



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

SAMI FRANSSILA
PINTAVESILAITOKSEN SAOSTUSLIETTEIDEN TIIVISTYS, VE-
DENEROTUS JA LOPPUSIJOITUS

Diplomityö

Tarkastaja: professori Jukka Rintala
Tarkastaja ja aihe hyväksytty tiede-
kuntaneuvoston kokouksessa
8.10.2014

TIIVISTELMÄ

SAMI FRANSSILA: Pintavesilaitoksen saostuslietteiden tiivistys, vedenerotus ja loppusijoitus

Tampereen teknillinen yliopisto

Diplomityö, 80 sivua, 28 liitesivua

Maaliskuu 2015

Ympäristötekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastaja: professori Jukka Rintala

Avainsanat: saostusliete, tiivistys, vedenerotus, loppusijoitus, kemiallinen saostus

Työssä tutkittiin Kyrönjoen jokiveden kemiallisessa saostuksessa muodostuvan rautapiitoisen lietteen kunnostusta, tiivistystä, vedenerotusta ja loppusijoitusta. Lietteiden kunnostusta ja tiivistystä tutkittiin nonionisella ja anionisella polymeerillä laskeutus- ja suodatuskokeissa. Vedenerotuskokeet toteutettiin kammiosuotopuristimella. Liete- ja suodotnäytteistä analysoitiin muun muassa kiintoaineen, metallien, ravinteiden ja orgaanisen aineen määrää. Eri loppusijoitusten soveltuvuutta arvioitiin lietteiden ominaisuuksien perusteella. Vuosittaisia lietemääriä arvioitiin jokiveden ominaisuuksien ja kemiallisen saostuksen tilastojen perusteella.

Kokeissa todettiin nonionisen polymeerin soveltuvan paremmin lietteiden kunnostukseen alhaisemman optimiannostuksen vuoksi. Liete tiivistyi laskeutuskokeissa 1 % kiintoainepitoisuuteen. Tiivistyksen supernatantti oli pitoisuuksiltaan verrattavissa jokiveteen. Kammiosuotopuristimella käsitellyn lietteiden kuiva-ainepitoisuus oli suurimmillaan 11,7 %. Optimoitu kammiosuotopuristin muodostaa todennäköisesti kuivemman lietteiden. Laboratoriolingolla päästiin 16 % (± 2) kuiva-ainepitoisuuteen. Orgaanista ainetta lietteissä oli 57,2 – 63,7 %. Lietteiden kuiva-aineen metallipitoisuudet olivat alle maa- ja metsätalousministeriön lannoitevalmisteasetuksen raja-arvojen. Kemiallisessa saostuksessa kiintoainetta muodostuu arviolta 225 – 406 t/a. Kiintoainepitoisuudeltaan 15 – 20 % liettä muodostuu arviolta 1125 – 2710 t/a.

Lietteiden käsittelyksi esitetään tiivistystä ja mekaanista vedenerotusta lingolla. Kunnostukseen esitetään nonionista polymeeriä. Vedenerotuksen rejektivedet voidaan johtaa tiivistykseen ja tiivistyksen rejektivedet voidaan mahdollisesti johtaa jokeen tai kemialliseen saostukseen. Loppusijoituksena lietteelle esitetään maanparannuskäyttöä. Liete voidaan sekoittaa turpeeseen tai kompostimultaan pH:n ja kosteuden säätämiseksi. Lisätutkimuksina suositellaan tiivistyksen kuormituksen ja lingon koeajoja.

ABSTRACT

SAMI FRANSSILA: Thickening, dewatering and disposal of coagulation sludges from surface water treatment plant
Tampere University of Technology
Master of Science Thesis, 80 pages, 28 Appendix pages
March 2015
Master's Degree Programme in Environmental Technology
Major: Water and Waste Management Engineering
Examiner: Professor Jukka Rintala

Keywords: coagulation sludge, thickening, dewatering, disposal, chemical coagulation

Conditioning, thickening, dewatering and disposal of iron-rich coagulation sludge from river Kyrönjoki was researched. Conditioning and thickening with nonionic and anionic polymers were studied in sedimentation and filtration batch tests. Dewatering tests were executed with a plate filter press. Organic matter, suspended solid, metal and nutrient levels were analyzed from sludge and filtrate samples. Disposal options were discussed based on the sludge characteristics. Annual sludge quantities were estimated based on river water characteristics and statistics from chemical coagulation.

Nonionic polymer was noted more suitable for conditioning because of lower optimum dosage. The sludge thickened to 1 % suspended solids concentration. Concentrations of supernatant from sedimentation tests were comparable to river water. Dewatered sludge from plate filter press dewatered to a maximum of 11,7 % total solids concentration. Higher total solids concentration can probably be achieved via properly optimized plate filter press. Laboratory centrifuge achieved 16 % (± 2) total solids concentration. Organic matter concentration was 57,2 – 63,7 % of dry matter. Metal levels from dry matter were below the threshold values set by the Finnish ministry of agriculture and forestry in fertilizer use. Chemical coagulation is estimated to form 225 – 406 tonne suspended solids per year. Annually 1125 – 2710 tonne of sludge is estimated to form with suspended solids concentration of 15 – 20 %.

Thickening and mechanical dewatering with centrifuge are recommended for sludge treatment. Nonionic polymers are recommended for conditioning. Centrate or filtrate from dewatering can be recycled to thickening and decant from thickening can be directed to river or recycled to chemical coagulation. Disposal of dewatered sludge is recommended to be done by land application. Sludge can be blended for example with compost or peat for pH and moisture control. Further research about sludge loading rate in thickening and trial runs with centrifuge is suggested.

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Vaasan Veden tilauksesta Tampereen teknilliselle yliopistolle. Työ on tehty vuosina 2014 – 2015 ja työn tarkastajana toimi professori Jukka Rintala. Kiitokset Jukalle ohjauksesta ja neuvoista.

Tahdon kiittää Vaasan Vesi –liikelaitosta ja etenkin Pilvilammen vesilaitoksen henkilöstöä joustavan ja rennon työilmapiirin tarjoamisesta. Erityiskiitokset käyttöpäällikkö Per-Eric Lindhille ja toimitusjohtaja Pertti Reinikaiselle luottamuksesta ja vastuusta. Kiitokset myös Nina Wikströmille, Stig-Olof Löfbackalle, Riitta Kettusella (Ramboll) ja Vesa Kettuselle (Kemira) neuvoista ja avusta sekä kiitos Ninalle laboratorion lainaamisesta tälle sottapytylle.

Viimeisen reilun parin vuoden ajan allekirjoittanut on keskittynyt enemmän työntekoon kuin opiskeluun, mutta viimein valmistuminen hämmöittää. Työpaikkakuntana on toiminut Vaasa vaikka osoite on Tampereella, joten parisuhteen rajojakin on koeteltu. Kiitos puolisolleni Sirulle kärsivällisyydestä ja tuesta ja ennen kaikkea kiitos kuluneesta yhdeksästä vuodesta. Suuri kiitos vanhemmilleni majapaikan ja ravinnon tarjoamisesta Vaasassa tälle ylikasvaneelle teinille. Kiitokset ystäville oikoluvusta ja vertaistuesta sekä erityisesti kiitokset Jannelle kärsivällisyydestä ja vähäpätöisten ongelmien kuuntelusta omien kiireideni keskellä.

Kiitokset myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:lle diplomityön tukemisesta.

Tampereella 9.3.2015

Sami Franssila

SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO	1
2.	TEORIA	3
2.1	Pintavesi raakavetenä	3
2.1.1	Pintaveden liuennut aines.....	4
2.1.2	Pintaveden liuennut orgaaninen aines.....	6
2.1.3	Pintaveden partikkelit	8
2.1.4	Pintavedet Suomessa.....	11
2.2	Pintaveden kemiallinen saostus.....	12
2.2.1	Koagulaatio ja flokkaus	12
2.2.2	Koagulointikemikaalit.....	13
2.2.3	Polymeerit	16
2.2.4	Saostusliete.....	20
2.3	Lietteen tiivistys ja vedenerotus	23
2.3.1	Lietteen tiivistys	23
2.3.2	Luonnolliset vedenerotusmenetelmät	26
2.3.3	Mekaaniset vedenerotusmenetelmät	29
2.4	Lietteen loppusijoitus	34
2.4.1	Purku vesistöön	35
2.4.2	Yhdistäminen jätevesilietteiin	36
2.4.3	Kaatopaikkasijoitus	37
2.4.4	Maanparannuskäyttö	38
2.4.5	Koagulanttien talteenotto lietteestä.....	39
2.4.6	Muut loppusijoitukset	41
3.	AINEISTO JA MENETELMÄT	43
3.1	Kyrönjoki	43
3.2	Esisaostus	46
3.3	Kemiallisen saostuksen kiintoaineen määrä ja lietteenkäsittelyn mitoitus ..	47
3.4	Koejärjestelyt	49
3.5	Näytteenotto ja analyysimenetelmät	50
4.	TULOKSET	51
4.1	Lietteen vedenerotus kammiosuotopuristimella.....	51
4.2	Polymeerien vaikutus lietteen laskeutuvuuteen ja suodatusnopeuteen	55
4.3	Esisaostuksen lietemäärät.....	58
4.4	Lietteenkäsittelyn mitoitus	60
5.	TULOSTEN TARKASTELO	61
5.1	Vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus.....	61
5.2	Vedestä erotetun lietteen ominaisuudet ja loppusijoitus	63
5.3	Tiivistyksen ja vedenerotuksen rejektivedet	65
5.4	Polymeeriannostus	67
5.5	Lietemäärät ja mitoitus.....	68

6. JOHTOPÄÄTÖKSET.....	70
LÄHTEET.....	73

LIITE A: ALUSTAVAT POLYMEERIKOKEET

LIITE B: LINGON JA SUOTONAUHAPURISTIMEN KOEAJOT

LIITE C: KAMMIOSUOTOPURISTIMEN KOEAJOJEN ANALYYSITULOKSET

KUVALUETTELO

<i>Kuva 1. Hydrogeokemiallinen kierto, aineiden ja yhdisteiden liukeneminen ja siirtyminen vesistöihin (Edzwald & Tobiason 2011).</i>	4
<i>Kuva 2. Pintaveden molekyylien, eliöiden ja mineraalien kokojakauma ja niiden poistamiseen soveltuvat yksikköprosessit (Gregory 2005, s. 4).</i>	9
<i>Kuva 3. Stern-Gouy-Chapmanin teorian mukainen sähköinen kaksoiskerros (Gregory 2005, s. 54). Yksinkertaistuksen vuoksi kuvassa näytetään diffuusiokerroksessa vain vastakkaismerkkiset ionit, vaikka diffuusiokerroksessa on myös samanmerkkisiä ioneja.</i>	10
<i>Kuva 4. Raudan ja alumiinin hydrolyysituotteiden konsentraatio ja mooliosuus pH:n funktiona (Gregory 2005, s. 126 – 128).</i>	15
<i>Kuva 5. Orgaanisen aineen eri poistumisreitit (Matilainen et al. 2010).</i>	16
<i>Kuva 6. Polyakryyliamidin sekvenssi (a) ja hydrolysoituneen ja ionisoituneen polyakryyliamidin sekvenssi (b) (Gregory 2005, s. 136). Ylemmässä polymeeriketjussa ei ole ionisia ryhmiä, joten ketju on nonioninen.</i>	17
<i>Kuva 7. Malli adsorboituneesta polymeeristä (Bolto & Gregory 2007).</i>	18
<i>Kuva 8. Lietteen laskeutustiivistäjä (ylin, Karttunen 2004, s. 564), flotaatiotiivistys (keskellä, Karttunen 2004, s. 564) ja suotonauhatiivistin (alin, Crittenden et al. 2012).</i>	25
<i>Kuva 9. Luonnollisen vedenerotuksen mekanismit (Gross et al. 2012).</i>	26
<i>Kuva 10. Tyypillinen hiekkapohjainen lietepeti (ylempi, Cornwell & Roth 2011) ja jäätymisavustettu lietepeti (alempi, Crittenden et al. 2012).</i>	27
<i>Kuva 11. Imusuodatin (ylempi, Karttunen 2004, s. 566) ja viirapuristin (alempi, Karttunen 2004, s. 568).</i>	31
<i>Kuva 12. Lingon poikkileikkaus (Gross et al. 2012).</i>	32
<i>Kuva 13. Kammiosuotopuristin (Karttunen 2004, s. 567).</i>	33
<i>Kuva 14. Skatilan havaintoasema ja raakaveden pumppaamo (OIVA 2014).</i>	43
<i>Kuva 15. Kiintoainepitoisuus, kemiallinen hapen kulutus ja virtaama (ylempi, v. 2008 - 2011) sekä alumiini, kokonaistyyppi, rauta ja virtaama (alempi, v. 2010 – 2013).</i>	45
<i>Kuva 16. Kiintoainepitoisuuden (karkea) ja sameuden korrelaatio (tuloksista poistettu yli 40 mg/l ja yli 40 FNU tulokset, v. 2004 - 2013) Kyrönjoessa (OIVA 2014).</i>	46
<i>Kuva 17. Kyrönjoen raakaveden pumppauksen virtauskaavio (Vaasan Vesi 2014).</i>	46
<i>Kuva 18. Kammiosuotopuristimen koeajojen virtauskaavio.</i>	49
<i>Kuva 19. Vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus suodatusnopeuden ja polymeeriannostuksen funktiona.</i>	52
<i>Kuva 20. Suodoksen kiintoainepitoisuus suodatusnopeuden funktiona.</i>	53
<i>Kuva 21. Kiintoaine-, fosfori- ja metallipitoisuudet suodosnäytteissä.</i>	54
<i>Kuva 22. Esisaostuksen lietteen laskeutuskoe A125V-polymeerillä (ylin) ja N100-polymeerillä (keskimmäinen ja alin).</i>	56

<i>Kuva 23. Lietteen suodatusnopeus A125V- (ylin) ja N100-polymeerillä (alin).....</i>	<i>57</i>
<i>Kuva 24. Työn tulosten perusteella esitetyt massavirrat.</i>	<i>70</i>

LYHENTEET JA TERMIT

BOD	Biochemical oxygen demand, biokemiallinen hapen kulutus
COD	Chemical oxygen demand, kemiallinen hapen kulutus
CST	Capillary suction time, kapillaarinen imuaika
DOC	Dissolved organic carbon, liuennut orgaaninen hiili
NOM	Natural organic matter, luonnosta peräisin oleva orgaaninen aine
SR	Specific resistance
SS/TSS	(Total) suspended solids, kiintoaine
TOC	Total organic carbon, orgaanisen hiilen kokonaismäärä
TDS	Total dissolved solids, liuenneiden aineiden kokonaismäärä
TS	Total solids, kuiva-aine
TTF	Time to filter, suodatusaika

