- ja/tai jälkikäsittelyä. Lisäksi menetelmien soveltuvuuteen vaikuttaa tavoiteltava tai vaadittava puhdistustaso.

Taulukko 39. Esitiedot.

ESITIEDOT	
Kohteen nimi	Jätteenkäsittelykeskus
Kohteen toiminnot	Kaatopaikka, kompostointilaitos, kompostointi- ja hyötykäyttöalue, Sortti-asema, rakennusjätteiden käsittelyalue, maanlajitusalue, maankaatopaikka, romuautovastasto
Päivämäärä	10.2.2009
VESIJAKEET	
<p>Jakeiden kokonaismäärä (kpl) 4</p> <p>Ominaisuudet, mg/l tai -</p>	
Jakeen numero	Jakeen nimi
4	Suotovesi
Jakeen alkuperä	Täyttöalueet 1, 2 ja 3
Virtaama, m³/a	149700
Luokittelu	Likaantunut
	2061 COD
	205 BOD7
	1256 NH4+
	1139 Kokonais-N
	Sähkönjohtavuus mS/m
	pH
	TSS: 15 mg/l, Ptot: 7,5 mg/l Muut

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä	Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet, mg/l tai -	
3	Kompostointilaitoksen jätevesi	Kompostointilaitos	11000	9333	COD
Luokittelu	Likaantunut			5367	BOD7
					NH4+
				653	Kokonais-N
					Sähkönjohtavuus mS/m
				5,9	pH
				TSS: 480 mg/l	Muut
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä	Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet, mg/l tai -	
2	Pintavaluntavesi	Hyötykäyttökentät	71500	340	COD
Luokittelu	Likaantunut, mahdollisesti hyötykäyttävä			25	BOD7
				130	NH4+
				120	Kokonais-N
					Sähkönjohtavuus mS/m
				7,6	pH
				TSS: 82 mg/l	Muut
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä	Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet, mg/l tai -	
1	Suojapumppausvesi	Kalvon alapuoli, täyttöalueet 1 ja 2	62100	786	COD
Luokittelu	Likaantunut, mahdollisesti hyötykäyttävä			60	BOD7
				350	NH4+
				370	Kokonais-N
					Sähkönjohtavuus mS/m
				7	pH
				TSS: 9 mg/l	Muut

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Taulukko 40. Kriteerit eri kohteissa.

KRITEERIT			
	Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet mg/l tai -	Muut kriteerit
Kriteerit luontoon johtamiselle		125	COD
		15	BOD7
		20	NH4+
		40	Kokonais-N
			Sähkönjohtavuus
		Kiintoaine: 20 mg/l, P: 1mg/l	pH Muut
Kriteerit yhdyskuntaveden jätevedenpuhdistamolle johtamiselle			COD
			BOD7
		160	NH4+
			Kokonais-N
			Sähkönjohtavuus
		6,5...10	pH Muut
Kriteerit hyötykäyttöle	20000	350	COD
	2 tekninen vesi		BOD7
		100	NH4+
			Kokonais-N
			Sähkönjohtavuus
			pH Muut
Kriteerit hyötykäyttöle	36000		COD
	1 kierrätys jätetäyttöön		BOD7
			NH4+
			Kokonais-N
			Sähkönjohtavuus
			pH Muut

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Taulukko 41. Hyötykäytettävät jakeet.

Hyötykäytettäviksi luokiteltujen jakeiden tiedot ja vertailu kriteereihin					
				Jakeiden lukumäärä (kpl)	2
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä			
1	Suojapumppausvesi	Kalvon alapuoli, täyttö-alueet 1 ja 2			
Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet mg/l tai -	Vertailu	Kriteeri, mg/l		
62100	786	COD	Täyttää kriteerin		
	60	BOD7	Täyttää kriteerin		
	350	NH4+	Täyttää kriteerin		
	370	Kokonais-N	Täyttää kriteerin		
		Sähkönjohtavuus	Täyttää kriteerin		
	7	pH			
	TSS: 9 mg/l	Muut	Täyttää kriteerin		
				Virtaama-kriteeri, m ³ /a	
	kierrätys jätetäyttöön	Hyötykäyttökohde	1	36000	
		Käyttäjän arvio toimintamallista (hyötykäyttö):	Hyväksyttävä		
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä			
2	Pintavaluntavesi	Hyötykäyttökentät			
Virtaama, m ³ /a	Ominaisuudet mg/l tai -	Vertailu	Kriteeri, mg/l		
71500	340	COD	Täyttää kriteerin	350	
	25	BOD7	Täyttää kriteerin		
	130	NH4+	Ei täytä kriteeriä	100	
	120	Kokonais-N	Täyttää kriteerin		
		Sähkönjohtavuus	Täyttää kriteerin		
	7,6	pH			
	TSS: 82 mg/l	Muut	Täyttää kriteerin		
				Virtaama-kriteeri, m ³ /a	
	tekninen vesi	Hyötykäyttökohde	2	20000	
		Käyttäjän arvio toimintamallista (hyötykäyttö):	Ei hyväksyttävä		

7. Vesienkäsittelyvaihtoehtojen soveltuvuuden arviointi

Taulukko 42. Paikallisesti käsiteltävät likaantuneet vesijakeet ja esimerkkinä kahden käsittelymenetelmän vertailutaulukko.

Tiedot paikallisesti käsiteltävistä vesijakeista		
	Paikallisesti käsiteltävä kokonaisvirtaama (m3/a)	160700
	Paikallisesti käsiteltävät jakeet (kpl)	2
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä
4	Suotovesi	Täyttöalueet 1, 2 ja 3
Virtaama, m3/a	Ominaisuudet mg/l tai -	
149700	2061	COD
	205	BOD7
	1256	NH4+
	1139	Kokonais-N
		Sähkönjohtavuus
		pH
	TSS: 15 mg/l, Ptot: 7,5 mg/l	
		Muut
Jakeen numero	Jakeen nimi	Jakeen alkuperä
3	Kompostointilaitoksen jätevesi	Kompostointilaitos
Virtaama, m3/a	Ominaisuudet mg/l tai -	
11000	9333	COD
	5367	BOD7
		NH4+
	653	Kokonais-N
		Sähkönjohtavuus
	5,9	pH
	TSS: 480 mg/l	
		Muut

Taulukko 43. Esimerkki kahden käsittelymenetelmän vertailusta.

ESIMERKISSÄ VERTAILLUT KÄSITTELYMENETELMÄT

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristö-vaikutukset	Riskit
Haihdutus	Haihdutuksessa käsiteltävä vesi tiislataan alipaineessa, jolloin haihtaineet jäävät konsentraattiin. Matalien lämpötilojen käytöllä vähennetään haihtuvien yhdisteiden siirtymistä tislukseen. Lauhteen koostumukseen voidaan vaikuttaa operointivaikutusta säätämällä.	Haihdutus soveltuu väkeville (pallon orgaanista ja epäorgaanista aineista sisältäville) vesille. Heiposti haihtuvien orgaanisten aineiden poistamiseen menetelmä sopii vain rajoitetusti.	Haihdutuksella on Lahdessa Kujalan kaatopaikalla päästy yli 87 % COD-reduktiiohin ja noin 99 % ammoniumreduktiiohin. Strip-paukseen yhdistettyä haihdutuksessa voidaan ottaa talteen ammoniumtyyppeä. Prosessi edellyttää pH:n säätöä.	Haihdutuksen haittapuolena on sen melko suuri energiankulutus. Kaatopaikkavesien matalat lämpötilat lisäävät energiankulusta entisestään. Menetelmän investointikustannukset ovat suhteellisen suuret; työvoiman tarve puolestaan on pieni.		Menetelmässä haihtaineet eivät hajoa, vaan ne konsentroituvat konsentraattiin. Haihdutuksen konsentraatti tulee käsitellä soveltuvalta tavalla. Usein konsentraatti palautetaan jätetäyttöön, jolloin haihtaineet jäävät edelleen osaksi kaatopaikka-veden kiertoa.	Haitta-aineiden saostuminen lämmönvaihtimille saattaa heikentää haihdutuksen toimintaa.
Kalvotekniikat	Kalvosuodatuksessa vesi syötetään paineella puolläpäisessä polymeerikalvon läpi, jolloin haihtaineet saadaan erotettua. Kaatopaikkavesien käsitelyssä on hyödynnetty kaikkia kalvotekniikoita (mikro-, ultra- ja nanosuodatus sekä käänteisosmoosi).	Kalvot pidättävät tehokkaasti sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-aineita, ja esimerkiksi käänteisosmoosilla voidaan päästä lähes 100 % reduktiiohin COD:lle, ammoniumityypelle, kloridille, natriumille ja raskasmetalleille. Kalvosuodatus soveltuu hyvin sekä väkeville että laimeille kaatopaikkavesille. Kalvosuodatusprosessit soveltuvat hyvin sekä nuorille että vanhoille kaatopaikkavesille. Kalvosuodatusta voidaan hyödyntää myös viimeisenä käsitelyvaiheena, jossa poistetaan jäännös-COD:ta.	Kaatopaikkavesien sisältämät haihtaineet aiheuttavat vähitellen kalvojen likaantumista ja tukkeutumista sekä kemiallisten että biologisten prosessien tuloksena. Ennen aikaisen likaantumisen estämiseksi vesi on esikäsiteltävä esimerkiksi pH:n säädöllä, esisuodatuksella ja koagulaatiolla. Usein esikäsitellynä on biologinen prosessi.	Käänteisosmoosikäsitelyyn käytökustannukset ovat noin 1 eur/m ³ käsiteltävää vettä. Hinta voi kuitenkin vaihdella jopa 50 senttiä ylös- tai alaspäin. Kustannuksia aiheuttaa lähinnä sähkönkulutus. Prosessin käyttö vaatii vain vähän käyttöhenkilöstön työpanosta. Esikäsitelyyn tarve nostaan menetelmän kustannuksia. Kalvosuodatusprosessissa muodostuu melko suuri määrä konsentraattia, jonka käsitely on otettava huomioon arvioitaessa teknologian kokonaistaloudellisuutta. Konsentraatti voidaan esimerkiksi haihduttaa, kuivattaa ja polttaa. Sopivalla järjestelyllä konsentraatin määrä voidaan minimoida ja saavuttaa jopa 97 % kokonaispermeaattisaantoja koko prosessille, mutta usein rejektin määrä on 10–25 % virtaamasta.	Kalvosuodatustekniikointa on sovellettu runsaasti kaatopaikkavesien käsitelyssä eri puolilla maailmaa.	Kalvosuodatuksen rejekti sekä kalvojen pesuvedet on käsiteltävä soveltuvalta tavalla. Menetelmässä haihtaineet eivät hajoa, vaan ne konsentroituvat rejektiin.	Kalvotekniikoiden riskinä on kalvojen ennen aikainen tukkeutuminen.

8. Yhteenveto ja jatkotutkimustarpeet

Aiemmin on jo todettu, että jätteenkäsittelykeskusten vesien erilliskäsittely on lisääntymässä, joten lähitulevaisuudessa tulee olemaan kysyntää kustannustehokkaille vesien erilliskäsittelytekniikoille. Hankkeessa on tutkittu uusia mahdollisia tekniikoita jätteenkäsittelykeskusten vesien erilliskäsittelyyn. VTT:n osahankkeessa tutkitut tekniikat, reaktiivisten materiaalien käyttö suodinmateriaaleina ja sulfaatinpelkistysprosessi, soveltuvat pääasiassa metallien ja rajoitetusti sulfaatin poistamiseen vesistä. TKK:n osahankkeessa keskityttiin tyypipitoisten ja orgaanista ainesta sisältävien vesien käsittelyyn.

VTT:n osahankkeessa tutkitut tekniikat ovat kaatopaikkavesien käsittelyssä kehityksen alkutaipaleella. Käytössä on pääasiassa laboratoriomittakaavan tietoa menetelmien puhdistustehosta. On havaittu, että molemmilla menetelmillä voidaan poistaa metalleja vesiliuoksista tehokkaastikin, mutta tietoa niiden soveltuvuudesta erityyppisille vesille ja niiden rajoittavista tekijöistä on toistaiseksi verrattain vähän. Hankkeessa on kuitenkin luotu hyviä valmiuksia molempien tekniikoiden kehityksen seuraavalle askeleelle eli siirtymiselle suuremman mittakaavan tutkimuksiin. Erityisesti reaktiivisilla materiaaleilla suuremman mittakaavan pilot-laitoksen perustaminen voi tapahtua melko vaivattomasti. Kehitystyötä on kuitenkin jatkettava myös laboratoriomittakaavassa menetelmien reunaehtojen tarkemmaksi selvittämiseksi.

Teknillisen korkeakoulun osahankkeessa arvioitiin suuremman mittakaavan koejärjestelyjen avulla tutkitun biofilmi-prosessin tehokkuutta ja taloudellisuutta verrattuna aktiivilieteprosessiin sekä kalvotekniikalla saavutettavaa puhdistustehoa biologisen käsittelyn jälkikäsittelynä. Tutkimuksessa saatiin vahvoja perusteita erityisesti biofilmitekniikan soveltamiselle käytäntöön (Pelkonen 2009).

Maissa, joissa kaatopaikkavesien erilliskäsittelyä harjoitetaan laajemmin, on usein päädytty yhdistelmätekniikoiden käyttöön ns. moniongelmaisten vesien käsittelyssä. Tähän ovat tietysti vaikuttaneet myös tiukentuneet vesienkäsittelymääräykset, jolloin olemassa olevia prosesseja on myöhemmin täydennetty uusilla yksikköprosesseilla. Tässä hankkeessa tutkitut menetelmät voivatkin käytännössä soveltua myös yhdistelmätekniikoiden yksikköprosesseiksi.

Lähdeluettelo

Lait ja säädökset

Kaatopaikkadirektiivi (1999/31/EY)

Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista (VNa 61/1997) ja päätöksen muutos 1049/1999

Vesipuidedirektiivi 2000/60/EY

Vesienhoitolaki 2004 (1299/2004)

Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä (VEHA) 1040/2006

Valtioneuvoston periaatepäätös (VNpp), Vesiensuojelun suuntaviivat 2015

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006 (VESPA)

Ympäristönsuojelulaki (86/2000)

Ympäristönsuojeluasetus (169/2000, muutos 889/2006)

Asetus yhdyskuntajätevesistä 888/2006

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta (2006/118/EY) (Vesipuidedirektiivin tytärdirektiivi)

Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) nro 166/2006 mm. epäpuhtauksien päästöjä ja siirtoja koskevan eurooppalaisen rekisterin perustamisesta

Yhdyskuntajätevesidirektiivi (91/271/ETY), asetus yhdyskuntajätevesistä 888/2006

Suulliset tiedonannot

Korkeamäki H. L&T Oyj, 30.5.2008.

Riekkola-Vanhanen M. 11.3.2004.

Muu kirjallisuus

- Antunes I.M.H.R, Neiva A.M.R & Silva M.M.V.G. 2002. The mineralized veins and the impact of old mine workings on the environment at Segura, central Portugal. *Chemical Geology* 190, s. 417–431.
- Assmuth T., Poutanen H., Strandberg T., Melanen M., Penttilä S. ja Kalevi K. 1990. Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A67. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Baker B.J & Banfield J.F. 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology* 44, s. 139–152.
- Benner S.G, Blowes D.W, Ptacek C.J & Mayer K. 2002. Rates of sulfate reduction and metal sulfide precipitation in a permeable reactive barrier. *Applied Geochemistry* 17, s. 301–320.
- Canadian Intellectual Property Office. 1995. Process for treating solutions containing sulfate and metal ions. Application for Canadian Patent.
- Castro H.F., Williams N.H. & Ogram A. 2000. Phylogeny of sulfate-reducing bacteria. *FEMS Microbiology Ecology* 31, s. 1–9.
- Christensen B., Laake M. & Lien T. 1996. Treatment of acid mine water by sulfate-reducing bacteria; results from a bench scale experiment. *Water Research*. Vol. 30, No 7, s. 1617–1624.
- Cocos I.A., Zagury G.J., Clément B. & Samson R. 2002. Multiple factor design for reactive mixture selection for use in reactive walls in mine drainage treatment. *Water Research* 32, s. 167–177.
- Cragg W., Pearson D. & Cooney J. 1995. Ethics, Surface mining and the environment. *Resources Policy*, Vol. 21, No. 4, s. 229–235.
- Day S., Hassesin S. & Marsden L. 1999. Geotechnical techniques for the construction of reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* B67, s. 285–297.
- Dvorak D.H., Hedin R.S., Edenborn H.M. & McIntire P.E. 1992. Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction: Results from pilot-scale reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 40, s. 609–616.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995. Ground-water and Leachate Treatment Systems, manual. Saatavissa: <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r94005/625r94005.pdf>.
- Ettala M. 1998. Kaatopaikkavesien käsittelytarve. *Vesitalous* 39, s. 21–23.
- Fortin D., Davis B., Southam G. & Beveridge T.J. 1995. Biogeochemical phenomena induced by bacteria within sulfide mine tailings. *Journal of Industrial Microbiology* 14, s. 178–185.

- Gazea B., Adam K. & Kontopoulos A. 1996. A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*. Vol. 9, No 1, s. 23–42.
- Groudev S.N, Bratcova S.G. & Komnitsas K. 1999. Treatment of waters polluted with radioactive elements and heavy metals by means of a laboratory passive system. *Minerals Engineering*, Vol. 12, No.3, s. 261–270.
- Gusek J.J, Gormley J.T. & Scheetz J.W. 1994. Design and construction aspects of pilot-scale passive treatment systems for acid rock drainage at metal mines. *Hydrometallurgy '94*, Cambridge, England, July 11-15, 1994. The Institution of Mining and Metallurgy and the Society of Chemical Industry, s. 777–793.
- Gusek J.J., Wildeman T.R, Miller A & Fricke J. 1998. The challenges of designing, permitting and building a 1200 gpm passive bioreactor for metal mine drainage West Fork Mine, Missouri. The 15th National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation. St. Louis, MO, USA, May 17–22, 1998, s. 1–11.
- Hammack R.W., Edenborn H.M. & Dvorak D.H. 1994. Treatment of water from an open-pit copper mine using biogenic sulfide and limestone: a feasibility study. *Water Research* 28, s. 2321–2329.
- Hedin R.S., Narin R.W. & Kleinmann R.L.P. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. Bureau of Mines Information Circular. United States Department of the Interior. 35 s.
- Heikkinen, P.M., Korkka-Niemi, K., Lahti, M., Salonen, V.-P. 2002. Groundwater and surface water contamination in the area of the Hitura nickel mine, Western Finland. *Environmental Geology* Vol. 42, s. 313–329.
- Isomäki, E. & Dahlbo, H. 2007. Kaatopaikalle sijoitettujen teollisuuden jätteiden ympäristövaikutusten tunnistaminen ja arviointi. Valtakunnallinen jätesuunnitelma vuoteen 2016. Taustaselvitys, Osa IV. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2 /2007, 51 s.
- Jang, A., Seo, Y., Bishop, P.L. 2005. The removal of heavy metals in urban runoff by sorption on mulch, *Environmental Pollution* 133, s. 117–127.
- Johnson D.B. 1995. Acidophilic microbial communities: Candidates for bioremediation of acidic mine effluents. *International Biodeterioration & Biodegradation*, s. 41–58.
- Johnson, D.B. 2003. Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water, Air and Soil Pollution* 3, s. 47–66.
- Jäppinen M. 1999. Henkilökohtainen tiedonanto. Ämmässuon tasausaltaasta viemäritävän veden laatu 1988–1997. Espoon kaupunki, Vesi- ja viemärilaitos, Espoo.
- Kaartinen, T., Laine-Ylijoki, J. & Wahlström, M. 2007. Jätteen termisen käsittelyn tuhkien ja kuonien käsittely- ja sijoitusmahdollisuudet – VTT Tiedotteita 2411, 44 s. + liitt. 20 s.
- Kalin, M., Fyson, A. & Wheeler, W.N. 2006 The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, Vol. 366(2-3), s. 395–408.