Adsorptio	Prosessi, jossa aine tarttuu toisen aineen pintaan
Alifaattinen yhdiste	Yhdiste, joka ei sisällä rengasrakennetta
Alloktoninen	Muodostunut muualla, kuin havaitussa paikassa
Antropogeeninen	Ihmisperäinen, ihmisen toiminnan aiheuttama
Aromaattinen yhdiste	Yhdiste, jossa on rengasrakenne
Autoktoninen	Muodostunut havaintopaikassa
Brownin liike	Pienten hiukkasten satunnainen liike, joka aiheutuu atomien ja molekyylien lämpöliikkeestä
Diffuusio	Ilmiö, jossa molekyylit siirtyvät väkevämmästä pitoisuudesta laimeampaan
Diffuusiokerros	Sähköisesti varautuneen hiukkasen ympärille muodostunut vastakkaismerkkisistä ioneista muodostuva kerros
Flokki	Koagulaatiossa kolloideista muodostunut saostuma
Flokkaus	Tapahtuma, jossa partikkelit kerääntyvät isommiksi
Herbisidi	Rikkakasvien torjunta-aine
Isomorfinen korvautuminen	Alkuaineen vaihtuminen toiseen kiderakenteessa
Koagulaatio	Prosessi, jolla pienennetään partikkelien välisiä hylkiviä voimia
Kolloidi	Partikkeli kooltaan 0,001 – 0,01 µm
Kromofori	Molekyylin osa, joka absorboi näkyvää valoa
KMnO ₄ -luku	Kemiallinen hapen kulutus KMnO ₄ :na ilmoitettuna
Pestisidi	Tuhoeläinten torjuntaan käytetty kemikaali
Sähköinen kaksoiskerros	Pintavarauksen ja diffuusiokerroksen muod. kerros
Van der Waalsin voima	Molekyylien välinen heikko voima
Zeta-potentiaali	Sähköisen kaksoiskerroksen sähköinen potentiaali

1. JOHDANTO

Alle 0,01 % maapallon vesivaroista sijaitsee pintavesissä, eli järvissä ja joissa (Shiklomanov & Rodda 2003, s. 13). Pintavedet ovat talousveden tärkein lähde pohjavesien lisäksi. Suomessa julkisten vesilaitosten jakamasta vedestä noin 39 % on pintavettä (VVY 2015). Pintavesissä esiintyy erilaisia aineita, yhdisteitä ja organismeja kemiallisten, fyysikaalisten ja biologisten prosessien sekä ihmisen toiminnan seurauksena (Edzwald & Tobiason 2011). Talousveden valmistuksessa haitallisten aineiden, kuten liuenneen orgaanisen aineen ja kiintoaineen tehokas poistaminen on tärkeää terveydellisten ja esteettisten syiden sekä yksikköprosessien tehokkaan toiminnan vuoksi (Edzwald & Tobiason 2011).

Pintaveden haitallisten aineiden poistamiseen talousveden valmistuksessa käytetään usein kemiallista saostusta. Kemiallisessa saostuksessa veteen lisätään kemikaalia, jolla haitalliset aineet saadaan saostumaan. Saostuskemikaaleina, eli koagulantteina, käytetään usein rauta- tai alumiinipohjaisia kloridi- tai sulfaatti-suoloja tai polymeerejä (Letterman & Yiacoumi 2011). Kemiallisessa saostuksessa muodostuu saostuslietteitä, jotka sisältävät pääosin saostunutta koaguloitkemikaalia, pintaveden kiintoainetta ja pintaveden orgaanista ainetta (Ippolito *et al.* 2011).

Saostuslietteet on ennen 1970-lukua purettu pääosin suoraan vesistöön (Gross *et al.* 2012), mutta kiristyneen lainsäädännön, nousseiden kustannusten ja kestäväen kehityksen myötä erilaiset hyötykäyttövaihtoehdot, kuten maanparannuskäyttö ja käyttö teollisuuden raaka-aineena ovat nostaneet suosiotaan (Cornwell & Roth 2011). Yleinen käytäntö on myös yhdistää saostuslietteet jätevedenpuhdistamon lietteiden kanssa (Gross *et al.* 2012). Maapallon väestön kasvaessa ja kulutustottumuksien muuttuessa makean veden kulutus kasvaa ja vastaavasti myös saostuslietteiden määrä kasvaa (Dassanayake *et al.* 2015). Kemikaalien käytön ja lietteiden muodostumisen minimoimiseen tähtäävää koagulanttien talteenottoa lietteestä, eli koagulantin regenerointia, on tutkittu jo vuosikymmeniä, mutta nykyisten prosessien kustannustehokkuus tai regeneroidun koagulantin puhtaus on rajoittanut käytännön sovelluksia (Keeley *et al.* 2014).

Monet saostuslietteiden loppusijoitukset vaativat lietteen tiivistyksen ja vedenerotuksen taloudellisista tai käytännöllisistä syistä. Tiivistykseen ja vedenerotukseen käytetään samoja laitteita ja prosesseja kuin jätevedenpuhdistuksen lietteille. Yleisimpiä tiivistysprosesseja ovat laskeutustiivistys, flotaatiotiivistys tai suotonauhatiivistys (Gross *et al.* 2012). Vedenerotukseen voidaan käyttää luonnollisia menetelmiä (lietepedit ja lietealtaat) tai mekaanisia vedenerottimia, kuten linko, kammiosuotopuristin, suotonauhapuristin ja imusuodatin.

Tässä työssä tutkittiin Kyrönjoen veden kemiallisessa saostuksessa muodostuvan lietteen koostumusta ja vedenerotusominaisuuksia. Tavoitteena oli esittää lietteelle soveltuva lietteenkäsittely ja loppusijoitus. Lietteeseen kunnostukseen käytettiin kahta eri polymeeriä ja vedenerotusta tutkittiin koeajoilla kammiosuotopuristimella, lingolla ja suotonauhapuristimella. Lietteiden tiivistystä ja suodattavuutta tutkittiin laboratorioskokeilla. Analyysien ja koeajojen perusteella arvioitiin mahdollisia loppusijoitusvaihtoehtoja lietteelle.

2. TEORIA

Tässä luvussa esitellään pintavesien kemialliseen koostumukseen vaikuttavia tekijöitä ja keskitytään erityisesti talousveden valmistuksessa tärkeisiin haitta-aineisiin, kuten veden orgaanisen aineeseen ja kiintoaineeseen. Haitta-aineiden kulkeutuminen kemiallisen saostuksen kautta saostuslietteisiin sekä koagulanttikemikaalien ja polymeerien kemia ja toiminta kemiallisessa saostuksessa on esitetty lyhyesti. Teorian viimeisissä luvuissa on esitetty saostuslietteiden tyypilliset tiivistys- ja vedenerotusmenetelmät sekä lietteiden loppusijoitusvaihtoehdot.

2.1 Pintavesi raakavetenä

Yli 97 % maapallon vesistä on suolaista, juotavaksi sopimatonta merivettä (Baird & Cann 2008, s. 557). Maapallon vesistä makeaa vettä on 2,5 %, josta 30,1 % on pohjavesissä ja 68,7 % jäätiköissä ja pysyvässä lumipeitteessä (Shiklomanov & Rodda 2003, s. 13). Makeasta vedestä vain noin 0,26 % on järvissä ja joissa, joka on alle 0,01 % maapallon vesivarjoista (Shiklomanov & Rodda 2003, s. 13). Joet ja järvet ovat pohjaveden ohella talousveden valmistuksen tärkein lähde (Baird & Cann 2008, s. 557).

Pintavesilaitosten raakavesi otetaan joko järvestä tai joesta, joista jokiveden laatu vaihtelee usein nopeammin ja voimakkaammin kuin järviveden (Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys 2008, s. 11). Pintaveden laatuun ja ominaisuuksiin vaikuttavat kemialliset reaktiot, ilmasto, geologiset olosuhteet sekä ihmisten toiminta (Edzwald & Tobiason 2011). Pintavesien laatu voi vaihdella myös vuodenaikojen ja sateiden seurauksena (Edzwald & Tobiason 2011). Pintaveden laatu ja ominaisuudet vaikuttavat tarvittaviin vedenpuhdistusoperaatioihin.

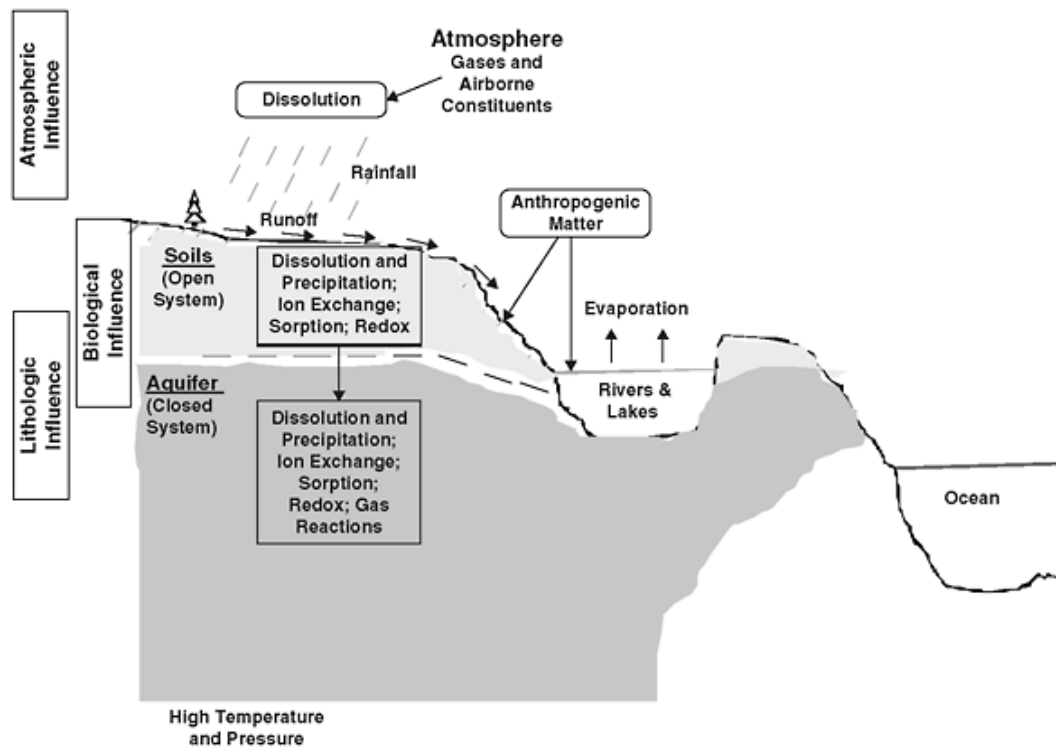
Vesi on poolisena yhdisteenä hyvä liuotin (Edzwald & Tobiason 2011), varsinkin epäorgaanisille suoloille (Gregory 2005, s. 1). Kun vesi virtaa maakerroksen lävitse tai päältä, niin siitä irtoaa erilaisia aineita veteen (Davie 2008, s. 131). Vesi liuottaa aineita myös ilmasta sataessaan ilmakehän läpi (Davie 2008, s. 131). Liuenneiden aineiden kokonaispitoisuus (TDS, total dissolved solids) makeassa vedessä on suuruusluokkaa 50 – 1000 mg/l, josta tavallisesti yli 90 % on liuenneita suoloja (Gregory 2005, s. 1). Liukenematomat aineet voivat esiintyä vedessä pieninä partikkeleina ja niiden pitoisuus on usein suuruusluokassa 10 – 20 mg/l (Gregory 2005, s. 1).

Erottelu liuenneiden aineiden ja partikkelien välillä on käytännössä vaikeaa, sillä pienimmät partikkelit (20 nm tai alle) ovat liuenneiden makromolekyyliden kokoluokkaa (Gregory 2005, s. 3). Yleinen käytäntö erotella kiinteä ja liuennut aine on suodattamalla vesi tietyn huokoskoon, usein 0,45 µm, suodattimen lävitse (Gregory 2005, s. 3; Edzwald & Tobiason 2011). Suodattimelle jäänyttä ainetta kutsutaan kiintoaineeksi (SFS-EN 872

1996). Tämä merkitsee sitä, että alle 0,45 µm suuruisia kiinteitä partikkeleita päätyy mitaustuloksissa suodokseen (Gregory 2005, s. 4). Veden liuenneita aineita mitataan usein mittaamalla veden sähkönjohtokyky. Veden sähkönjohtokyvyn mittaaminen on yksinkertainen ja nopea prosessi ja se on suoraan verrannollinen veden liuenneiden aineiden määrään (Davie 2008, s. 131). Kiintoaine vedessä aiheuttaa valon sirontaa, mikä aiheuttaa veteen sameutta (Gregory 2005, s. 27). Sameuden mittaaminen on nopea prosessi ja sitä käytetään usein kiintoaineen mittaamiseen, varsinkin kenttäolosuhteissa (Davie 2008, s. 132).

2.1.1 Pintaveden liennut aines

Kaikki vedet sisältävät luonnossa esiintyviä yhdisteitä, jotka tulevat veteen hydrogeokemiallisten prosessien (kuva 1) seurauksena. Paikalliset maaperän mineraalit ja ominaisuudet vaikuttavat pintavesien koostumukseen. Myös biokemialliset reaktiot vaikuttavat vesien koostumukseen. (Edzwald & Tobiason 2011) Ihmisten toiminta saattaa vaikuttaa pintavesien koostumukseen muun muassa maatalouden (ravinne-, humus- ja kiintoainekuormitus), metsätalouden (soiden ja metsien ojitukset), jätevesien, liikenteen päästöjen ja liikenteen onnettomuuksien kemikaalivalumien kautta (Vesi- ja viemäri- ja viemäriyhdistys 2008, s. 11).



Kuva 1. Hydrogeokemiallinen kierto, aineiden ja yhdisteiden liukeneminen ja siirtyminen vesistöihin (Edzwald & Tobiason 2011).

Pintaveden koostumukseen vaikuttaa monet kemialliset reaktiot, kuten happo-emäsreaktiot (esim. karbonaattisysteemi), kompleksoituminen (esim. raudan ja humuksen kompleksoituminen), hapetus-pelkistysreaktiot (esim. orgaanisen aineen hajoaminen), liukeneminen ja saostuminen (esim. mineraalit raakavedessä) (Edzwald & Tobiason 2011). Happo-emäsreaktiot ja liukeneminen ovat ilmiöitä, jotka määräävät epäorgaanisten aineiden, kuten karbonaattien, pitoisuuden vesistöissä, kun taas hapetus-pelkistysreaktiot määräävät orgaanisten aineiden pitoisuuden vesistöissä (Baird & Cann 2008, s. 558).