- Kalliokoski P., Sihvonen K., Etula A., Pärjälä E., Mälkki E. & Suokko T. 1987. Kaatopaikoilta liukenevat haitalliset yhdisteet ja niiden vaikutus pohjavesiin. Helsinki, Ympäristöministeriö, YM/YLO, julk. A:53.
- Kersten, M., Christoph Moor, H. & Johnson, C.A. 1997. Speciation of trace metals in leachate from a MSWI bottom ash landfill. *Appl. Geochem.* 12 (1997), s. 675–683.
- Kettunen R., Rintala J. & Salis I. 1994. Kaatopaikkavesien ominaisuudet ja biologinen käsittely. *Vesitalous* 35, 8–10.
- Kettunen, R. 2004. Tritonet Oy. Kaatopaikkavesien käsittelytarve ja menetelmät jatkavilla ja lopetuilla kaatopaikoilla. Esitelmä Jätehuollon neuvottelupäivillä 25.–26.3.2004.
- Kettunen, R., Rintala, J., Marttinen, S., Jokela, J. & Sormunen, K. 2000. Kaatopaikkavesien vaikutus yhdyskuntajätevedenpuhdistamon toimintaan ja mitoitukseen sekä kaatopaikkavesien esikäsittelytarpeen ja menetelmien arviointi. Kaato 2001 –hanke / Loppuraportti. Jyväskylän yliopisto. 70 s.
- Kietlinska A., & Renman G. 2005. An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere* Vol 61 (7) s. 933–940.
- Komnitsas, K., Bartzas, G. Paspaliaris, I. 2004. Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies, accepted for publication, *Minerals Engineering*, Vol. 17, s. 183–194.
- Komnitsas, K., Bartzas, G., Fytas, K., Paspaliaris, I. 2007. Long-term efficiency and kinetic evaluation of ZVI barriers during clean up of copper containing solutions, *Minerals Engineering*, 20, 1200–1209.
- Kurniawan T., Lo W. & Chan G. 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* B129, s. 80–100.
- Kängsepp P., Hogland, W. and Mathiasson, L. (2003). An Industrial Leachate Treatment System Based on the Filter-bed Techniques. *Eurowaste. Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. CD + Book of Abstracts.
- Ledin M. & Pedersen K. 1996. The environmental impacts of mine wastes – Roles of micro-organisms and their significance in treatment of mine wastes. *Earth-Science Reviews* 41, s. 67–108.
- Leloup J., Quillet L., Oger C., Boust D. & Petit F. 2003. Molecular quantification of sulfate-reducing microorganisms (carrying *dsrAB* genes) by competitive PCR in estuarine sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 1605, s. 1–8.
- Lens, P., Hulshoff Pol, L. (Eds.), 2000. *Environmental Technology to Treat Sulfur Pollution Principles and Engineering*. IWA Publishing, London.
- Lyew D., Knowles R. & Sheppard J. 1994. The biological treatment of acid mine drainage under continuous flow in a reactor. *Process safety and Environmental Protection*, Vol. 72, No. B1, s. 42–47.

- Marttinen S., Jokela J., Rintala J. & Kettunen R. 2000. Jätteiden hajoaminen kaatopaikalla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely. Kaato 2001 -hanke / kirjallisuuskatsaus. Jyväskylän yliopisto. 73 s.
- Marttinen S., Kettunen R., Sormunen K. & Rintala, J. 2001. Kaatopaikkavesipuhdistamot Suomessa. Vesitalous 2/2001: Ympäristönsuojelu.
- Moosa S., Nemati M. & Harrison S. 2001. A Kinetic study on anaerobic sulphate reduction – Effect of temperature. In Ciminelli V.S.T & Garcia O Jr. Biohydrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development. Ouro Preto, Minas Gerais, Brazil, September 16-19, 2001. Part B Biosorption and Bioremediation, s. 417–431.
- Mustikkamäki U.-P. 2000. Metallipitoisten vesien biologisesta käsittelystä Outokummun kaivoksilla. Vuoriteollisuus 1, s. 44–47.
- Nehrenheim E. & Gustafsson, J.P. 2007 Kinetic sorption modelling of Cu, Ni, Zn, Pb and Cr ions to pine bark and blast furnace slag. Bioresource Technology Vol 99 no. 6., pp. 1571-1577
- Pelkonen M. 2002. Kaatopaikkavesien käsittely. Julkaisussa: Tanskanen, J.-H., Ettala, M. Jätteiden loppusijoituksen tutkimustarpeet Suomessa 2002. Liite 8. Tekesin STREAMS-ohjelmaan kuuluvan KAATIS-hankkeen jatkoselvitys (18.1.2002) CD-Rom. Suomen ympäristökeskus.
- Pelkonen, M. 2006. Kaatopaikkavesien käsittely ja tekniikan kehittämisen tarpeet. Vesitalous 6/2006.
- Pelkonen, M. 2009. WAWACON – TKK:n osahankkeen loppuraportti. TKK, 17 s..
- Pellinen J. 2003. Selvitys likaantuneen maaperän ja pohjaveden biotekniseen kunnostukseen liittyvistä tutkimus- ja kehitystarpeista, Bio-Häme-hanke. Saatavissa: http://www.217.30.184.9/Biohame/images/docs/Bio_HameD.pdf
- Peters R.E & Ku Y. 1985. Batch precipitation studies for heavy metal removal by sulfide precipitation. AIChE Symposium Series 81, s. 9–27.
- Pohjois-Savon ympäristökeskus 2006. Pilaantuneiden maiden loppusijoitusalueiden suotovesien käsittely reaktiivisella suodatuksella. Varkaus. Loppuraportti 15.12.2006.
- Postgate, J.R. 1979. The sulphate-reducing bacteria. 1st edn. Cambridge University Press, Cambridge.
- Prasad D., Wai M., Bérubé P & Henry J.G. 1999. Evaluating substrates in the biological treatment of acid mine drainage. Environmental Technology, Vol. 20, s. 449–458.
- Reinikainen J. 2003. Reaktiiviset seinämät pohjaveden kunnostuksessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=25995&lan=FI>.
- Shen Y. & Buick R. 2004. The antiquity of microbial sulfate reduction. Earth-Science Reviews 64, s. 243–272.
- Sormunen, K. 2005. Jätteenpolton arinatuhkien loppusijoituksen hallinta (Mustankorkean koealue). Kaatopro-hanke. Johtoryhmän kokous 16.12.2005.

- Sormunen, K., Rintala, J., Einola, J., Mroueh, U., Laine-Ylijoki, J., Kaartinen, T., Wahlström, M. & Etta-la, M. 2005. Kaatopaikan prosessien ohjaus. Yhdyskuntien jätevirroista liiketoimintaa teknologiaohjelman vuosikirja 2004.
- Suomen ympäristökeskus. 2000. Kaatopaikkojen lopettamisopas. Ympäristöopas 89. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Suunnittelukeskus. 2000. Mömossan Jätehuolto Oy, Sipoon kunta. Mömossanin jätteenkäsittelyalueen pinta- ja pohjavesien velvoitetarkkailu. Yhteenveto vuodelta 1999. 26.4.2000.
- Tchobanoglous G., Theisen H. & Vigil S. 1993. Integrated solid waste management – engineering principles and management issues. McGraw-Hill Inc, Singapore.
- Trebouet D., Schlumpf J.P, Jaouen P. & Quemeneur F. 2001. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical- nanofiltration processes. *Water Research* 35, 2935–2942.
- Waybrant K.R., Ptacek C.J. & Blowes D.W. 2002. Treatment of mine drainage using permeable reactive barriers: Column experiments. *Environmental Science & Technology*, Vol. 36, s. 1349–1356.
- Widdel F. & Pfennig N. 1981. Studies on dissimilatory sulfate-reducing bacteria that decompose fatty acids. *Archives of Microbiology*, Vol. 129, No. 5, s. 395–400.
- Wilkin R.T & Barnes H.L. 1996. Pyrite formation by reactions of iron monosulfides with dissolved inorganic and organic sulfur species. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 60, No. 21, s. 4167–4179.
- Wiszniewski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K. & Weber J.V. 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ Chem Lett* (?) 4, 51–61.

Liite A: Lienenneiden aineiden pitoisuudet ravistelukoikeissa

KAATOPAIKKAVESI L/S 10 24 h

Materiaali/vesi	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn	Ba	Ca	K	Mg	Na	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Kaatopaikkavesi	0,744	0,634	0,0004	0,014	0,0381	<0,005	0,0401	0,227	0,237	0,0005	0,0452	<0,05	0,437	0,0286	0,019	54,6	572	149	2775	961	2810	<1
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukoikeiden jälkeen, mg/l																						
Karkea rautalastu	0,0594	<0,002	<0,0003	0,0024	<0,01	<0,005	0,649	0,0627	0,0333	<0,0005	0,0087	<0,05	0,0485	0,0237	<0,002	36,1	659	140	2781	905	2760	<1
Hieno rautalastu	<0,05	<0,002	<0,0003	0,0018	<0,01	<0,005	0,3	0,0554	0,0164	<0,0005	0,0058	<0,05	0,0293	0,031	0,007	18,1	630	137	2717	919	2710	<1
Valimohiekka	0,121	0,004	<0,0003	0,0048	<0,01	<0,005	0,421	0,0694	0,096	0,0005	0,0082	<0,05	0,0174	0,0368	0,02	37,4	615	139	2755	968	2810	<1
Masuumihiekka	<0,05	0,202	<0,0003	0,0054	<0,01	<0,005	0,0163	0,0617	0,116	<0,0005	0,0093	<0,05	1,44	0,0204	0,013	9,1	610	144	2767	946	2810	<1
Teräskuona	<0,05	<0,002	<0,0003	0,0013	0,0801	<0,005	0,0133	0,0705	0,0129	0,0009	<0,001	<0,05	0,166	0,0198	0,061	464	635	0,54	2790	937	2580	<1
Männynkuori	6,08	0,185	0,0011	0,0093	0,0199	<0,005	6,79	0,0069	0,064	0,003	0,0018	<0,05	0,0023	0,394	0,295	59,2	582	126	2530	926	2700	<1
Kvartsihiekka	0,431	0,233	<0,0003	0,0073	0,0228	<0,005	0,0409	0,0673	0,189	0,0005	0,0117	<0,05	0,401	0,0295	0,033	53,3	592	145	2738	923	2800	<1
Zeoliitti	0,0548	0,189	<0,0003	0,0082	<0,01	<0,005	1,48	0,0625	0,147	0,0045	0,0089	<0,05	0,215	0,0316	0,003	526	118	129	1999	957	2760	<1

TUHKAVESI L/S 10 24 h

Materiaali/vesi	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn	Ba	Ca	K	Mg	Na	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	F ⁻
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Tuhkavesi	0,12	0,0142	0,0454	0,0029	1,2	0,0732	0,0161	20,8	0,0768	15,0	0,0021	0,157	<0,002	1,34	0,398	2327	548	0,16	946	3090	1750	3,8
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukoikeiden jälkeen, mg/l																						
Karkea rautalastu	<0,05	<0,002	0,0329	0,0021	<0,01	<0,005	0,0049	16,3	0,0306	1,1	<0,001	0,145	<0,002	0,587	0,206	2231	404	<0,1	943	3040	1760	3,8
Hieno rautalastu	<0,05	<0,002	0,0353	0,0021	<0,01	<0,005	0,0066	17,4	0,045	5,88	<0,001	0,149	<0,002	0,619	0,339	2356	406	<0,1	945	3060	1720	4,0
Valimohiekka	0,67	<0,002	0,0349	0,0024	0,872	<0,005	0,0296	17,2	0,0402	3,32	<0,001	0,133	<0,002	0,767	0,613	2352	531	<0,1	941	3130	1720	3,8
Masuumihiekka	<0,05	<0,002	0,0372	0,0015	1,08	<0,005	0,0021	17,9	0,0437	1,74	<0,001	0,14	<0,002	0,0391	0,193	2373	543	<0,1	960	3250	1720	2,5
Teräskuona	<0,05	<0,002	0,0308	0,0015	0,899	<0,005	0,0165	14,9	0,0379	0,504	<0,001	0,122	0,013	0,0437	0,271	2367	544	<0,1	961	3190	1630	<1
Männynkuori	2,32	0,0024	0,0017	0,0019	<0,01	<0,005	2,66	0,0908	0,042	0,0165	<0,001	0,198	<0,002	0,0689	0,88	1746	632	43,8	935	3040	1690	2,0
Kvartsihiekka	<0,05	<0,002	0,0341	0,0017	1,06	<0,005	0,002	16,1	0,0413	6,88	<0,001	0,141	<0,002	0,755	0,204	2315	545	<0,1	944	3190	1710	4,1
Zeoliitti	0,385	<0,002	0,0336	0,0011	0,991	<0,005	0,0024	16,5	0,0237	0,0023	<0,001	0,133	<0,002	0,043	0,018	1870	123	0,30	818	3210	1650	<1

KEINOTEKOINEN VESI L/S 10 24 h

Materiaali/vesi	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Keinotekoinen vesi 1	0,994	0,53	11,5	11,8	4,99
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukoikeiden jälkeen, mg/l					
Karkea rautalastu	<0,005	0,03	0,0039	0,0038	0,01
Hieno rautalastu	<0,005	0,01	0,0041	0,0037	<0,01
Valimohiekka	<0,005	0,01	0,0274	0,0078	0,01
Masuumihiekka	0,0074	0,01	0,0059	0,0111	0,01
Teräskuona	0,0177	<0,01	0,0205	0,424	0,02
Männynkuori	0,206	0,07	5,18	0,759	1,90
Kvartsihiekka	0,0574	0,15	11,4	11,0	4,78
Zeoliitti	0,0114	<0,01	5,56	0,0145	0,83

Liite B: Liuenneiden aineiden pitoisuudet ravistelukokeissa

KEINOTEKOINEN VESI L/S 50 24 h

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Materiaali/vesi	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Keinotekoinen vesi 1	0,994	0,53	11,5	11,8	4,99
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukokeiden jälkeen, mg/l					
Karkea rautalastu	0,0072	0,01	0,0303	0,0022	0,01
Masuunihiekka	0,0075	0,01	0,0076	0,0363	0,01
Männynkuori	0,225	0,11	7,97	0,418	2,63

KEINOTEKOINEN VESI L/S 100 24 h

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Materiaali/vesi	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Keinotekoinen vesi 2	0,747	0,778	9,67	2,38	3,77
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukokeiden jälkeen, mg/l					
Karkea rautalastu	<0,002	0,0022	0,009	0,001	0,01
Masuunihiekka	0,0046	0,0024	0,015	0,003	0,02
Männynkuori	0,0921	0,11	3,43	0,085	1,00

KEINOTEKOINEN VESI L/S 10 0,5 h

	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Materiaali/vesi	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Keinotekoinen vesi 2	0,747	0,778	9,67	2,38	3,77
Pitoisuudet suodoksissa ravistelukokeiden jälkeen, mg/l					
Karkea rautalastu	<0,002	0,0031	2,69	0,066	0,43
Masuunihiekka	0,0041	<0,001	0,007	0,001	0,01
Männynkuori	0,0888	0,11	2,38	0,211	0,83