Jokien yläjuoksujen veden kemiallinen koostumus on yleensä seurausta hydrogeokemiallisesta kierrosta. Antropogeeniset, eli ihmisen toiminnan aiheuttamat kemikaalit eivät merkittävästi vaikuta yläjuoksujen veden kemialliseen koostumukseen. Suurempien jokien alajuoksut sisältävät yleensä antropogeenisiä kemikaaleja. Näitä ovat muun muassa maatalouden ravinnehuuhtoumat sekä teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesivirtaamat. Antropogeenisiä orgaanisia kemikaaleja on jokien yläjuoksuilla ja hyvin suojelluilla jokialueilta pieniä määriä tai ei lainkaan, mutta jokien alajuoksuilla on maataloudesta ja kaupunkialueilta peräisin olevia herbisidejä ja/tai pestisidejä. (Edzwald & Tobiason 2011)

Järvien ja tekojärvien kemialliseen koostumukseen vaikuttavat veden kerrostuneisuus ja sekoittuminen. Veden kerrostuneisuuden aiheuttaa veden tiheyden riippuvuus lämpötilasta, tiheimmillään vesi on 4 °C:ssa. Matalissa järvissä kerrostumista ei välttämättä tapahdu. (Edzwald & Tobiason 2011) Järvet voidaan luokitella sen mukaan, kuinka usein täyskierto tapahtuu. Monomiktisissä järvissä täyskierto tapahtuu kerran vuodessa, dimiktisissä kaksi kertaa ja polymiktisissä useampia kertoja vuodessa (Särkkä 1996, s. 37; Edzwald & Tobiason 2011). Järviä, joissa täyskiertoa ei tapahdu lainkaan kutsutaan amiktisiksi. Oligomiktisissä järvissä täyskierto tapahtuu harvoin ja epäsäännöllisesti (Särkkä 1996; s. 37 – 38).

Tyypillisiä epäorgaanisia ioneja pintavesissä ovat Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} ja NO_3^- (Edzwald & Tobiason 2011). Näiden pitoisuus riippuu vallitsevasta maaperästä sekä vesialueiden sedimenttien mineraaleista (Edzwald & Tobiason 2011), mutta ne ovat yleensä suuruusluokassa 1 – 1000 mg/l (Crittenden et al. 2012). Kalkkikivissä maaperissä sijaitsevilla pintavesissä Ca^{2+} ja HCO_3^- ovat runsaslukuisimmat ionit (Braid & Cann 2008, s. 589). Ihmistoiminnan vaikutuksen alla olevissa pintavesissä on yleensä kohonneita pitoisuuksia Na^+ , SO_4^{2-} ja Cl^- -ioneja (Edzwald & Tobiason 2011). Pienemmissä pitoisuuksissa (0,01 – 10 mg/l) esiintyviä alkuaineita ovat muun muassa rauta, alumiini, lyijy, kupari, arseeni ja mangaani (Crittenden et al. 2012). Kaikki pintavedet sisältävät myös luonnosta peräisin olevaa orgaanista ainesta (NOM, natural organic matter), jonka pitoisuus on huomattavasti suurempi kuin pintavesissä esiintyvien antropogeenisten orgaanisten aineiden (Edzwald & Tobiason 2011). Muun muassa soiden ojituksien aiheuttama orgaanisen aineen kuormitus saattaa kuitenkin vaikuttaa merkittävästi vesistöjen orgaanisen aineen pitoisuuksiin (Klöve et al. 2012).

2.1.2 Pintaveden liuennut orgaaninen aines

Pintavesien sisältämä luonnosta peräisin oleva liuennut orgaaninen aines voidaan luokitella sen lähteen mukaan autoktoniseksi (peräisin vesistöstä) tai alloktoniseksi (vesistön ulkopuolelta) orgaaniseksi aineeksi (Edzwald & Tobiason 2011). Autoktonisia lähteitä ovat kasvit ja niiden aineenvaihduntatuotteet (Edzwald & Tobiason 2011). Alloktonisia orgaanisia aineita voi tulla valumien mukana soilta ja muista vesistöistä (Edzwald & Tobiason 2011). Pohjoisella pallonpuoliskolla jopa puolet pintavesien kiviaineksesta saattaa olla orgaanista ainetta (Matilainen 2007).

Pintavesien liuennut orgaaninen aines jaetaan usein humusaineisiin (aquatic humic matter) ja ei-humusaineisiin (non-humic matter). Ei-humusaineisiin kuuluvat kasvien aineenvaihduntatuotteet, kuten aminohapot, proteiinit, tanniinit, hiilihydraatit, sokerit, polysakkaridit. Ei-humusaineet ovat molekyyli­massaltaan pienempiä kuin humusaineet ja ne hajoavat helpommin. Humusaineet ovat peräisin hajoavasta kasvi- ja eläinaineesta. Humusaineet voidaan jakaa kahteen osaan, humus- ja fulvohappoihin, ja ei-humusaineet kuuteen osaan, heikkoihin hydrofobisiin happoihin, hydrofobisiin neutraaleihin, hydrofobisiin emäksiin, hydrofiilisiin happoihin, hydrofiilisiin neutraaleihin ja hydrofiilisiin emäksiin (taulukko 1). (Edzwald & Tobiason 2011)

Taulukko 1. Liuenneen orgaanisen aineen luokittelu (perustuu lähteeseen Edzwald & Tobiason 2011).

FRAKTIO	RYHMÄT
HYDROFOBISET	
Vahvat hapot	Humus- ja fulvohapot, Korkean molekyyli­massan (HMM) alkyyl­i karboksyyli­hapot, aromaattiset hapot
Heikot hapot	Fenolit, tanniinit, keskikokoisen molekyyli­massan (IMM) alkyyl­i karboksyyli­hapot
Emäkset	Proteiinit, aromaattiset amiinit, HMM amiinit
Neutraalit	Hiilivedyt, aldehydit, HMM metyyli­ketonit ja alkyylialkoholit, eetterit
HYDROFIILISET	
Hapot	Hydroksihapot, sokerit, matalan molekyyli­massan (LMM) alkyyl­i karboksyyli­hapot
Emäkset	Aminohapot, puriinit, pyridiinit, LMM alkyyl­iamiinit
Neutraalit	Polysakkaridit, LMM alkyylialkoholit, aldehydit, ketonit

Monissa vesistöissä humusaineiden osuus on yli 50 % pintavesien liuenneesta orgaanisesta aineesta (Matilainen *et al.* 2010; Edzwald & Haarhoff 2011). Humusaineet ovat yhdistelmä erilaisia alifaattisia ja aromaattisia molekyyliä, joilla on monenlaisia kemiallisia koostumuksia ja molekyyylimassoja (Matilainen 2007). Humus- ja fulvohapot erotellaan toisistaan liukoisuuden perusteella (Matilainen 2007). Humushapot saostuvat alhaisessa pH:ssa ($\text{pH} < 2$), kun fulvohapot ovat liukoisia alhaisessakin pH:ssa (Crittenden *et al.* 2012). Humus- ja fulvohapot ovat rakenteeltaan samankaltaisia, mutta eroavat muun muassa molekyyylimassaltaan ja aromaattisuudeltaan (Crittenden *et al.* 2012). Humushapot ovat aromaattisempia (Edzwald & Haarhoff 2011) ja molekyyylimassaltaan suurempia ($< 200000 \text{ g/mol}$) kuin fulvohapot ($200 - 1000 \text{ g/mol}$) (Crittenden *et al.* 2012). Fulvohappoja esiintyy pintavesissä suurempia pitoisuuksia kuin humushappoja suuremman liukoisuutensa vuoksi (Edzwald & Haarhoff 2011). Humus- ja fulvohapoilla on samankaltainen hiili-, happi- ja vetyjakauma, joka on noin 50, 40 ja 5 painoprosenttia vastaavasti (Perdue & Ritchie 2003, Edzwald & Haarhoff 2011).

Humusaineet sisältävät fenoli- ja karboksyylihapporyhmiä, jotka voivat luovuttaa liuoksissa protonin. Protonin luovuttaminen johtaa negatiivisesti varautuneeseen molekyyliin. Humusaineiden varaustiheys on riippuvainen liuoksen pH:sta, varaustiheys nousee pH:n noustessa. Karboksyylihapporyhmät luovuttavat protoninsa jo alhaisessa pH:ssa (alle 4), joten luonnonvesissä humusaineilla on yleensä suuri negatiivinen varaus. Fulvohapon varaustiheys pH:ssa 5 on noin $6 \mu\text{eq/mg DOC}$ (dissolved organic carbon, liuenneen orgaanisen hiilen määrä), mikä on moninkertainen verrattuna tyypillisiin kiintoaineen varaustiheksiin, kuten savipartikkelin pintavaraukseen verrattuna ($0,05 - 0,5 \mu\text{eq/mg savea}$). Tästä syystä kemiallisessa saostuksessa (katso kappale 2.2) käytetyn kemikaalin annostusta ohjaa yleensä orgaanisen aineen pitoisuus, eikä kiintoaineen pitoisuus. (Edzwald & Haarhoff 2011)

Orgaanisen aineen pitoisuutta pintavedessä voidaan kuvata usealla eri parametrilla, kuten TOC (total organic carbon, orgaanisen hiilen kokonaismäärä), DOC, COD (chemical oxygen demand, kemiallinen hapenkulutus), väri tai UV-absorbanssi (Matilainen 2007). TOC-mittauksessa muodostuva hiilidioksidin määrää mitataan, kun näytteen orgaaninen aines hapetetaan täydellisesti (Crittenden *et al.* 2012). TOC mittaa orgaanisen aineen sisältämän hiilen määrän (mg/l). Orgaanisen aineen määrää voidaan arvioida kertomalla TOC-pitoisuus kahdella olettaen, että orgaanisesta aineesta 50 prosenttia on hiiltä (Crittenden *et al.* 2012). DOC mittauksessa näyte suodatetaan ensin $0,45 \mu\text{m}$ suodattimen lävitse (Crittenden *et al.* 2012). Pintavesissä DOC yleensä on noin 90 – 99 % TOC:sta (Edzwald & Haarhoff 2011). Eutrofisissa, eli ravinnerikkaissa pintavesissä liuenneen orgaanisen aineen määrä saattaa olla pienempi suuren leväpitoisuuden vuoksi (Edzwald & Haarhoff 2011). COD perustuu orgaanisen aineen hapetukseen hapettavan aineen (KMnO_4 tai K_2CrO_4) vaikutuksesta (SFS 3020 1979; SFS 3036 1981). Kaliumpermanganaatti hapettaa orgaanisen aineen 20 – 80 prosenttisesti, pintavesille hapetusaste on noin 40 % (SFS 3036 1981). Dikromaattilla suurin osa orgaanisista yhdisteistä hapetuu 90 –

100 prosenttisesti (SFS 3020 1979). Väri on visuaaliseen tarkasteluun perustuva mittaus (SFS-EN ISO 7887 2012). UV-absorptio perustuu orgaanisten molekyylien kromoforien valon absorptioon aallonpituudella 254 nm (Crittenden *et al.* 2012). Suhde UV-absorptioon ja orgaanisen aineen välillä voi vaihdella vesistöjen ja eri vuodenaikojen välillä jos vesistön orgaanisen aineen koostumus muuttuu (Crittenden *et al.* 2012).

Orgaanisen aineen koostumusta voidaan arvioida SUVA-arvolla (specific UV absorbance) (Edzwald & Tobiason 2011). SUVA-arvo perustuu orgaanisen aineen UV-absorptioon aallonpituudella 254 nm ja veden DOC-pitoisuuteen (Edzwald & Haarhoff 2011). SUVA-arvo lasketaan kaavalla

$$SUVA = \frac{UV_{254} \times 100}{DOC}, \quad (1)$$

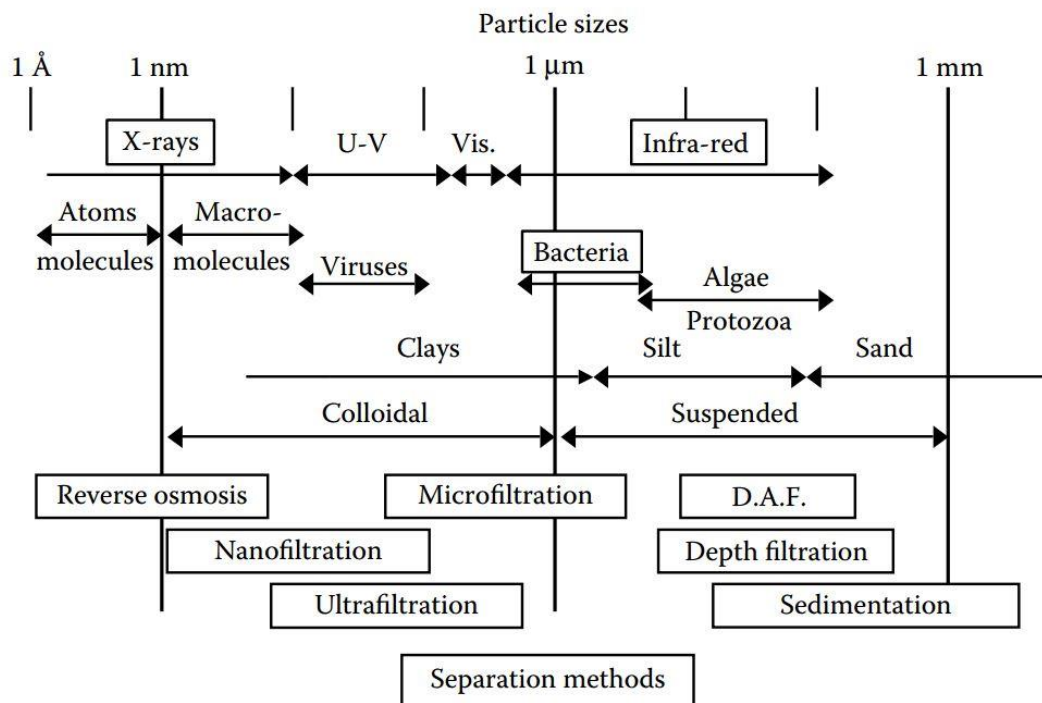
missä UV_{254} on yksikössä cm^{-1} ja DOC yksikössä mg/l . Pintaveden sisältämät humusaineet absorboivat UV-valoa enemmän kuin ei-humusaineet. Mitä korkeampi SUVA-arvo on, sitä suurempi osa veden orgaanisesta aineesta on humusaineita. SUVA-arvolla yli 4 veden orgaanisesta aineesta suuri osa on aromaattisia, hydrofobisia ja korkean molekyylimassan humusaineita. SUVA-arvolla alle 2 veden orgaanisesta aineesta suuri osa on ei-humusaineita jotka ovat alifaattisia, matalan hydrofobisen luonteen omaavia ja molekyylimassaltaan pieniä. SUVA-arvolla 2 – 4 veden orgaaninen aines koostuu humusaineiden ja ei-humusaineiden sekoituksesta. (Edzwald & Haarhoff 2011)

Tutkimustoiminta pintavesien orgaanisista aineista on lisääntynyt, kun 1970-luvulla huomattiin, että kloorin ja humusaineiden reaktiossa muodostuu terveydelle haitallisia yhdisteitä, kuten kloroformia (Perdue & Ritchie 2003). Vedenpuhdistuksessa orgaaninen aine muun muassa lisää saostuskemikaalin tarvetta, muodostaa komplekseja metallien kanssa, tukkii suodattimet nopeammin, lisää desinfiointikemikaalin tarvetta, aiheuttaa esteettisiä haittoja kuten makuja ja hajua, aiheuttaa väriä, toimii hiilenlähteenä bakteereille ja heikentää UV-desinfiointin tehoa (Edzwald & Haarhoff 2011). Tavanomaisin ja taloudellisin menetelmä orgaanisen aineen poistamiseen on koagulaatio ja flokkaukset (kappale 2.2.1), jota seuraa laskeutus/flotaatio ja hiekkasuodatus (Matilainen 2007).