Liite C: Menetelmiä kaatopaikkavesien erilliskäsittelyyn

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Biologiset								
<u>Aerobiset</u>	Aerobiset käsittelymenetelmät käsittävät lukuisia erilaisia menetelmiä, joista mukaan on otettu tyypillisimmät kaatopaikkavesille käytetyt menetelmät.	Aerobiset menetelmät poistavat tehokkaasti orgaanista ainesta, ammoniumityyppiä, väriä sekä osan metalleista ja toksisista yhdisteistä. Aerobisten biologisten prosessien on havaittu toimivan myös matalissa lämpötiloissa. Tämä edellyttää kuitenkin riittävän suurta lieteputoisuutta ja lieteikää. Ravinteiden syötöstä on tarvit-taessa huolehdittava. Etenkin fosforia joudutaan usein lisäämään käsiteltävään kaatopaikkaveteen.	Tyypillisiä BOD-reduktioita ovat yli 80 %, COD-reduktioita 60–90 % ja kokonaistypen reduktioita yli 80 % (nitrifioivat ja denitrifioivat prosessit).		Osa aerobisista biologisista menetelmistä on vakiintuneita, osa vielä jossain määrin kehityksasteella.	Menetelmissä muodostuu lietettä, joka vaatii soveltuvan käsittelyn. Erityisesti on huomiot-tava lietteeseen sitou-tuneet metallit. Usein liete sijoitetaan kaato-paikalle.	Ongelmia aerobisissa prosesseissa saattaa aiheuttaa fosforin puute, korkea ammonium-typipitoisuus, joka voi inhiboi-da nitrifikaatiota, korkea metalli-pitoisuus sekä veden mahdollinen vaahtoavuus ilmastettaessa.	Kettunen et al. 2000, Martinen et al. 2000, Renou et al. 2008, Wiszniowski et al. 2006, Lehr et al. 2005.
<u>Bioroottori</u>	Bioroottori lukeutu aerobicisiin biofil-miprosesseihin. Bioroottori koostuu sarjasta muovisia levyjä, jotka on kiinnitetty vaakasuoraan akseliin. Levyt pyörivät hitaasti puhdistettavaan jäteveden läpi. Levyjen pinnalle muodostuu tyypillisesti noin 1–4 viikon kuluessa prosessin aloituksesta biofilmi, joka on vuorotellen kosketuksissa puhdistettavan jäteveden ja ilman hapen kanssa. Järjestelmään kuuluu myös selkeyt-in, joka erottaa ylimääräisen levyiltä irron-neen biomassan vedestä. Bioroottoreita voidaan moduulimaisena rakenteena kytkeä sarjaan tai rintaan, ja niillä voidaan tehostaa nitrifikaatiota. Bio-roottorilla saavutetaan useita tavoitteita: prosessissa saadaan jätevesi ja mikrobit kontaktiin, aikaansaadaan sekoitus ja ilmastus sekä ylläpidettävän biomassan poisto prosessista.		Bioroottorikäsittelyllä on saavutettu 52 %:n reduktio kaatopaikan suodosvesien COD-pitouksissa käyttäen viipymää 24 h. Lietteen laskeutuvuus on hyvä ja prosessi sietää hyvin kuormitusvaih-teita ja myrkyjiä. Prosessi on myös helposti suojattavissa ja siten sietää hyvin kylmää.	Bioroottorin etuna verrattuna esimerkiksi aktiivi-lieteprosesiin on sen matala energian-kulutus ja pieni tilantarve. Prosessin käyttö, ylläpito ja säätö ovat suhteellisen yksinker-taisia. Toisaalta pääoma-kustannukset voivat olla melko suuria, jopa 20 % suurempia verrattuna aktiivilieteprosesiin.	Prosessissa muodostuu lietettä, joka vaatii soveltuvan käsittelyn. Erityisesti on huomiot-tava lietteeseen sitou-tuneet metallit. Usein liete sijoitetaan kaato-paikalle.	Bioroottorin haittapuolena on prosessin sub-teellisen hidas käynnistyminen.	EPA 1995, Wiszniowski et al. 2006, Castillo et al. 2007.	

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Biosuodin	Biosuotimessa vettä puhdistavat mikrobit kasvavat täyteaineiden pinnalla biofilminä. Täyteainekappaleet on sijoitettu reaktiotankkiin, jonka läpi käsiteltävä vesi virtaa.	Biosuodin sietää matalia lämpötiloja ja toksisia aineita paremmin kuin perinteinen aktiivilieteprosessi.	Erytisesti on testattu biosuotimien käyttöä nitrifikaatossa. Nitrifikaation on havaittu ainakin laimeilla kaatopaikavesillä toimivan hyvin jopa 5–10 °C:n lämpötilassa. Biosuotimella on saavutettu 90 %:n vähemmän ammoniumtyppelle ja 87 %:n vähemmän COD:lle.	Biosuodatus on prosessina suhteellisen edullinen, mikä lisää sen kiinnostavuutta.				Wisniewski et al. 2006, Renou et al. 2008.
Aktiivilieteprosessi	Aktiivilieteprosessi koostuu yleensä esiselkeytyksestä, ilmastuksesta ja jälkiselkeytyksestä. Ilmastusaltaassa mikrobit (aktiiviliete) hajottavat jätteen orgaanista ainetta. Liete laskeutetaan jälkiselkeytyksessä ja osa palautetaan ilmastusaltaaseen. Ylijäämäliete poistetaan.	Aktiivilieteprosessi soveltuu liukoisen orgaanisen aineen ja myös tyypen poistoon, mikäli prosessi on suunniteltu nitrifioivaksi ja denitrifioivaksi.	Aktiivilieteprosessin kokonais-tehokkuus riippuu pitkälti jälkiselkeyttimen kyvystä erottaa kiintoaine nesteestä. Usein fosforiravinnetta joudutaan toiminnan tehostamiseksi lisäämään käsiteltävään veteen. Toimivuutta saattaa rajoittaa myös matala lämpötila.	Prosessin haittapuolena on sen melko suuri energiantarve sekä lietteentuotto. Tarvittava prosessitilavuus on suuri.	Aktiivilieteprosessi on vakintunein aerobinen biologinen jäteveden käsitelymenetelmä.	Prosessissa muodostuu lietettä, joka vaatii soveltuvan käsittelyn. Erytisesti on huomiotava lietteeseen sitoutuneet metallit. Usein liete sijoitetaan kaatopaikalle.		
MBR	MBR-prosessi (<i>Membrane Biological Reactor</i>) yhdistää biologisen käsittelyn ja kalvoteknologian. Siinä biologinen vaihe toteutetaan aktiivilieteprosessina ja kiintoaine erotus kalvotekniikalla. Perinteiseen biologiseen käsitelyyn verrattuna MBR tarvitsee vähemmän tilaa, ja esi- ja jälkikäsitelystä tarvitaan vähemmän. MBR:ssä voidaan käyttää korkeaa biolietepitoisuutta ilman, että lähtevän veden kirkkaus kärsii, sillä kalvo estää lietteen huuhtoutumisen pois prosessista. Membraani voidaan sijoittaa reaktorin ulko- tai sisäpuolelle.	MBR-prosessi soveltuu hyvin nuorille kaatopaikavesille ja kohtalaisesti myös vanhoille kaatopaikavesille.	MBR-prosessilla on saavutettu hyviä COD-reduktioita, noin 80 %, jopa heikosti biohajotville vanhoille kaatopaikavesille. Tarvittaessa vielä tehokkaampi COD:n poisto, voidaan prosessiin liittää jälkikäsitelyksi esimerkiksi nanosuodatus tai aktiivihiliadsorptio. Myös sekä COD:lle että kokonaistyypelle on saavutettu yli 80 %:n vähennymiä.	MBR-prosessi kuluttaa enemmän energiaa verrattuna aktiivilieteprosessiin, sillä kalvosuodatus vaatii sähköenergiaa. Prosessin tilantarve on vähäisempi.		Prosessin lietteentuotto on vähäisempää kuin perinteisessä biologisessa käsittelyssä. Kalvoprosessi kuluttaa sähköenergiaa.	Riskinä on mahdollinen kalvosuodatuksen tukkeutuminen.	Alvarez-Vazquez et al. 2004, Renou et al. 2008

Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
<p><u>Anaerobiset</u></p> <p>Anaerobisessa käsitellyssä jäteveden orgaaninen ja epäorgaaninen aines hajoavat hapatomassa tilassa. Tuotteena syntyy erilaisia yhdisteitä mukaan lukien metaania ja hiilidioksidia. Anaerobinen käsittely voidaan toteuttaa erityyppisillä prosessivaihtoehdoilla kuten SBR, UASB, anaerobinen suodatin, hybridipetisuodatin ja leijupetireaktori.</p>	<p>Kaatopaikkavesien käsitellyssä anaerobinen prosessi soveltuu erityyppisiin hyvin nuorille kaatopaikoille, joissa BOD on suuri. Anaerobikäsittely soveltuu hyvin nuorille kaatopaikkavesille mutta heikosti vanhoille. Anaerobisella käsitellyllä voidaan saada aikaan sorption, biojauomisen ja saostumisen kautta kohtalainen vähenemä orgaanisten haittayhdisteiden sekä metallien pitoisuuksissa. Ammoniumtyyppiä vain pieni osa sitoutuu assimilaation kautta biolietteeseen.</p>	<p>Veden matala lämpötila hidastaa biologista ja kemiallista reaktioita verrattuna optimilämpötilaan, jolloin prosessi on hitaampi. Kuormitusrajitteen prosessi kestää hitaasti vaihteluita mutta vaatii yleensä esikäsittelyksi tasauksen. Anaerobikäsittelyn etuja ovat pieni fosfori-ravinteen tarve, vähäinen ylijäämälietteen tuotanto, matala energiankulutus sekä biokaasun tuotanto. Toisaalta prosessi häiriintyy helposti pH:n ja lämpötilan muutoksista. Raskasmetallit häiritsevät prosessia ja ammoniakki on toksista prosessin mikrobitoille. Tämä johtaa suureen ammoniumtyyppipitoisuuteen purkuvedessä. Näin ollen kaato-paikkavesien anaerobinen käsittely vaatii jälkikäsittelyn. Erilaisilla anaerobiprosesseissa eri viipymillä kaatopaikkaveden COD-reduktiot ovat vaihdelleet välillä 50–90 %. Myös BOD:lle on saavutettu yli 80 %:n reduktioita.</p>	<p>Anaerobiprosessin energiankulutus on tyyppisesti vähäinen. Taloudellisuutta lisää biokaasun tuotanto.</p>		<p>Purkuveden suuren ammoniumtyyppipitoisuuden vuoksi anaerobisesti käsitellyt kaatopaikkavedet on jälkikäsiteltävä. Prosessissa muodostuu biolietettä, joka myös vaatii oman käsittelynsä. Lisäksi reaktoriin kertyvät metallit on huomioitava suunnittelussa.</p>		<p>Kettunen et al. 2000, Renou et al. 2008</p>
<p>Fysikaalis-kemialliset</p>							
<p>Hiekkasuodatus</p>	<p>Hiekkasuodatus on yksinään riittämätön menetelmä kaatopaikkavesien puhdistukseen, mutta sitä voidaan käyttää esikäsittelyä ennen muita prosesseja tai jälkikäsitellynä esimerkiksi koagulaatio-flokkulaatio-prosessille. Hiekkasuodatus poistaa vedestä lähinnä kiintoainetta. Hiekkasuodatus vaatii usein esikäsittelykseen tasauksen.</p>	<p>Hiekkasuodatuksen toimivuus riippuu paljon suodatettavan veden kiintoaineen kokojakaumasta. Toimiakseen hyvin hiekkasuodatin on pestävä säännöllisesti. Pesutarve on huomioitava hiekkasuodatusprosessin mitoituksessa. Myös pesuveden saatavuudesta on huolehdittava.</p>			<p>Hiekkasuodatimen pesussa syntyy jätevesiä, jotka on käsiteltävä soveltuvalle tavalle.</p>	<p>Suuret kiintoainekuormat voivat tukkia hiekkasuodatimen.</p>	<p>Cheremisinoff 2002, Kettunen et al. 2000.</p>

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Laskutus	Laskutuksessa eli sedimentaatiossa kiintoaine sekä kiintoaineessa oleva orgaaninen aines, metallit ja orgaaniset haittayhdisteet erottuvat painovoiman vaikutuksesta. Lämpötilan laskiessa laskutuminen hidastuu, jolloin tarvittava kapasiteetti kasvaa. Laskutusallasta voidaan käyttää myös kaatopaikkavesiä en tsaamiseen, ja siellä voi jossain määrin tapahtua haitta-aineiden biologista hajoamista. Laskutuksessa syntyvä liete on käsiteltävä soveltuvalla tavalla. Yksinään laskutus on riittämätön puhdistusmenetelmä, mutta se soveltuu kiintoaineen poistoon sekä laimeista että väkevästä kaatopaikkavesistä.	Laskutus soveltuu kiintoainetta sisältäville vesille.	Laskutuksen toimivuus riippuu lähinnä kiintoainepartikkelien massasta, koosta ja muodosta sekä nesteen viskositeetista ja lämpötilasta. Laskutuksen suunnittelu ja operointi on yksinkertaisia, ja se soveltuu suurten vesimäärien käsittelyyn.	Laskutus vaatii rinnalleen aina muita käsittelymenetelmiä.	Laskutus on vakiintunut vedenkäsittelyn yksikköoperaatio.	Mikäli laskutusta käytetään jäteenkäsittelykeskuksen vesien primäärikäsittelymenetelmänä, voi prosessissa syntyvä liete vaatia käsittelyä.		Kettunen et al. 2000, Martinen et al. 2000, Chere-misnoff 2002.
Aktiivihii-suodatus	Aktiivihii on yksi yleisimmistä adsorptiomateriaaleista. Aktiivihiiä voidaan käyttää joko granuloina tai jauhemaisena (PAC, <i>Powdered Activated Carbon</i>). Aktiivihiiadsorptiossa haitta-aineet pidättyvät hiilen pinnalle ja huokosiin. Adsorptio lisäksi tapahtuu myös biologista hajoamista ja suodattumista.	Aktiivihiiadsorptio poistaa kohtalaisella tehokkuudella orgaanisia haittayhdisteitä, metalleja ja kiintoainetta sekä väkevästä että laimeista kaatopaikkavesistä. Laimeista vesistä se poistaa kohtuullisesti myös orgaanista ainesta (COD tai BOD). Adsorptio soveltuu parhaiten vanhojen kaatopaikkavesien käsittelyyn, sillä suurimolekyyliset orgaaniset yhdisteet adsorboituvat aktiivihiihen tehokkaammin kuin pienimolekyylinen orgaaninen aines.	Aktiivihiiadsorptiolla on saavutettu jopa 90 %:n COD-reduktiota kaatopaikkavedestä. Matalissa lämpötiloissa adsorptioreaktiot hidastuvat, joten silloin prosessi on mitoitettava suuremmaksi. Esikäsittelyksi tarvitaan usein tasaus. Adsorptio voidaan myös yhdistää muihin käsittelymenetelmiin. Esimerkiksi biologisesti käsitellyn veden sisältämiä biohajoamattomia orgaanisia aineita ja vääriä voidaan poistaa hyvin tehokkaasti aktiivihiiadsorbentteja on testattu. Esi merkiksi esikäsitellyn turpeen on todettu poistavan tehokkaasti BOD:ta, COD:ta sekä ammoniumtyppeä. Kalkikiven on havaittu poistavan tehokkaasti metalleja kaatopaikkavesistä.		Aktiivihii-suodatus on vakiintunut vedenkäsittelyn yksikköoperaatio.	Aktiivihii-suodatus jätettä, sillä käytetty aktiivihii on vaihdettava tai regeneroitava ajoittain. Suodattimen pesu tuottaa jätettä. Aktiivihiiheen kertyneet yhdisteet voivat hankaloittaa regenerointia tai aktiivihiihen hävittämistä.		Renou et al. 2008, Kettunen et al. 2000, Martinen et al. 2000, Chere-misnoff 2002, Lehr et al. 2005

Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
<p>Koagulaatio- flokulaatio, kemiallinen saostus</p> <p>Koagulaatiota käytetään usein samassa yhteydessä kemiallisen saostuksen kanssa. Tyypillisiä kaatopaikavesien kemiallisessa saostuksessa käytettyjä yhdisteitä ovat aluminisulfaatti, ferrosulfaatti, ferrikloridi ja ferriklorosulfaatti. Flokkulanttien käyttö parantaa tutkimuksien mukaan flokkien laskeutuvuutta. Menetelmä edellyttää pH:n säätöä sopivalle saostusalueelle, minkä jälkeen lisätään kemikaalit. Flokkulaatioissa muodostunut kiintoaine erotetaan laskeutuksella tai suodatuksella.</p>	<p>Parhaita COD-reduktioita on saavutettu stabilointiaineiden kaatopaikkojen vesille, joissa BOD/COD-suhte on matala. Usein koagulaatio-flokulaatio-prosessissa käytetään joko esikäsitellynä kalvo-suodatuksella tai biologiselle prosessille, jolloin orgaaninen aines muutetaan paremmin biohajotavaksi ja siten biologisessa prosessissa käsiteltäväksi. Prosessia voidaan käyttää myös jätkäsitelynä, jossa poistetaan biohajojamaton orgaaninen aines. Nuorten kaatopaikavesien orgaanisen aineen poistoon prosessi soveltuu heikosti. Sen sijaan kemiallinen saostus soveltuu hyvin sekä laimeiden että väkevien metallipitoisten kaatopaikavesien käsittelyyn.</p>	<p>Kemiallisen saostuksen yhteydessä voidaan lisätä myös kalkkimaiota tai natriumhydroksidia pH:n kontrolloimiseksi ja raskasmetallien saostamiseksi. Kalkkia ei kuitenkaan suositella, mikäli saostuksen jälkeen vettä käsitellään kalvo-suodatus- ja kalvo-suodatustekniikalla, sillä kalsiumkarbonaatti voi vaikuttaa haitallisesti kalvon toimintaan. Koagulaatio-flokulaatio-prosesseilla on saavutettu 40–60 %:n COD-reduktioita. Kokonaistypen reduktiot ovat tyypillisesti olleet alle 30 %. Erityisesti nuorten kaatopaikkojen vesistä metallit voidaan poistaa kemiallisella saostuksella lähes täydellisesti.</p>	<p>Kemiallisessa saostuksessa sekä koagulaatio-flokulaatio-käsittelyssä kustannukset muodostuvat lähinnä kemikaalikustannuksista.</p>	<p>Menetelmät vaativat suhteellisen paljon opintoja ja seurainta.</p>	<p>Kemiallisen saostuksen haittapuolena on, että haitta-aineet eivät hajoa käsittelyssä ja prosessi tuottaa suhteellisen paljon liettä. Saostavaan metallin pitoisuudet voivat myös nousta käsittelyssä vedessä.</p>	<p>Haitta-aineiden saostuminen lämmönvaihtimille saattaa heikentää haihdutuksen toimintaa.</p>	<p>Wisniewski et al. 2006, Renou et al. 2008, Martinen et al. 2000, Lehr et al. 2005.</p>
<p>Haihdutus</p>	<p>Haihdutuksessa käsiteltävä vesi tislataan alipaineessa, jolloin haitta-aineet jäävät konsentraattiin. Matalien lämpötilojen käyttöä vähennetään haihtuvien yhdisteiden siirtymistä tislukseen. Lauhteen koostumukseen voidaan vaikuttaa operointi-pH:ta säätämällä.</p>	<p>Haihdutuksella on Lahdessa Kujalan kaatopaikalla päästy yli 87 %:n COD-reduktioon ja noin 99 %:n ammoniumreduktioon. Strippaukseen yhdistettynä haihdutuksessa voidaan ottaa talteen ammoniumtyyppiä. Prosessi edellyttää pH:n säätöä.</p>	<p>Haihdutuksen haittapuolena on sen melko suuri energiankulutus. Kaatopaikavesien matalat lämpötilat lisäävät energiankulutusta entisestään. Menetelmän investointikustannukset ovat suhteellisen suuret; työvoiman tarve puolestaan on pieni.</p>		<p>Menetelmässä haitta-aineet eivät hajoa, vaan ne konsentroituvat konsentraattiin. Haihdutuksen konsentraatti tulee käsitellä soveltuvalla tavalla. Usein konsentraatti palautetaan jäteyttyöön, jolloin haitta-aineet jäävät edelleen osaksi kaatopaikkaveden kiertoa.</p>	<p>Haihdutuksen haittapuolena on sen melko suuri energiankulutus. Kaatopaikavesien matalat lämpötilat lisäävät energiankulutusta entisestään. Menetelmän investointikustannukset ovat suhteellisen suuret; työvoiman tarve puolestaan on pieni.</p>	<p>Martinen et al. 2000, Avfall Sverige utveckling 2007.</p>