2.1.3 Pintaveden partikkelit

Pintavesissä esiintyvien partikkelien päätyypit ovat epäorgaaniset partikkelit, orgaaniset makromolekyylit sekä elävät ja kuolleet organismit (Gregory 2005, s. 1). Epäorgaaniset partikkelit ovat pääosin eroosion vaikutuksesta irronnutta maa-ainesta, kuten saviainesta, oksidia, kvartssia, kalsiittia ja montaa muuta mineraalia (Gregory 2005, s. 2). Orgaaninen aines on pääosin liuenneessa muodossa, mutta isoimmat makromolekyylit luokitellaan partikkeleiksi (Gregory 2005, s. 2). Partikkeleiksi voidaan luokitella monia vesieliöitä, mutta yleensä tähän rajataan yksisoluiset vesieliöt (Gregory 2005, s. 2).

Vedessä esiintyvät partikkelit jaetaan kokonsa mukaan kolloidisiin ja suspendoituneisiin (Gregory 2005, s. 4). Kolloidisten aineiden yläraja on $1\ \mu\text{m}$, mutta alarajana ovat eri tutkijat käyttäneet $0,001 - 0,01\ \mu\text{m}$ (Tchobanoglous *et al.* 2013, s. 75). Kolloidisten partikkelien koko on niin pieni, että Brownin liikkeen (lämpöliike) vaikutus partikkelin liikkumaan matkaan on suurempi kuin painovoiman vaikutus (Gregory 2005, s. 25 – 26). Myös kolloidien väliset sähköiset vuorovaikutukset ja liuenneiden aineiden adsorboituminen kolloideihin vaikuttavat laskeutumiseen (Gregory 2005, s. 4 – 5). Näistä syistä kolloidiset partikkelit eivät poistu vedestä laskeutuksella (Gregory 2005, s. 4). Pintavesien partikkelien kokojakauma on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Pintaveden molekyylien, eliöiden ja mineraalien kokojakauma ja niiden poistamiseen soveltuvat yksikköprosessit (Gregory 2005, s. 4).

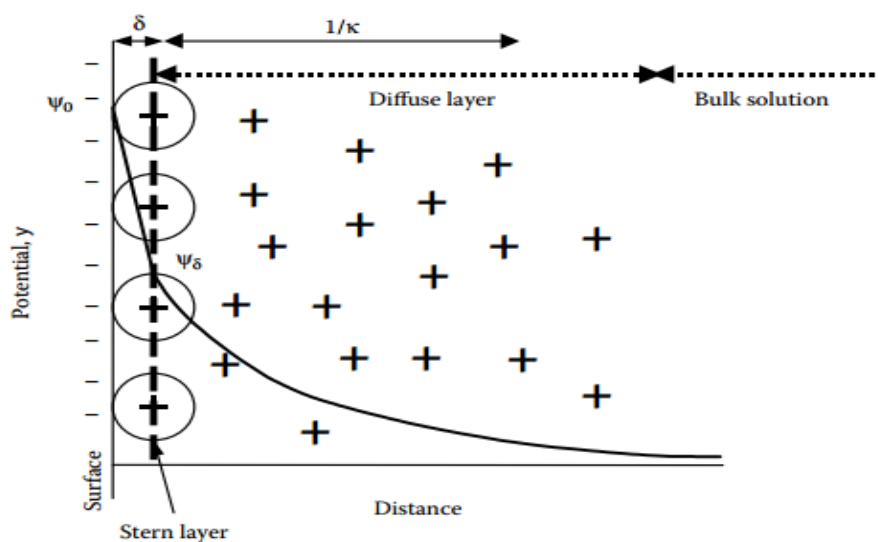
Partikkelien pitoisuus jokivedessä vaihtelee virtaaman mukaan (Davie 2008, s. 131). Mitä nopeammin vesi virtaa, sitä suurempi on maa-aineksen eroosio. Tulva-aikoina partikkelien pitoisuus saattaa olla moninkertainen verrattuna keskivirtaaman pitoisuuteen (Bolto & Gregory 2007). Järvissä veden virtausnopeus on hitaampi kuin joissa, joten partikkelit sedimentoituvat järven pohjaan (Edzwald & Tobiason 2011). Jokivesissä myös tiheydeltään suurempien aineiden, kuten esimerkiksi rautaoksidien, pitoisuus on suurempi (Edzwald & Tobiason 2011).

Partikkelit raakavedessä aiheuttavat esteettisiä ja terveydellisiä haittoja. Esteettisinä haittoina partikkelit aiheuttavat veteen sameutta, makua ja hajuja. Jotkin partikkelit, kuten patogeeniset mikro-organismit ovat terveydelle haitallisia. Partikkelit voivat myös veden-

puhdistusprosessissa tukkia suodattimia tai suojata mikro-organismeja desinfioidin vaikutukselta. Orgaaniset yhdisteet voivat desinfioidin muodostaa kloorin kanssa terveydelle haitallisia yhdisteitä. (Edzwald & Tobiason 2011)

Vedessä partikkeleille saattaa muodostua pintavarauksen isomorfisen korvautumisen, pinnan ionisoitumisen, ionien adsorption tai ionien liukenemisen myötä (Gregory 2005, s. 47 - 52). Esimerkiksi isomorfisessa korvautumisessa savimineraaleilla, kuten kaoliniitilla, kiderakenteessa Si^{4+} -ionit voivat korvautua Al^{3+} -ioneilla ja Al^{3+} -ionit voivat korvautua Mg^{2+} -ioneilla jättäen negatiivisen varauksen (Gregory 2005, s. 51). Negatiivinen varaus kompensoituu usein isoilla positiivisilla ioneilla, kuten Ca^{2+} -ioneilla, joilla ei ole tilaa kiderakenteessa (Gregory 2005, s. 51). Nämä liikkuvat ionit voivat vesiliuoksissa diffuusoitua, jättäen negatiivisen pintavarauksen (Gregory 2005, s. 51). Useimmilla veden partikkeleilla on negatiivinen pintavarauksen (savi, humus, bakteerit) neutraalilla pH-alueella (Crittenden *et al.* 2012).

Vesiliuoksessa pintavarauksen omaava partikkeli vetää puoleensa vastakkaismerkkisiä ioneja, jotka muodostavat kolloidin läheisyyteen elektrostaattisen ionikerroksen (Gregory 2005, s. 52). Stern-Gouy-Chapmanin teorian mukaan ionikerroksessa on kiinteä liikkumaton Sternin kerros, missä vastakkaismerkkiset ionit ovat tiiviissä kerroksessa pinnan läheisyydessä ja diffuusiokerros, missä ionit ovat vapaassa liikkeessä (Gregory 2005, s. 53). Yhdessä pintavarauksen kanssa ionikerros muodostaa sähköisen kaksoiskerroksen (Gregory 2005, s. 52). Stern-Gouy-Chapmanin teorian mukainen sähköinen kaksoiskerros on esitetty kuvassa 3. Sähköistä potentiaalia liikkumattoman kerroksen rajapinnassa kuvataan zeta-potentiaalilla. Zeta-potentiaali on mitattavissa oleva suure, mutta sen täsmällistä paikkaa verrattaessa Sternin kerrokseen ei tiedetä. Käytännössä voidaan kuitenkin olettaa zeta-potentiaalilla olevan lähellä Sternin kerrosta. (Gregory 2005, s. 59)



Kuva 3. Stern-Gouy-Chapmanin teorian mukainen sähköinen kaksoiskerros (Gregory 2005, s. 54). Yksinkertaistuksen vuoksi kuvassa näytetään diffuusiokerroksessa vain vastakkaismerkkiset ionit, vaikka diffuusiokerroksessa on myös samanmerkkisiä ioneja.

Partikkelien välillä on liuoksessa hylkiviä tai puoleensa vetäviä voimia, joiden vaikutusetaisyys on usein paljon pienempi kuin partikkelin halkaisija. Partikkelin koon kasvaessa partikkelien välisten vuorovaikutusten merkitys pienenee ja painovoiman sekä nesteen vastuksen vaikutus lisääntyy. Kaksi tärkeää kolloidien välistä vuorovaikutusta ovat van der Waalsin voimat ja sähköisen kaksoiskerroksen aiheuttamat hylkivät tai puoleensavetävät voimat. Ne muodostavat perustan kolloidien stabiiliuden selittävässä teoriassa. (Gregory 2005, s. 63 – 66)

Kun kaksi kolloidia lähestyy toisiaan, niiden diffuusiokerrokset kohtaavat ja limittyvät, mikä samanvarauksisilla kolloideilla aiheuttaa hylkivän voiman (Gregory 2005, s. 75). Hylkivä voima estää kolloidien törmäämisen ja suuremmaksi partikkeliksi muodostumisen (Gregory 2005, s. 7). Tällöin puhutaan stabiileista kolloideista. Van der Waalsin puoleensavetävät voimat pienenevät nopeasti etäisyyden kasvaessa (Gregory 2005, s. 67). Jotta van der Waalsin puoleensavetävät voimat ovat suurempia kuin sähköisen kaksoiskerroksen hylkivät voimat, pitää kolloidien päästä riittävän lähelle toisiaan (Gregory 2005, s. 80).

2.1.4 Pintavedet Suomessa

Suomen järvet ovat alle 10 000 vuoden ikäisiä ja niistä useimmat ovat jääkauden synnyttämiä. Jääkauden synnyttämät järvet ovat syntyneet usein jäätikön pyyhkimälle kallioalustalle tai ne ovat moreenin tai harjujen patoamia. Suomen järvet kuuluvat dimiktiseen tyyppiin, eli veden täysikierto tapahtuu kaksi kertaa vuodessa, keväällä ja syksyllä. (Särkkä 1996, s. 37) Yleispiirteenä Suomen järvillä on niiden mataluus, keskisyvyys on 7 metriä (Holopainen & Karjalainen 2004, s. 30).

Suomen pintavedet ovat pehmeitä ja humuspitoisia (Karttunen 2003, s. 253). Pintavesien liuenneiden aineiden pitoisuus on noin 15 – 100 mg/l (Särkkä 1996, s. 50), mikä on vähemmän kuin maapallolla keskimäärin (50 – 1000 mg/l) (Gregory 2005, s. 1). Alhainen liuenneiden aineiden pitoisuus johtuu siitä, että maa- ja kallioperässä on vähän helposti liukenevia yhdisteitä, kuten esimerkiksi kalkkikiveä (Karttunen 2003, s. 253). Humuksen korkeat pitoisuudet Suomen pintavesissä johtuvat soiden yleisyydestä (Karttunen 2003, s. 253).

Humus hajoaa hitaasti ja koska järvien viipymä on yleensä lyhyt, suuri osa humuksesta on järvistä lähtevässä vedessä (Karttunen 2003, s. 254). Vaikka pintavesien orgaaninen pitoisuus on suuri, on happitilanne vesistöissä yleensä tyydyttävä tai hyvä hitaasta hajoamisesta johtuen (Karttunen 2003, s. 253). Kerrostuneisuuden vallitessa (kesä ja talvi) saattaa happi kulua alusvedessä kuitenkin loppuun (Särkkä 1996, s. 53 – 54). Hapettomissa olosuhteissa eliöt tuottavat veteen muun muassa rikkivetyä ja ammoniumia (Särkkä 1996, s. 54). Kiintoainepitoisuus pintavesissä on usein pieni johtuen loivan maaston vähäisestä eroosiosta (Karttunen 2003, s. 254).

2.2 Pintaveden kemiallinen saostus

Kemiallisessa saostuksessa veteen lisätään kemikaalia, jolla veden suspendoituneita, kolloideja ja liukoisia aineita saadaan saostettua. Kemiallisen saostuksen tavoite on kiintoaineen, mikro-organismien ja liunneen orgaanisen aineen poisto vedestä (Letterman & Yiacoumi 2011). Kemiallisessa saostuksessa muodostuneet saostumat poistetaan vedestä yleensä laskeutuksella, flotaatiolla ja/tai suodatuksella (Delphos & Letterman 2012). Kemikaaleina käytetään yleensä rauta- ja alumiinipohjaisia suoloja, joita on käytettyjä kemialliseen saostukseen vuodesta 1880 (Letterman & Yiacoumi 2011). Synteettisiä orgaanisia polymeerejä on käytetty kemialliseen saostukseen vuodesta 1960 lähtien (Letterman & Yiacoumi 2011). Suomessa pintavedet vaativat usein kemiallisen saostuksen korkean humuspitoisuuden vuoksi (Karttunen 2004, s. 343; Vesi- ja viemärlaitosyhdistys 2008, s. 11).

2.2.1 Koagulaatio ja flokkaus

Koagulaatio käsitteenä ei ole standardisoitu, mutta se yleensä käsittää ne reaktiot ja prosessit, jotka johtavat partikkelien kertymiseen isommiksi saostumiksi (Letterman & Yiacoumi 2011; Delphos & Letterman 2012). Pintavesien partikkelit ovat yleensä stabiileja ja negatiivisesti varautuneita (Gregory 2005). Kemiallisessa koagulaatiossa pyrki- myksenä on partikkelien destabiloiminen kemikaalilla (Delphos & Letterman 2012). Partikkelien stabiiliuteen vaikuttavat kaksi merkittävintä voimaa ovat Van der Waalsin voimat ja partikkelien väliset sähköiset vuorovaikutukset (Gregory 2005). Van der Waalsin voimat heikkenevät nopeasti etäisyyden kasvaessa. Jotta partikkelit voivat lähestyessään toisiaan yhtyä isommiksi partikkeleiksi, tulee niiden päästä niin lähelle toisiaan, että van der Waalsin voimat ovat sähköisiä hylkimisvoimia suurempia (Gregory 2005).

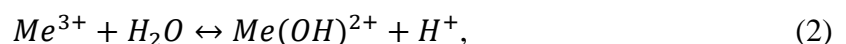
Partikkelien sähköistä kaksoiskerrosta voidaan pienentää vesiliuoksen ionivahvuutta lisäämällä (Gregory 2005, s. 56). Korkeavarauskiset ionit ohentavat kaksoiskerrosta enemmän kuin yksivarauskiset (Gregory 2005, s. 56). Metallisuolat ovat paljon käytettyjä koagulanttikemikaaleja kolloidisten partikkelien poistamisessa (Matilainen *et al.* 2010). Kemikaalia lisätessä ionien ja kompleksien määrä vedessä lisääntyy, partikkelin kaksoiskerros tiivistyy ja zeta-potentiaali pienenee (Gregory 2005). Zeta-potentiaalinen pienentyminen ja kaksoiskerros tiivistyminen perustuu pintavarauksen neutralointiin (Letterman & Yiacoumi 2011). Pintavaraukselle vastakkaismerkkinen ioni (usein rauta tai alumiini) adsorboituu partikkelin pintaan, jolloin zeta-potentiaali pienenee (Letterman & Yiacoumi 2011). Kun zeta-potentiaali on noin 30 mV tai alle, pääsevät kolloidit tarpeeksi lähelle toisiaan, että van der Waalsin voimat ovat hylkimisvoimia suuremmat (Gregory 2005, s. 82). Koagulaatiossa suurimolekulaariset orgaaniset aineet poistuvat paremmin kuin pienimolekulaariset, samoin hydrofobiset aineet poistuvat vedestä paremmin kuin hydrofiiliset (Matilainen *et al.* 2010).

Flokkaus on tapahtuma, jossa veden partikkelit kasaantuvat yhteen isommiksi partikkeleiksi, flokeiksi (Delphos & Letterman 2012). Flokkaukseen alkaa, kun koaguloitkemikaali sekoitetaan raakaveteen (Delphos & Letterman 2012). Pienet destabiloidut kolloidit ovat jatkuvassa Brownin liikkeessä ja törmätessään toisiinsa Van der Waalsin voimat saavat ne kasaantumaan flokeiksi (Letterman & Yiacoumi 2011). Tätä vaihetta kutsutaan perikineettiseksi flokkaukseksi (Letterman & Yiacoumi 2011). Tässä vaiheessa ulkopuolista voimaa partikkelien liikkeeseen ei tarvita (Letterman & Yiacoumi 2011). Partikkelien lukumäärän vähentyessä ja flokkien koon kasvaessa suuremmaksi alkaa Brownin liikkeen vaikutus vähentyä (Gregory 2005, s. 102). Flokkien törmäilyyn ja näiden flokkien koon kasvattamiseen tarvitaan ulkopuolista voimaa (Gregory 2005, s. 102). Ulkopuolinen voima toteutetaan sekoittamalla vettä (esimerkiksi mekaanisilla hämmentimillä) ja tätä vaihetta kutsutaan ortokineettiseksi flokkaukseksi (Letterman & Yiacoumi 2011).

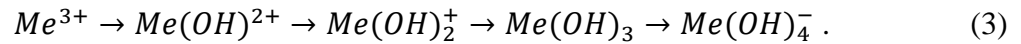
2.2.2 Koaguloitkemikaalit

Käytetyimpiä koaguloitkemikaaleja, eli koagulantteja, vedenpuhdistuksessa ovat rauta- ja alumiinipohjaiset kloridi- ja sulfaatti-suolat (Letterman & Yiacoumi 2011). Myös orgaanisia polyelektrolyyttejä, eli polymeerejä (katso kappale 2.2.3) käytetään koagulantteina (Gregory 2005, s. 122). Viimeaikoina polymeeristen rauta- ja alumiinikoagulanttien tutkimus ja kehitys on lisääntynyt (Matilainen *et al.* 2011). Alumiinipohjaiset koagulantit ovat yleisimmin käytettyjä koagulantteja, mutta rautapohjaisten koagulanttien on todettu olevan tehokkaampia orgaanisten aineiden poistossa (Matilainen *et al.* 2010; Delphos & Letterman 2012). Rautapohjaiset koagulantit toimivat paremmin myös kylmissä vesissä (Matilainen *et al.* 2010). Suomessa, missä pintavesien orgaanisen aineen pitoisuudet ovat yleensä korkeita ja talvisin on kylmät vedet, käytetään yleisemmin rautapohjaisia koagulantteja (Lahti *et al.* 2011).

Rauta ja alumiini-ionit hydrolysoituvat vesiliuoksissa, muodostaen metalli-ioneja Fe^{3+} ja Al^{3+} , joita ympäröi kuusi vesimolekyyliä muodostaen $Fe(H_2O)_6^{3+}$ - ja $Al(H_2O)_6^{3+}$ -ioneja (Letterman & Yiacoumi 2011). Metallionien korkeasta varauksesta johtuen vesimolekyylit luovuttavat protoneita alentaen varausta, pH:sta riippuen, reaktioyhtälön 2 mukaisesti:



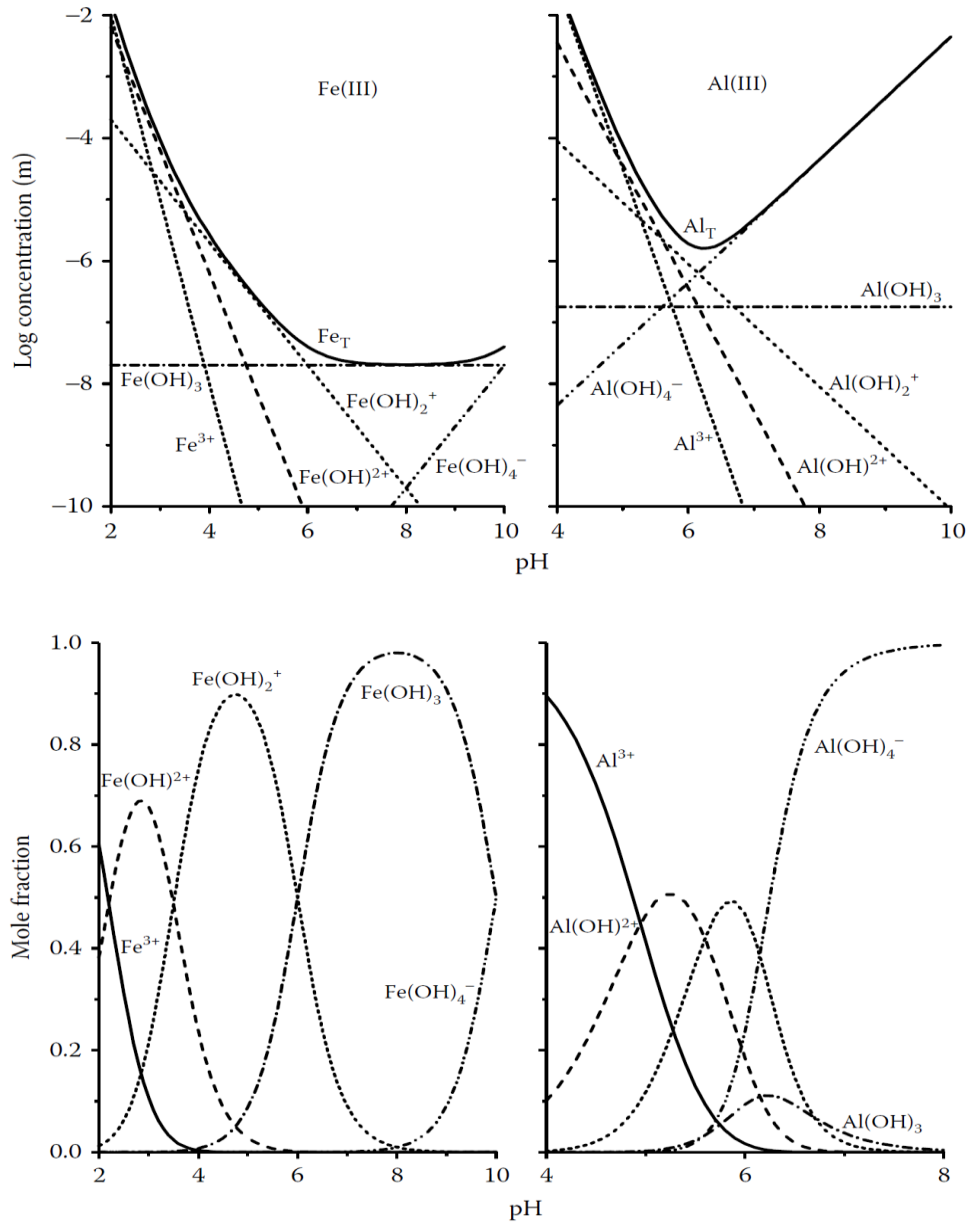
missä Me on Al- tai Fe-ioni. Reaktioyhtälössä 3 on yksinkertaistettu reaktio rauta- ja alumiini-ionien hydrolyysistä ilman vesimolekyylejä



Yksinkertaistetussa reaktioyhtälössä ei huomioida useamman metalliatomin yhdisteitä, sillä niiden pitoisuudet ovat yleensä pieniä ja ne eivät merkittävästi vaikuta reaktioyhtälön ionien mooliosuuksiin (Gregory 2005, s. 126). Hydrolyysin vaihe liikkuu reaktioyhtälössä 3 oikealle pH:n noustessa (Duan & Gregory 2003). Reaktioyhtälöiden 2 ja 3 mukaan alumiini- ja rautasuolat alentavat pH:ta. Optimaalinen saostus-pH on alumiinisuoloilla yleensä 5,5 – 7,2 ja rautasuoloilla 4,0 – 8,5 (Delphos & Letterman 2012). Kemiallisessa saostuksessa pH on tärkeä tekijä sillä se vaikuttaa kolloidien pintavaraukseen, orgaanisen aineen pintavaraukseen, liunneen koagulantin varaukseen, flokkien pintavaraukseen ja koagulantin liukoisuuteen (Pernitsky 2003). Optimaalisen saostus-pH:n saavuttamiseksi veden pH:ta usein säädetään kalkkiliuoksella, soodalla tai lipeällä.

Alumiini- ja rautasuolojen reaktiot ja käyttäytyminen saostuskemikaaleina on melko samanlaista. Raudan ja alumiinin varaukseton hydrolyysituote $Me(OH)_3$ liukenee niukasti veteen ja muodostaa saostumia tietyllä pH alueella (Gregory 2005, s. 124). Metallien minimiliukoisuus osuu neutraalille pH-alueelle, mutta raudan minimiliukoisuus on pienempi kuin alumiinin (kuva 4). Raudan minimiliukoisuus osuu myös laajemmalle pH-alueelle kuin alumiinilla. Näistä syistä kemiallinen saostus rautasuoloilla onnistuu suuremmalla pH-alueella. Rauta- ja alumiinisulolaliuksissa pH on alhainen ja metallit ovat pääosin kolmiarvoisena Me^{3+} sitoutuneena kuuteen vesimolekyyliin ja muita hydrolyysituotteita esiintyy vain vähän. Kun koagulantti lisätään veteen, se laimenee ja käy läpi hydrolyysin, joka tapahtuu sekunneissa. (Edzwald & Haarhoff 2011)

Koagulantit destabiloivat ja poistavat negatiivisesti varautuneita partikkeleita neutraloimalla varauksen ja pyyhkäisyflokkauksella (sweep flocculation). Kun metallin pitoisuus on matala, vain liunneita yhdisteitä on liuoksessa. Varauksen neutraloinnissa kationiset yhdisteet, kuten $FeOH^{2+}$, adsorboituvat partikkelien pintaan neutraloiden pintavarauksen. Varauksen neutraloitua partikkelit voivat kerääntyä isommiksi flokeiksi van der Waalsin voimien vaikutuksesta. Talousveden valmistuksessa usein koagulanttia lisätään kuitenkin niin suuria määriä, että amorfista saostumaa muodostuu. Crittenden *et al.* (2012) toteaa, että on todennäköistä, että saostumien nukleaatio tapahtuu partikkelien pinnalla, jolloin partikkelit pidätyvät amorfiseen saostumaan. Muodostuneet saostumat, eli pyyhkäisyflokkit, lisäävät myös ortokineettisen flokkulaation tehoa lisääntyneiden flokkien muodossa. Pyyhkäisyflokkit siis törmäävät partikkeleihin, jolloin partikkelit tarttuvat flokkiin. Pyyhkäisyflokkaus poistaa partikkeleita nopeammin ja tehokkaammin kuin varauksen neutralointi. (Gregory 2005, s. 127 – 130)

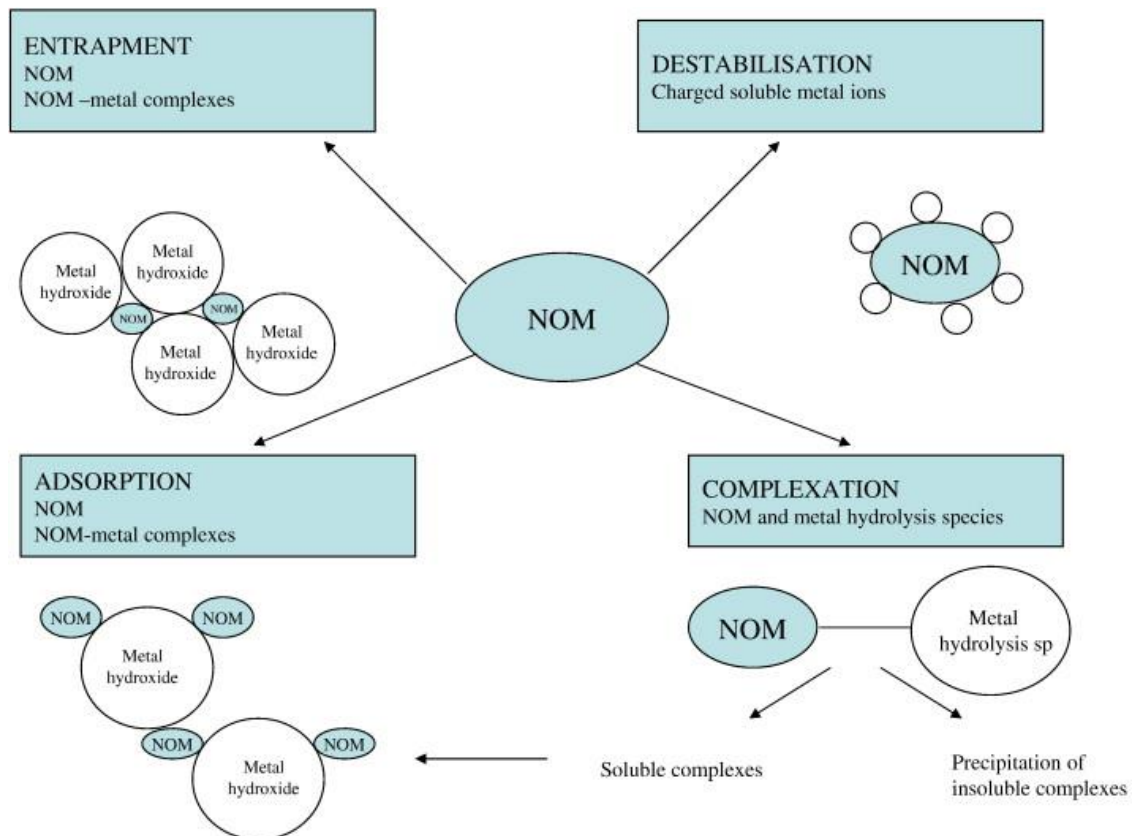


Kuva 4. Raudan ja alumiinin hydrolyysituotteiden konsentraatio ja mooliosuus pH:n funktiona (Gregory 2005, s. 126 – 128).