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Kalvo- tekniikat	Kalvosuodatuksessa vesi syötetään paineella puolilämpisevän polymeerikalvon läpi, jolloin haitta-aineet saadaan erotettua. Kaatopaikkavesien käsittelyssä on hyödynnetty kaikkia kalvotekniikoita (mikro-, ultra- ja nanosuodatus sekä käänteisosmoosi).	Kalvot pidättävät tehokkaasti sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-aineita, ja esimerkiksi käänteisosmoosilla voidaan päästä lähes 100 %:n reduktioihin COD:lle, ammoniumy-pelle, kloridille, natriumille ja raskasmetalleille. Kalvosuodatus soveltuu hyvin sekä väkeville että laimeille kaatopaikkavesille. Kalvosuodatusprosessit soveltuvat hyvin sekä nuorille että vanhoille kaatopaikkavesille. Kalvosuodatusta voidaan hyödyntää myös viimeisenä käsittelyvaiheena, jossa poistetaan jäänmös-COD:ta.	Kaatopaikkavesien sisältämät haitta-aineet aiheuttavat vähitellen kalvojen likaantumista ja tukkeutumista sekä kemiallis-ten että biologisten prosessien tuloksena. Ennenaikaisen likaantumisen estämiseksi vesi on esikäsiteltävä esimerkiksi pH:n säädöllä, esisuodatuksella ja koagulaatiolla. Usein esikäsitellynä on biologinen prosessi.	Käänteisosmoosikäsitelyyn käyttö-kustannukset ovat noin 1 eur/m ³ käsiteltävää vettä. Hinta voi kuitenkin vaihdella jopa 50 senttiä ylös- tai alaspäin. Kustannuksia aiheuttaa lähinnä käyttö vaatii vain vähän käyttökäsitelyyn tarvepanosta. Esikäsitelyn tarve nostaa menetelmän kustannuksia. Kalvosuodatuksessa muodostuu melko suuri määrä konsentraattia, jonka käsittely on otettava huomioon arvioitaessa teknologian kokonaistaloudellisuutta. Konsentraatti voidaan esimerkiksi haihduttaa, kuivattaa ja polttaa. Sopivalla järjestelyllä konsentraatin määrä voidaan minimoida ja saavutetaan jopa 97 %:n kokonaispermeaattisaantoja koko prosessille, mutta usein rejektin määrä on 10–25 % virtaamasta.	Kalvosuodatuksen rejekti sekä kalvojen pesuvedet on käsiteltävä soveltuvalta tavalla. Menetelmässä haitta-aineet eivät hajota vaan ne konsentroituvat rejektiin.	Kalvosuodatus- tekniikoita on sovellettu runsaasti kaatopaikkavesien käsittelyssä eri puolilla maailmaa.	Kalvo- tekniikoiden riskinä on kalvojen ennenaikainen tukkeutuminen.	Renou et al. 2008, Rinttilä 2006, Marttinen et al. 2000, Wiszniovs-ki et al. 2006, Kettunen et al. 2000, Lehr et al. 2005.

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Kemiallinen hapetus	Kaatoaikaaviesien kemiallisessa hapetuksessa on käytetty kloorikaasua, kalsiumhypokloriittia, kalsiumperman-ganaattia, vetyperoksidia ja otsonia. Hapetusreaktiot tapahtuvat joko suoraan tai hydroksyyli-radikaalien välittämällä AOP-tekniikoilla (<i>Advanced Oxidation Process</i>) tarkoitetaan menetelmiä, joissa hapettumista on tehostettu edesauttamalla hydroksyyli-radikaalien muodostumista. Tämä voidaan saavuttaa joko fotokemiallisilla menetelmillä tai muilla menetelmillä. Fotokemiallisia menetelmiä ovat O ₃ /UV, H ₂ O ₂ /UV, O ₃ /H ₂ O ₂ /UV, fotofenton-prosessi sekä fotokatalyyysi (UV/TiO ₂). Muita kuin fotokemiallisia menetelmiä hydroksyyli-radikaalien tuottamiseen ovat otsonointi korkeassa pH:ssa, O ₃ /H ₂ O ₂ , O ₃ /katalyyttori ja fentonin prosessi (H ₂ O ₂ /Fe ²⁺).	Kemiallista hapetusta voidaan käyttää, mikäli käsiteltävä vesi sisältää liukoista orgaanista ainetta, jota ei voida erottaa fyysikaalisesti ja joka on biohajoamatonta ja/tai toksista. Hapetusta voidaan käyttää myös veden desinifoinnissa ja hajujen, värin, raudan ja muiden metallien sekä sulfidien poistoon.	Kloorilla, otsonilla, kalsium-permanganaatilla ja kalsiumhydrokloridilla on saavutettu 20–50 %:n COD-reduktioita. Hapetusmekanismilla voidaan pyrkiä joko täydellisesti mitteralisoimaan kaatoaikaaveden orgaaninen aines tai tekemään se helpommin biohajoavaksi. Edellinen ei ole taloudellisesti järkevää, mutta jälkimmäistä menetelmää on hyödynnetty menestyksekkäästi etenkin stabiloituineiden kaatoaikaavien vesille. Hapetuksella on saavutettu 30–90 %:n COD-reduktioita.	Kemiallisessa hapetuksessa kemikaalit muodostavat suurimman osan kustannuksista.		Mahdollisten haitallisten sivutuotteiden muodostuminen.	Kaatoaikaaviesien käsittelyssä AOP-tekniikoihin liittyy useita haasteita, esimerkiksi ammoonium-typen aiheuttama suuri hapetteen kulutus, UV-valon huono tunkeutuminen veteen ja UV-lamppujen suuri energiankulutus. Kemiallisessa hapetuksessa riskinä on myös mahdollisten haitallisten sivutuotteiden muodostuminen.	Martinen et al. 2000, Renou et al. 2008, Wisniewski et al. 2006, Lehr et al. 2005.
Strippaus	Kaatoaikaaveden sisältämät suuret ammoniumtyppi-pitoisuudet voidaan poistaa ilmastrippauksella. Prosessissa pH:n tulee olla korkea, 10,5–11,5, jonne nostetaan tyyppillisesti natriumhydroksidilla tai kalsiumhydroksidilla. Vettä ilmastetaan, ja tyyppi siirtyy neste-faasista kaasufaasiin. Strippauksen jälkeen kaasufaasi käsitellään rikki- tai suolahapolla. Strippausta voidaan hyödyntää myös haihtuvien orgaanisten yhdisteiden erottamiseen jätevedestä. Tällöin ilma käsitellään pesulla, aktiivihiilellä, polttamalla tai muuten hapettamalla.	Ilmastrippaus yhdistetty-nä pH:n säätöön mahdollistaa ammoniumtyypin poiston sekä laimeista että väkevästä kaatoaikaavesta. Samalla ammoniumtyypin kanssa vaihtuva orgaaninen aine poistuu.	Vuorokauden strippausajalla on saavutettu 76–93 %:n ammoniumtyppi-reduktioita. Jos pH:n säädössä käytetään kalkkia, voi strippaustormissa esiintyä saostumista. Myös vaahtoamiskuntoa voi esiintyä. COD:n tai strippausainetta myös metallit hapettuvat ja saostuvat. Mahdolliset metallisaostumat onkin huomioitava prosessisuunnittelussa.	Strippausta pidetään kallina ja sen ylläpitoa hankalana. Ammoniumin vesiliukoisuus kasvaa lämpötilan laskiessa, joten matalissa lämpötiloissa tarvitaan enemmän ilmaa hyvän puhdistustuloksen ylläpitämiseksi tai sitten järjestelmää pitää lämmittää. pH:n säätämiseen tarvittavat kemikaalit lisäävät menetelmän kustannuksia.		Strippauksen haitallisuudet puoleena ovat mahdolliset ammoniakkipäästöt tai VOC-päästöt, mikäli kaasufaasia ei saada täydellisesti käsitelyä.	Lämpötilan laskiessa lähelle nolaa käsittelytulos heikkenee. Vaarana on myös prosessin jäätyminen.	Martinen et al. 2000, Kettunen et al. 2000, Renou et al. 2008, Lehr et al. 2005.