Useimmissa pintavesissä orgaanisen aineen pitoisuus määrää koagulantin annostuksen partikkelien sijaan. Yleensä, kun SUVA-arvo (kaava 1) on yli 2,5, orgaanisen aineen pitoisuus määrää koagulantin annostuksen, sillä useimmissa pintavesissä orgaanisen aineen negatiivinen varaus on suurempi, kuin partikkelien. SUVA-arvolla yli 4 veden orgaanisesta aineesta suuri osa on humusaineita ja koaguloinnilla voidaan päästä 60 – 80 % TOC-vähennykseen. SUVA-arvolla 2 – 4 TOC-vähennys on 40 – 60 % ja kun SUVA on alle 2, on TOC-vähennys alle 40 prosenttia. (Edzwald & Haarhoff 2011) Kun orgaanisen aineen pitoisuus määrää koagulantin annostuksen, voidaan annostusta arvioida kaavalla

$$m = R \times \text{TOC}_o, \quad (4)$$

missä m on alumiini- tai rauta-annostus (mg/l), R on kerroin, mikä vaihtelee käytetyn koagulantin ja saostus-pH:n mukaan ja TOC_o on raakaveden TOC-pitoisuus (mg/l). Kerroimen R arvoon saattaa vaikuttaa myös veden lämpötila ja veden muiden anionien läsnäolo, mutta näiden vaikutusta ei ole toistaiseksi määritelty. (Letterman & Yiacoumi 2011) Orgaanisen aineen poistumisreittejä on kuvassa 5.



Kuva 5. Orgaanisen aineen eri poistumisreitit (Matilainen *et al.* 2010).

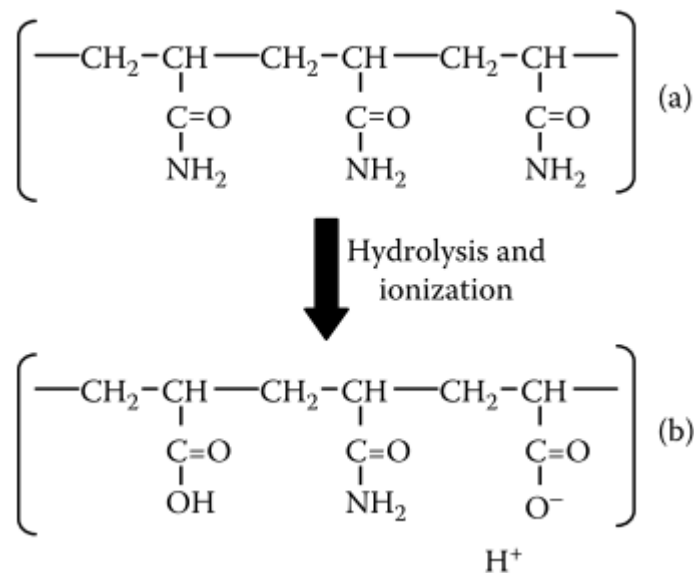
Orgaanisen aineen poistumisreittejä on tunnistettu useita (kuva 5). Näihin kuuluvat orgaanisen aineen varauksen neutralointi, adsorbtio metalli-ioneihin, kompleksoituminen metalli-ionien kanssa ja loukkuun jääminen amorfiseen metallisaostumaan (Matilainen *et al.* 2010). Näistä poistumisreiteistä vallitsevia ovat varauksen neutraloiminen ja adsorboituminen metallihydroksideihin, kun pH on optimoitu (Matilainen *et al.* 2010; Letterman & Yiacoumi 2011). Orgaanisen aineen maksimaalinen vähenemä on saavutettu, kun mitattu zeta-potentiaali on ollut $-10 - +5$ mV (Matilainen *et al.* 2010).

2.2.3 Polymeerit

Vedenpuhdistuksessa polymeerejä, eli polyelektrolyyttejä, käytetään koaguloinnissa ja flokkauksessa sekä lietteiden kuivauksen apuaineina (Bolto & Gregory 2007). Vedenpuhdistuksessa käytetyt polymeerit ovat yleensä synteettisiä orgaanisia yhdisteitä, mutta myös joitakin luonnossa esiintyviä polymeerejä on käytetty. Polymeerit muodostuvat useista toisiinsa sitoutuneista monomeereistä. Eri monomeerejä käyttämällä ja niiden

määrää muuttamalla voidaan luoda erilaisia polymeerejä. (Letterman & Yiacomou 2011) Polymeerit jaotellaan ionisen luonteensa mukaisesti anionisiin, kationisiin tai nonionisiin (Matilainen *et al.* 2010). Polymeereillä on eroavaisuuksia myös polymeeriketjujen muodolla, ne voivat olla suoria, haaraisia ja ristikytkeytyneitä (crosslinked) (Letterman & Yiacomou 2011). Polymeerejä voidaan luokitella myös molekyyli­massan ja varaustiheyden mukaan (Bolto & Gregory 2007). Molekyyli­massat luokitellaan matalaksi, keskita­soiseksi tai korkeaksi, kun molekyyli­massa on $< 10^5$, $10^5 - 10^6$, $> 10^6$ (amu) vastaavasti (Bolto & Gregory 2007). Varaustiheys luokitellaan ionisoituvien ryhmien mooliosuuden (%) mukaan matalaksi, keskita­soiseksi tai korkeaksi, kun ionisoituvien ryhmien mooli­osuus on noin 10 %, 25 % tai 50 – 100 % vastaavasti (Bolto & Gregory 2007).

Monet polymeerit perustuvat akryyliamidi (C_3H_5NO) monomeereihin, jotka polymeri­soituvat helposti jopa molekyyli­massaltaan yli 20 miljoonan painoiseksi polyakryyliami­dike­tuksi (kuva 6). Monomeerit voivat hydrolysoitua muodostaen karboksyyliryhmiä ($COOH$). pH-arvoissa 5 tai yli karboksyyliryhmät voivat luovuttaa protonin muodostaen karboksyylaatti-ioneja (COO^-), joilla on anioninen varaus. Tahatonta hydrolysoitumista tapahtuu polymeerien valmistuksessa, joten nonionisilla polymeereillä on todellisuudessa hieman anionista luonnetta. Anionisia polyakryyliamideja voidaan tehdä kopolymerisoi­malla akryyliamideja ja karboksyylihappoja. Varaustiheys tässä tapauksessa tarkoittaa montako prosenttia akryyliamidiryhmistä on korvattu karboksyyliryhmillä. (Gregory 2005, s. 136)

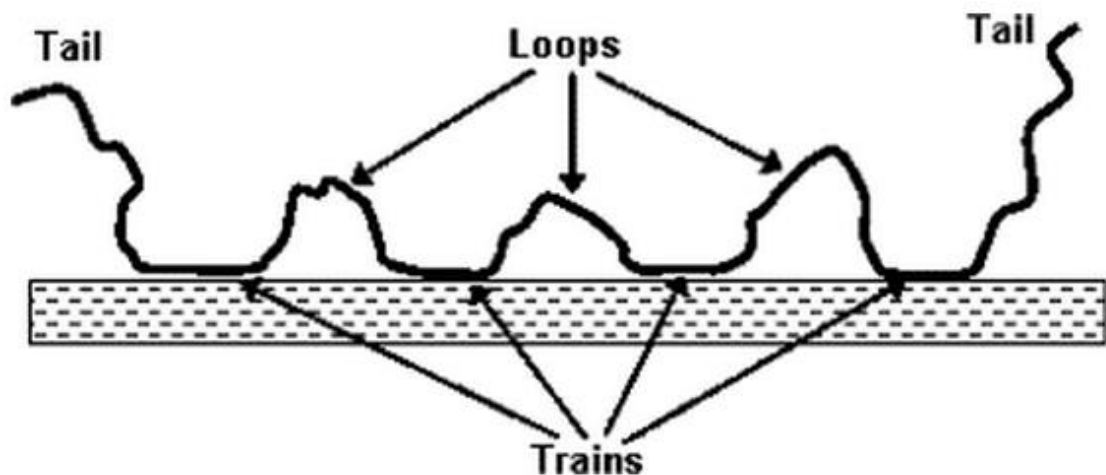


Kuva 6. Polyakryyliamidin sekvenssi (a) ja hydrolysoituneen ja ionisoituneen polyakryyliamidin sekvenssi (b) (Gregory 2005, s. 136). Ylemmässä polymeeriketjussa ei ole ionisia ryhmiä, joten ketju on nonioninen.

Kationisia polymeerejä voidaan valmistaa myös akryyliamideista kopolymeroimalla niitä kationisen monomeerin, kuten dimetyyliaminoetyylimetakrylaatin ($C_8H_{15}NO_2$) kanssa (Gregory 2005, s. 136). Muita laajalti käytettyjä synteettisiä kationisia polymeerejä ovat

polydiallyylimetyyliammoniumkloridi ($C_8H_{16}NCl)_n$, eli PolyDADMAC sekä epikloorihydriiniin (C_3H_5ClO) ja dimetyyliamiiniin ($(CH_3)_2NH$) muodostama kopolymeeri (epiDMA) (Gregory 2005, s. 137; Bolto & Gregory 2007; Matilainen *et al.* 2010; Letterman & Yiacoymi 2011).

Polymeerien vaikutusmekanismit vedenpuhdistuksen flokkauksessa voidaan jakaa varauksen neutraloimiseen ja polymeerin silloittamismekanismiin (polymer bridging). Jos polymeerin ja partikkelin välillä on vetovoimia, voi polymeeri adsorboitua partikkelin pinnalle. Sähköiseltä varaukseltaan erimerkkiset polymeeri ja partikkeli (esimerkiksi kationiset polymeerit ja negatiivisesti varautuneet partikkelit) yleensä adsorboituvat voimakkaasti. Polymeeri voi adsorboitua partikkelin pintaan myös vetysidosten muodostumisen tai ionien välisten vuorovaikutusten seurauksena. Vetysidoksia voi muodostua muun muassa amidiryhmien ja oksidien välille. Ionien välisten vuorovaikutusten myötä anioniset polymeerit voivat adsorboitua negatiivisesti varautuneiden partikkelien pinnalle, hylkimisvoimista huolimatta, jos kationisia ioneja, kuten kalsiumia Ca^{2+} , on läsnä. Yleisesti hyväksytty malli polymeerin adsorbtiosta on esitetty kuvassa 7. On epätodennäköistä, että polymeerin kaikki osat irtoaisivat partikkelista samanaikaisesti, joten polymeerin adsorbtiota pidetään yleensä peruuttamattomana. (Bolto & Gregory 2007)



Kuva 7. Malli adsorboituneesta polymeeristä (Bolto & Gregory 2007).

Adsorboituneissa polymeereissä silmukat (loops) ja hännät (tails) voivat ulottua liuoksessa toisiin partikkeleihin adsorboituen niihin. Tätä polymeerien ominaisuutta kutsutaan silloittamismekanismiksi (polymer bridging). Tärkeä vaatimus silloittamiselle on, että partikkelin pinnalla on tarpeeksi vapaita paikkoja polymeerin adsorbtiolle. Polymeerin annostus ei saa olla siis liian suuri ja liian pienellä annostuksella silloittamista ei tapahdu riittävästi. (Bolto & Gregory 2007)

Silloittamismekanismilla tuotetut flokit kestävät yleensä isompia leikkausvoimia kuin tavanomaisilla metallisuoloilla tuotetut flokit. Turbulenttisissa olosuhteissa polymeerit voivat kuitenkin katketa, jolloin flokki hajoaa pienemmäksi eikä kasva helposti uudestaan.

Tehokkaimmat silloittavat polymeerit ovat ketjurakenteeltaan suorina, korkean molekyylimassan omaavia. Korkea varaustiheys voi olla haitaksi silloittamiselle, varsinkin jos partikkelien pintavarauksen on samanmerkkinen polymeerin varauksen kanssa. Korkeavarauksiset polymeerit myös adsorboituvat litteämpään kokoonpanoon, jolloin polymeerisilloja ei synny helposti. Pieni varaus on kuitenkin hyödyllistä, sillä varaukselliset polymeerin sekvenssit hylkivät toisiaan, johtaen polymeerin laajenemiseen. (Bolto & Gregory 2007)

Kationiset polymeerit voivat aiheuttaa flokkausta myös varauksen neutraloinnilla adsorboituessaan partikkelin pintaan. Varsinkin korkean varaustiheyden polymeerit saattavat neutraloida partikkelien pintavarauksen johtaen flokkautumiseen van der Waalsin voimien vaikutuksesta. Kationiset polymeerit voivat myös adsorboituessaan muodostaa negatiivisesti varautuneen partikkelin pintaan positiivisesti varattuja ”saarekkeita”, jotka aiheuttavat sähköisiä vetovoimia muihin negatiivisesti varattuihin partikkeleihin. Näin muodostuneet flokit eivät ole yhtä vahvoja kuin silloittamismekanismilla muodostuneet, mutta vahvempia kuin pelkillä metallisuoloilla muodostetut flokit. On todettu että, liuenneen orgaanisen aineen koagulointi vedestä polymeereillä perustuu varauksen neutralointiin (Kvinneland & Odegaard 2004), mistä syystä korkean varaustiheyden omaavat kationiset polymeerit soveltuvat hyvin liuenneen orgaanisen aineen koagulointiin. (Bolto & Gregory 2007)

Koagulaatiossa polymeereillä voidaan saavuttaa tavanomaisiin koagulantteihin verrattuna pienempi koagulantin annostus, vähemmän lietettä, pienempi lisäys puhdistetun veden ionimääriin, vähemmän jäännöskemikaalia (rauta tai alumiini) puhdistetussa vedessä ja jopa 30 % säästö kustannuksissa (Bolto & Gregory 2007). Polymeerit ovat vähemmän alttiita pH:n muutoksille ja tuottavat myös isompia ja vahvempia flokkeja, jotka laskeutuvat ja suodattuvat paremmin (Matilainen *et al.* 2010). Bolto & Gregory (2007) toteaa, että erityistä hyötyä polymeereillä on saavutettu hitaasti laskeutuvien flokkien kanssa kylmissä vesissä tai pehmeissä värillisissä vesissä. Polymeerien käyttöä rajoittavina tekijöinä ovat niiden mahdolliset toksiset vaikutukset, kohonneet kustannukset joissakin tilanteissa ja suurempi prosessin herkkyys kemikaaliannostukselle joissakin tapauksissa (Bolto & Gregory 2007). Kationisia polymeerejä voidaan käyttää ainoana saostuskemikaalina, mutta usein polymeerejä käytetään tavanomaisten koagulanttien, rauta- tai alumiinisuolojen rinnalla (Matilainen *et al.* 2010; Edzwald & Haarhoff 2011). Tavanomaisten koagulanttien rinnalla käytetään usein matalan varaustiheyden omaavia anionisia polymeerejä joilla on korkea molekyylimassa (Gregory 2005, s. 148). Polymeeri lisätään yleensä koagulantin jälkeen, jolloin hydroksidiflokkeja on jo muodostunut (Gregory 2005, s. 148).

Polymeerejä käytetään myös kemiallisessa saostuksessa muodostuneiden lietteiden tiivistämiseen ja vedenerotukseen. Polymeereillä saadaan tuotettua vahvempia ja isompia flokkeja, jotka laskeutuvat nopeasti. Vedenerotuksessa flokkeihin kohdistuu korkeita leikkauksivoimia, jolloin polymeerin luomat vahvemmat flokit ovat välttämättömiä. Lietteen

käsittelyssä käytetään yleensä varaustiheydeltään alhaisia tai nonionisia polymeerejä, riippuen lietteen ominaisuuksista ja lietepartikkelien varauksesta. Pitkät sekoitusajat tai pumppauksen tuomat leikkausvoimat saattavat rikkoa flokkia ja lisätä polymeerin tarvetta. Ristikytkeytyneillä ja korkean molekyyli­massa omaavilla kationisilla polyakryyliamideilla on saavutettu hyviä tuloksia vedenerotuksessa, kuten esimerkiksi lingolla, verrattuna suoriin polymeereihin. (Bolto & Gregory 2007)

Anioniset ja nonioniset polymeerit eivät ole yleensä toksisia, mutta kationiset polymeerit ovat vesieläimille toksisia (Bolto & Gregory 2007). Muun muassa Japani ja Sveitsi ovat kieltäneet kationisten polymeerien käytön juomaveden valmistuksessa (Bolto & Gregory 2007). Monomeerien myrkyllisyys on polymeerin myrkyllisyyttä suurempi (Bolto & Gregory 2007), joten Euroopassa juomaveden sisältämän akryyliamidin maksimipitoisuudeksi on määrätty 0,5 µg/l (SFS-EN 1408 2008). Kationisten polymeerien toksisuus kaloille perustuu polymeerin kertymiseen kiduksiin, johtuen tukehtumiseen (Bolto & Gregory 2007). Tutkimus (Timofeeva *et al.* 1994) kationisten polymeerien toksisuudesta daphnialle ja mutulle on osoittanut, että toksisuus on suurinta varaustiheydeltään suurilla polymeereillä (katso Bolto & Gregory 2007). On kuitenkin epätodennäköistä, että merkittäviä määriä vapaata polymeeriä pääsisi vesistöön normaalisti toimivasta prosessista (Costa *et al.* 2014). Myös pintavesien kiintoaine ja liuennut orgaaninen aines vähentävät polymeerien toksisuutta (Costa *et al.* 2014). Polymeerit adsorboituvat niihin tehokkaasti vähentäen polymeerien biosaatavuutta (Costa *et al.* 2014).

2.2.4 Saostusliete

Saostusliete on kemiallisessa saostuksessa muodostuvaa flokkia. Selkeytys on prosessi jossa kemiallisessa saostuksessa muodostunut flokki erotetaan vedestä. Selkeytys toteutetaan laskeutuksella tai flotaatiolla, jota yleensä seuraa suodatus. Saostuslietteen ominaisuudet riippuvat raakaveden ominaisuuksista, käytetystä koagulantista ja sen annostuksesta (Crittenden *et al.* 2012). Saostuslietteet siis pääosin koostuvat raakaveden partikkeleista (muun muassa savi, levä ja siltti), raakaveden liuenneesta orgaanisesta aineesta (muun muassa humus- ja fulvohapot) ja koagulantin saostumista (rauta tai alumiini) (Verrelli 2008, s. 7). Lietteissä on myös jonkin verran raakaveden epäorgaanisia liuenneita aineita, kuten rautaa ja mangaania (Verrelli 2008, s. 7). Saostuksessa muodostuvien lietteiden tilavuus on tavanomaisesti 0,1 – 3 % vesilaitoksen kokonaisvirtaamasta (Cornwell & Roth 2011).

Lietemäärää voidaan arvioida raakaveden ominaisuuksien ja käytetyn saostuskemikaalin perusteella. Kirjallisuudessa on lukuisia eri kaavoja saostuksessa muodostuvan kiintoaineen arviointiin (Blakemore *et al.* 1998; Parsons & Jefferson 2006; Cornwell & Roth 2011; Crittenden *et al.* 2012), joista suurin osa on muotoa:

$$\begin{aligned} \text{Muodostunut kiintoaine} = & \text{ saostunut koagulantti} + \\ & \text{ raakaveden kiintoaine} + \\ & \text{ saostunut orgaaninen aines.} \end{aligned} \quad (5)$$

Saostunutta koagulanttia on arvioitu muodostuvan $2,9 \times Fe_{\text{lisätty}}$ ja $4,9 \times Al_{\text{lisätty}}$ (Cornwell & Roth 2011; Edzwald & Haarhoff 2011). Arvio pohjautuu hypoteettisiin $Fe(OH)_3 \cdot 3H_2O$ ja $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ saostumiin. Myös kertoimia 1,9 raudalle ja 2,9 alumiinille on käytetty ja ne pohjautuvat hypoteettisiin $Fe(OH)_3$ ja $Al(OH)_3$ saostumiin (Parsons & Jefferson 2006, s. 166; Verrelli 2008, s. 257; Edzwald & Haarhoff 2011). Myös empiirisiä kertoimia 2,3 raudalle ja 3,72 alumiinille on käytetty (Blakemore *et al.* 1998). Verrelli *et al.* (2009) tutkimuksessa saatiin raudalle kerroin 2,0 ja alumiinille 4,0. Alan kirjallisuudessa on Verrelli (2008) mukaan ollut tapana virheellisesti puhua saostuneesta amorfisesta rauta(III)hydroksidista ($FeOH_3$), vaikka saostuman kemiallinen kaava todennäköisesti on eri. Verrelli (2008) toteaa, että oikea termi käytettäväksi niukkaliukoisesta raudan yhdisteestä olisi ferrihydriitti ja nykytiedon perusteella paras kemiallinen kaava olisi $Fe_5HO_8 \cdot 4H_2O$ (Lambor & Dutrizac 1998). Ferrihydriitin kaavan perusteella kirjallisuudessa käytetyt kertoimet todennäköisesti yliarvioivat saostuvan koagulantin määrän (Verrelli 2008, s. 257). Liuenneen orgaanisen aineen on todettu kuitenkin vaikuttavan ferrihydriitin muodostumiseen ja raudan muodostamien yhdisteiden rakenteisiin (Henneberry *et al.* 2012; Angelico *et al.* 2014), joten kertoimen määrittäminen teoreettisesti on epätarkkaa.

Kiintoainepitoisuuden mittaaminen antaa tarkan tuloksen raakaveden kiintoainepitoisuudesta (Gross *et al.* 2012), mutta raakaveden kiintoainepitoisuutta voidaan myös arvioida sameuden avulla (Blakemore *et al.* 1998; Cornwell & Roth 2011). Raakaveden kiintoainepitoisuuden ja sameuden suhde ei ole vakio ja se saattaa vaihdella vuodenaikojen mukaan (Cornwell & Roth 2011). Vähävärisissä vesissä kiintoainepitoisuus saadaan kertomalla sameus (NTU) luvulla, joka on välillä 0,7 – 2,2 (Cornwell & Roth 2011).

Saostuneen orgaanisen aineen määrän arviointi kaavoissa perustuu raakaveden väri- tai DOC-pitoisuuteen. Koagulaatiossa poistetulle värille, joka on mitattu Hazenin yksiköissä, on esitetty kertoimia 0,2 (Blakemore *et al.* 1996; Parsons & Jefferson 2006, s. 166) ja 0,3 (Verrelli 2008, s. 258). DOC- tai TOC-pitoisuus on parempi indikaattori orgaaniselle aineelle, sillä väriin voi vaikuttaa muutkin yhdisteet, kuten rauta ja mangaani (SFS-EN 7887 2012). DOC- tai TOC-pitoisuuksille on esitetty korrelaatiokerrointa 1 kuvaamaan saostuneen orgaanisen aineen määrää (Blakemore *et al.* 1996; Cornwell & Roth 2011; Crittenden *et al.* 2012).

Raakaveden ominaisuudet ja koaguloinnin olosuhteet (pH, saostuskemikaalin määrä) vaikuttavat saostuslietteen jatkokäsittelyyn. Vedenerotus lietteistä, joissa on paljon orgaanista ainesta, on vaikeampaa kuin lietteistä, joissa epäorgaanisten partikkelien, kuten saven osuus on suuri (Parsons & Jefferson 2006, s. 167; Verrelli 2008, s. 301; Cornwell &

Roth 2011). Epäorgaanisia partikkeleita paljon sisältävät lietteet myös tiivistyvät korkeampaan kuiva-ainepitoisuuteen (Cornwell & Roth 2011). Paremmalla vedenerotuksella tarkoitetaan vapaan veden nopeampaa suodantaa lietteestä sekä lietteen suurempaa saavutettavaa kuiva-ainepitoisuutta.

Koagulantin suurempi annostus johtaa kuiva-ainepitoisuudeltaan pienempiin (Cornwell & Roth 2011) ja vedenerotukseltaan huonompiin lietteisiin (Verrelli *et al.* 2009). Aluminiilietteilä koagulointi-pH:n nostaminen yli 6 johti vedenerotukseltaan huonompiin lietteisiin, rautalietteilä pH:n vaikutusta vedenerotukseen pH-välillä 5,6 – 9,0 ei huomattu (Verrelli *et al.* 2009). Kolmiarvoisen raudan liukoisuus veteen on niukkaa laajemmalla pH-alueella kuin alumiinin, mikä selittää käytöksen (Verrelli 2008). Matalilla koagulanttiannostuksilla metallien saostuminen on hitaampaa, minkä on todettu johtavan vedenerotukseltaan parempiin lietteisiin (Verrelli *et al.* 2009). Korkea hydroksidipitoisuus ja korkea koagulanttiannostus puolestaan nopeuttavat saostumista, johtaen huonosti järjestäytyneeseen rakenteeseen saostumisissa ja huonompaan vedenerotukseen (Verrelli *et al.* 2009). Parsons & Jefferson (2006, s. 166) toteaa myös, että vedenerotus rautalietteistä on helpompaa, koska rautasaostumat sitovat vähemmän vettä, kuin alumiinilietteet. Tutkimusten mukaan koaguloinnissa muodostuneen kuiva-aineen tiheys on 1900 – 2860 kg/m³ rautalietteilä ja 1900 – 2800 kg/m³ alumiinilietteilä (Verrelli 2008). Rautalietteilä tiheydeksi on mitattu jopa yli 4000 kg/m³, kun raudan syöttö on ollut 80 mg Fe/l (Verrelli *et al.* 2009).

Saostuslietteiden vesi voidaan jakaa vapaaseen veteen ja sidottuun veteen (Parsons & Jefferson 2006, s. 166). Sidottu vesi voi olla adsorboituneena partikkelien pintaan, solunsisäistä vettä tai partikkelien huokosissa sijaitsevaa vettä (Parsons & Jefferson 2006, s. 166). Vapaa vesi on helposti poistettavissa tiivistyksellä ja mekaanisella vedenerotuksella (katso kappale 2.3), mutta sidottu vesi ei poistu yhtä helposti (Parsons & Jefferson 2006, s. 166). Sidottua vettä voidaan poistaa muun muassa jäädyttämällä ja haihuttamalla (Gross *et al.* 2012).

Lietteiden vedenerotuksen arviointiin kehitetyistä testeistä yleisimmät ovat CST- (capillary suction time), SR- (specific resistance) ja TTF-testit (time to filter) (Cornwell & Roth 2011). CST on yksinkertainen ja nopea testi, missä CST-testiin suunniteltu laite mittaa vapaan veden erottumista lietteestä (Cornwell & Roth 2011). CST-mittari soveltuu eri lietteiden vertailuun ja polymeeriannostuksen optimointiin (Cornwell & Roth 2011). SR-mittaus mittaa lietteen kiintoaineen aiheuttamaa veden suodatuksen vastusta (Cornwell & Roth 2011). SR-mittauksessa näyte kaadetaan Büchner-suppiloon johon luodaan tyhjiö (Cornwell & Roth 2011). Büchner-suppilosta vapaa vesi suodattuu suodatinpaperin lävitse mittalasiin, josta suodattuneen veden tilavuus mitataan ajan funktiona (Cornwell & Roth 2011). TTF-mittaus on yksinkertaistettu SR-mittaus, missä mitataan ainoastaan aika, jossa puolet näytteen tilavuudesta on suodattunut (Cornwell & Roth 2011).