	Yleiskuvaus	Soveltuvuus eri vesille	Toimivuus	Taloudellisuus	Tekniikan taso	Ympäristövaikutukset	Riskit	Lähteet
Reaktiiviset seinämät	<p>Reaktiivisia seinämiä on hyödynnetty pilaantuneiden pohjaviesien puhdistuksessa, mutta tutkimusten mukaan menetelmällä olisi potentiaalia myös kaatopaikaviesien käsittelyssä. Sopivilla seinämärakenteilla voidaan estää jäte- ja kaatopaikaviesien ympäristön puhdistuksen likaantumisen. Menetelmässä pystytään asentamaan maaperään, ja pohjaviesi virtaa luontaisesti sen läpi. Haitta-aineet voivat reagoida seinämämateriaalin kanssa erikokoisiksi hiukkasiksi, jotka voidaan poistaa biologisissa reaktioissa tai pidentymistä sorption, saostumisen tai hapetus-pelkistys-reaktioiden seurauksena. Menetelmän etuna on, ettei energiaa tai prosessin ohjausta juuri tarvita. Sen sijaan pohjaviesiolot on tunnettava hyvin ja seinämälle on löydettävä sopiva sijointipaikka jäteenkäsittelykeskuksen yhteydestä. Tyypillisiä seinämämateriaaleja ovat rakeiset rauta ja hiili. Seinämää voidaan toteuttaa esimerkiksi kalkkikivestä tai zeoliittista tai se voidaan koostaa useista eri materiaaleista. Reaktiivinen seinämä voidaan toteuttaa myös esim. pato- tai suotopäijätyyppisinä rakenteina.</p>	<p>Reaktiivinen seinämä soveltuu orgaanisten ja epäorgaanisten haitta-aineiden poistamiseen sekä metallipitoisten vesien käsittelyyn.</p>	<p>Useista eri materiaaleista koostuvaa reaktiivista seinämää on sovellettu menestyksekkäästi metallipitoisten kaatopaikaviesien käsittelyyn USA:ssa. Kalsiumsulfaattista, raudasta ja magnesiumkarbonaattista koostuva seinämä poistaa tehokkaasti bariumia, sinkkiä ja mangaania.</p>	<p>Ennen reaktiivisen seinämän rakentamista tekniikan soveltuminen on aina selvitettävä laboratoriotestein ja maastokokein. Reaktiivinen seinämä ei juuri edellytä operointia, joten käyttö-kustannukset ovat pienet. Alueen pohjaviesien tilan seuranta on kuitenkin oleellinen osa menetelmän käyttöä.</p>	<p>Reaktiiviset seinämät jätteenkäsittelykeskusten vesienpuhdistuksessa ovat vielä kehitysasteella.</p>		<p>Reaktiivisissa seinämässä riskinä on, että huonosti toimiva seinämä voi altistaa alueen pohjaviesien saastumiselle. Tämä voi johtua esimerkiksi riittämättömästä pohjaviesiolosuhteiden tunteuksesta tai virheellisesti valitusta seinämämateriaalista. Myös seinämän pitkän aikavälin toimivuus on vaikeasti ennustettavissa.</p>	<p>Sänkiäho 2006.</p>

Viitteet

- Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B. ja Judd, S.J. 2004. Review. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review: *J Chem Technol Bio-technol* 79: s. 1043–1049.
- Avfall Sverige utveckling 2007. Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier. kemisk karakterisering avlakvatten före och efter olika behandling steg på ett antal svenska deponier. Rapport D2007:07.
- Castillo, E., Vergara, M. ja Moreno, Y. 2007. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Management* 27: s. 720–726.
- Cheremisinoff, N.P. 2002. *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies*. Elsevier.
- Enström, A., Peltonen, P. ja Pääkkönen, J. 2007. Teollisuuden jätevesien viemäröinti – säädökset luvat ja sopimukset. *Kunnossapito* 3/2007.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency) 1995. *Ground-water and leachate Treatment Systems, manual*. Saatavissa: <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r94005/625r94005.pdf>.
- Kettunen, R., Rintala, J., Marttinen, S., Jokela, J. ja Sormunen, K. 2000. Kaatopaikkavesien vaikutus yhdyskuntajätevedenpuhdistamon toimintaan ja mitoitukseen sekä kaatopaikkavesien esikäsittelytarpeen ja menetelmien arviointi. Kaato2001-hanke. Loppuraportti.
- Lehr, J., Keeley, J., Lehr, J. 2005. *Water Encyclopedia, Volumes 1–5*. John Wiley & Sons.
- Marttinen S., Jokela J., Rintala J. & Kettunen R. 2000. Jätteiden hajoaminen kaatopaikalla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely. Kaato 2001 -hanke / kirjallisuuskatsaus. Jyväskylän yliopisto. 73 s.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F. ja Moulin, P. 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous Materials* 150: s. 468–493.
- Sänkiaho, L. 2006. Metallipitoisten kaatopaikkavesien käsittely. Vesihuoltotekniikan erikoistyö, TTK 25.4.2006.
- Wiszniewski, J., Rober, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K. ja Weber, J.V. 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environ Chem Lett* 4, s. 51–61.



Julkaisun sarja, numero ja
raporttikoodi

VTT Tiedotteita 2502
VTT-TIED-2502

Tekijä(t) Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola, Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh		
Nimeke Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat		
Tiivistelmä Tässä tutkimuksessa on kehitetty uusia teknis-taloudellisesti käyttökelpoisia ja ekotehokkaita ratkaisuja yhdyskuntien jätteenkäsittelykeskusten ja teollisuuden kaatopaikkojen vesien käsittelyyn ja hallintaan. Julkaisussa tarkastellaan suomalaisissa jätteenkäsittelykeskuksissa ja kaatopaikoilla syntyvien vesien laatua sekä esitellään Suomessa ja ulkomailla toteutettuja vesien erillis-käsittelysovelluksia. Hankkeen kokeellisessa tutkimuksessa keskityttiin raskasmetallipi-toisten vesien käsittelyyn soveltuviin menetelmiin. Valitut tekniikat olivat biologinen sul-faatinpelkistys ja reaktiiviset sivutuotemateriaalit. Molemmilla tekniikoilla saatiin erittäin lupaavia tuloksia metallipitoisten vesien käsittelyssä. Jatkossa tulisi keskittyä tutkittujen tekniikoiden tarkempien toimivuusalueiden ja reunaeh-tojen selvittämiseen. Hankkeessa on luotu hyviä valmiuksia jatkaa tekniikoiden kehittä-mistä suuremman mittakaavan pilot-laitosten avulla. Hankkeessa kehitettiin myös kohdekohtaisesti sovellettavissa oleva menettelytapa jät-teenkäsittelykeskusten vesien hallinnan suunnitteluun. Excel-ohjelmaan rakennetun me-nettelytavan avulla voidaan arvioida muun muassa keskuksen vesienhallintatoimien ko-konaistaloudellisuutta.		
ISBN 978-951-38-7322-6 (nid.) 978-951-38-7323-3 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		Projektinumero 15603
Julkaisuaika Lokakuu 2009	Kieli suomi, engl. tiiv.	Sivuja 94 s. + liitt. 11 s.
Projektin nimi Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallinta- tekniikat		Toimeksiantaja(t) TEKES
Avainsanat waste treatment center, water treatment, heavy met- als, reactive materials, sulphate reduction		Julkaisija VTT PL 1000, 02044 VTT Puh. 020 722 4520 Faksi 020 722 4374



Series title, number and
report code of publication

VTT Research Notes 2502
VTT-TIED-2502

Author(s) Tommi Kaartinen, Paula Eskola, Elina Vestola, Elina Merta & Ulla-Maija Mroueh		
Title New techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills		
Abstract <p>In this research project new techno-economically feasible and eco-efficient techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills have been developed.</p> <p>In this publication water quality on existing Finnish waste treatment centers and landfills has been reviewed. Examples of segregated water treatment solutions at waste treatment centers and landfills in Finland and abroad have been introduced. Experimental research concentrated on treatment of heavy metal contaminated waters. Studied techniques were biological sulphate reduction and reactive by-product materials as filter media. Both techniques yielded promising results in the treatment of heavy metal bearing waters.</p> <p>Next step of the research should be more precise study on the boundary conditions of the chosen techniques. Good basis for scaling up the treatment techniques from laboratory to pilot-scale plants exists after this research project.</p> <p>In addition an excel-based site-specifically applicable procedure for comparing water management alternatives of waste treatment centers and landfills has been developed. Applying the procedure comparisons on e.g. economy of viable water management options can be made.</p>		
ISBN 978-951-38-7322-6 (soft back ed.) 978-951-38-7323-3 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		
Series title and ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1235-0605 (soft back ed.) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		Project number 15603
Date October 2009	Language English, Finnish abstr.	Pages 94 p. + app. 11. p.
Name of project New techniques for waste water treatment of waste treatment centers and landfills		Commissioned by TEKES
Keywords waste treatment center, water treatment, heavy metals, reactive materials, sulphate reduction		Publisher VTT Technical Research Centre of Finland P.O. Box 1000, FI-02044 VTT, Finland Phone internat. +358 20 722 4520 Fax +358 20 722 4374

Tässä tutkimuksessa on kehitetty uusia teknis-taloudellisesti käyttökelpoisia ja ekotehokkaita ratkaisuja yhdyskuntien jätteenkäsittelykeskusten ja teollisuuden kaatopaikkojen vesien käsittelyyn ja hallintaan.

Julkaisussa tarkastellaan suomalaisissa jätteenkäsittelykeskuksissa ja kaatopaikoilla syntyvien vesien laatua sekä esitellään Suomessa ja ulkomailla toteutettuja keskusten vesien erilliskäsittelysovelluksia. Hankkeen kokeellisessa tutkimuksessa keskityttiin raskasmetallipitoisten vesien käsittelyyn soveltuviin menetelmiin. Valitut tekniikat olivat biologinen sulfaatinpelkistys ja reaktiiviset sivutuotemateriaalit. Molemmilla tekniikoilla saatiin erittäin lupaavia tuloksia metallipitoisten vesien käsittelyssä.

Jatkossa tulisi keskittyä tutkittujen tekniikoiden tarkempien toimivuusalueiden ja reunaehtojen selvittämiseen. Hankkeessa on luotu hyviä valmiuksia jatkaa tekniikoiden kehittämistä suuremman mittakaavan pilot-laitosten avulla.