Raskasmetallien lähde lietteissä on raakavesi tai epäpuhtaudet koagulantissa (Cornwell & Roth 2011). Usein lietteistä havaittuja metalleja ovat alumiini, arseeni, kadmium, kromi, kupari, lyijy, mangaani, rauta, nikkeli ja sinkki (Cornwell & Roth 2011). On kuitenkin harvinaista, että saostusliete luokiteltaisiin toksiseksi tai siinä olisi suuria pitoisuuksia raskasmetalleja tai muita toksisia aineita (Cornwell & Roth 2011). Lietteiden käytön kannalta ravinne- ja metallipitoisuudet ovat tärkeä tieto, mutta yleensä ravinnepitoisuudet ovat lietteissä niin alhaiset, että niistä ei ole hyötyä lannoittamisessa (Cornwell & Roth 2011). Saostuskemikaalit myös sitovat liukoista biosaatavaa fosforia (ja muita anionisia ioneja), mikä saattaa rajoittaa kasvien kasvua (Ippolito *et al.* 2003).

2.3 Lietteen tiivistys ja vedenerotus

Selkeytyksessä poistettavien lietteiden kuiva-ainepitoisuus on yleensä 0,1 – 4 % (Cornwell & Roth 2011). Jos liete poistetaan prosessista vesistöön tai viemäriin, ei kuiva-ainepitoisuutta ole tarvetta nostaa (Gross *et al.* 2012). Jos liete kuljetetaan tai sen vastaanotosta peritään maksu, on lietteen tiivistäminen ja/tai vedenerotus yleensä taloudellisesti kannattavaa. Pienentämällä lietteen vesipitoisuutta tiivistyksellä ja/tai vedenerotuksella saadaan massaltaan ja tilavuudeltaan pienempi lopputuote (Verrelli *et al.* 2009). Tiivistyksessä ja vedenerotuksessa muodostuu sekä kiinteitä että nestemäisiä virtoja. Nestevirrat voidaan usein johtaa takaisin prosessiin, riippuen niiden ominaisuuksista (Russel *et al.* 1996, s. 41; Cornwell & Roth 2011; Crittenden 2012; Gross *et al.* 2012). Rajoittavia tekijöitä ovat nesteen metallipitoisuudet, orgaanisen aineen pitoisuus, trihalometaanit ja niiden esiasteet, sameus ja partikkelimäärä sekä mahdolliset Giardia- ja Cryptosporidium-alkueläinten kystat (Gross *et al.* 2012). Kiinteät virrat, kuten tiivistyksessä laskeutunut liete poistetaan prosessista (Gross *et al.* 2012).

Lietteen kiintoainepitoisuus ilmoitetaan massaprosenttina (w/w) tai massan pitoisuutena (w/V). Yleensä kiintoainepitoisuus mitataan kuivattamalla näyte (Verrelli 2008, s. 11). Suomessa näytteestä mitataan yleensä joko kuiva-aine (total solids, TS) tai kiintoaine (total suspended solids, TSS tai SS). Kuiva-ainemittauksessa tulokseen päätyvät myös näytteen liuenneet aineet. Lietteen nestefraktion ja kiinteän aineen erottamiseen on kehitelty erilaisia laitteita ja prosesseja. Monet näistä laitteista ja prosesseista perustuu joko veden ja erotettavien partikkelien tiheyseroon tai partikkelien pidättymiseen suodattimelle (Verrelli 2008, s. 11). Saostuslietteiden termistä kuivausta ei juurikaan tehdä (Russel *et al.* 1996).

2.3.1 Lietteen tiivistys

Tiivistyksessä lietteen kiintoainepitoisuutta kasvatetaan ja rejektivesi joko poistetaan tai palautetaan vedenpuhdistusprosessiin. Tiivistys voidaan toteuttaa laskeuttamalla, flotatiolla tai mekaanisilla laitteilla, joista yleisin on laskeutustiivistys (Verrelli 2008, s. 14;

Gross *et al.* 2012). Tiivistys edeltää usein vedenerotusta, sillä se vähentää lietteiden tilavuutta ja tuottaa yhdenmukaisemman lietteen (Gross *et al.* 2012). Tyypillisiä tiivistyksen kuormitus- ja mitoitusarvoja on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. Tyypillisiä tiivistyksen kuormitus- ja mitoitusarvoja saostuslietteille.

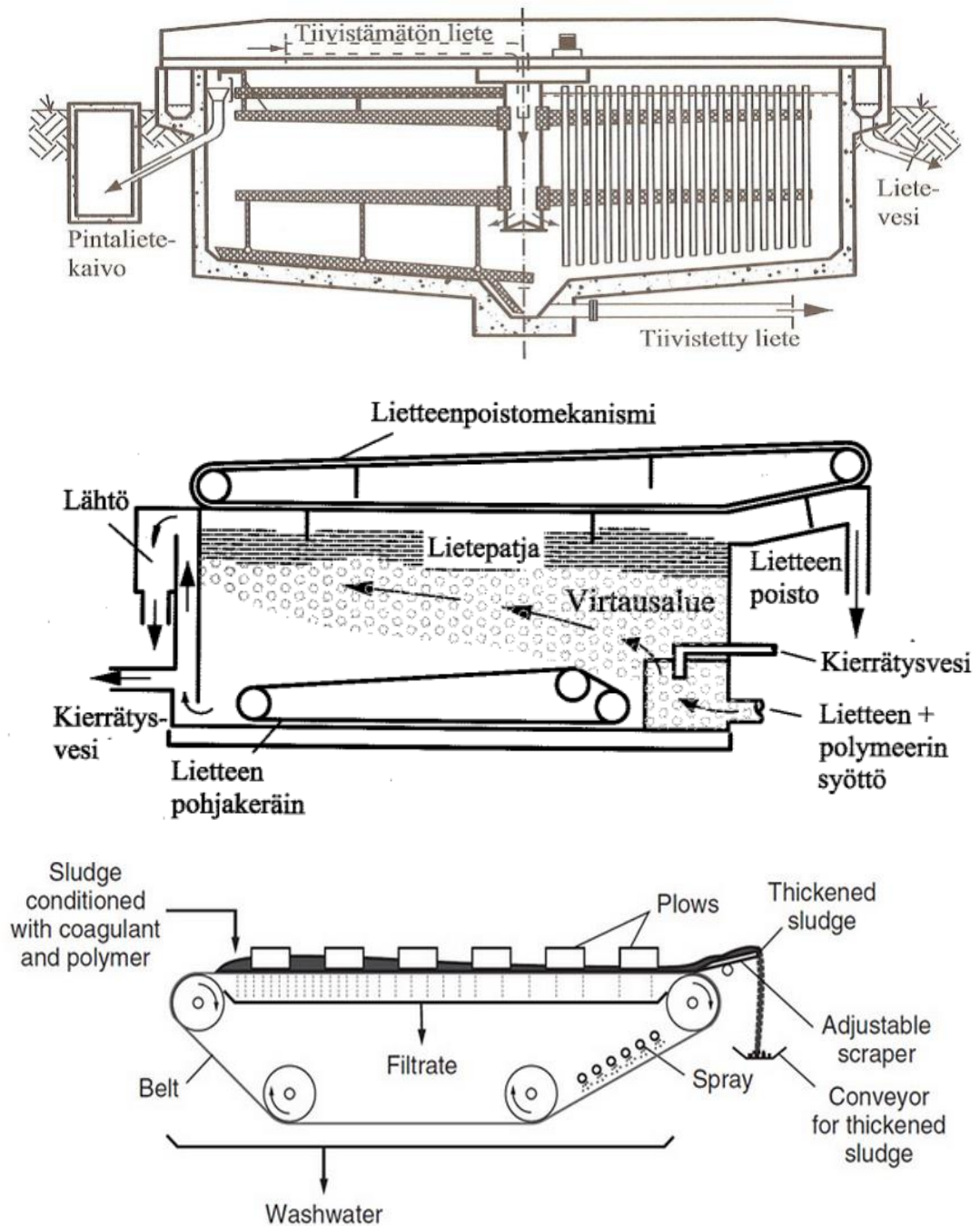
Parametri	Laskeutustiivistys	Flotaatiotiivistys	Suotonauhatiivistys
Syötön kuiva-ainepitoisuus (%)	0,03 – 2	0,5 – 1	–
Kuiva-aineen saanti (%)	60 – 90	80 – 90	–
Tiivistetyn lietteen kuiva-ainepitoisuus (%)	1 – 10	2 – 5	2,5 – 4,5
Kuiva-aineen kuormitus (kg/m ² *d)	10 – 100	50 – 150	–
Polymeeri (kg/t-TS)	2 – 4	4,4 – 5,5	–

Lähteet: Russel *et al.* (1996), Verrelli (2008), Cornwell & Roth (2011), Crittenden *et al.* (2012), Gross *et al.* (2012).

Laskeutustiivistämöt (kuva 8) ovat yleensä pyöreitä (Cornwell & Roth 2011), niiden halkaisija on 1,5 – 16 m ja niiden syvyys on alle 3 metriä (Verrelli 2008, s. 14). Tiivistämön liete lisätään laskeutustiivistämöön yläkautta. Tiivistämöissä on yleensä hitaasti pyörivä hämmennin ja laahain ja ne toimivat joko jatkuvatoimisesti tai panosperiaatteella. Tiivistetty liete poistuu laahainten avulla alakautta ja supernatantti ylivaluntana. Tiivistyksen parantamiseksi voidaan lietteeseen lisätä polymeeriä (Gross *et al.* 2012).

Saostuslietteet tiivistyvät yleensä alle 5 % kuiva-ainepitoisuuksiin (Gross *et al.* 2012). Tiivistyksessä poistuu kuitenkin suuri osa lietteen nesteestä (EPA 2011; Cornwell & Roth 2011). Esimerkiksi jos lietteen kuiva-ainepitoisuus nousee 0,2 %:sta 2 %:iin tiivistyksessä, jatkokäsiteltävän lietteen tilavuus on noin 10 % alkuperäisestä. Tiivistämöt mitoitetaan yleensä kuiva-aineen kuormituksen perusteella (EPA 2011), mutta myös hydraulista kuormaa voidaan käyttää mitoituksen perusteena, jos supernatantin laatu on tärkeä tekijä (Cornwell & Roth 2011). Laskeutustiivistyksen tarvitsemää pinta-alaa voidaan pienentää käyttämällä tiivistykseen lamelliselkeytintä (Gross *et al.* 2012).

Flotaatiotiivistyksessä (kuva 8) ilmaa saturoidaan korkeassa paineessa joko suoraan lietteeseen, tai erilliseen virtaan, joka yhdistetään lietteeseen. Yleensä metallihydroksideja sisältävien saostuslietteiden kanssa käytetään erillistä virtaamaa, jolloin korkeat leikkausvoimat lietteeseen saadaan minimoitua (Russel *et al.* 1996, s. 45; Crittenden *et al.* 2012; Gross *et al.* 2012). Normaaliaineessa kaasu vapautuu nesteessä muodostaen pieniä kuplia (50 – 100 µm), jotka tarttuvat tai sekoittuvat partikkeleihin nostamalla ne pintaan (Gross *et al.* 2012). Liete poistetaan pinnalta mekaanisella kaapimella, nostamalla vedenpintaa tai näiden yhdistelmällä. Polymeeriä flotaatiotiivistyksessä käytetään tavanomaisesti 4,4 – 5,5 kg/t-TS ja lietteet tiivistyvät 2 – 5 % kuiva-ainepitoisuuteen (taulukko 2).



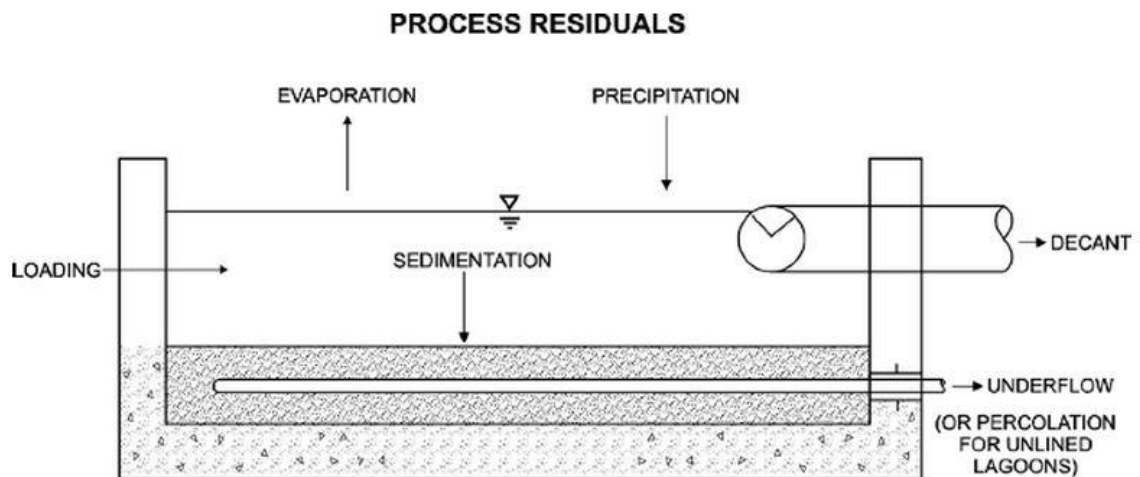
Kuva 8. Lietteen laskeutustiivistämö (ylin, Karttunen 2004, s. 564), flotaatiotiivistys (keskellä, Karttunen 2004, s. 564) ja suotonauhatiivistin (alin, Crittenden et al. 2012).

Flotaatiotiivistys mahdollistaa suuremman kuormituksen kuin laskeutustiivistys (taulukko 2). Lietteen tiivistykseen voidaan käyttää myös erilaisia mekaanisia tiivistimiä, jos tila on rajoittava tekijä. Mekaaniset tiivistimet ovat yleisempiä jätevedenpuhdistamoilla kuin vesilaitoksilla (Gross et al. 2012). Suotonauhatiivistin (kuva 8) on yksi yleisimpiä mekaanisia tiivistimiä.

Suotonauhatiivistimessä painovoima erottaa veden kuiva-aineesta huokoisen suotonauhan lävitse. Polymeeri sekoitetaan lietteeseen ja liete syötetään liikkuvalla suotonauhalla, joka kuljettaa tiivistynyttä lietettä kohti lietteen keräystä. Suotonauhatiivistyksessä muodostuu myös kolmas jätevirta, kun suotonauha pestään lietteen keräyksen jälkeen (Verrelli 2008, s. 15). Kuormitusarvot vaihtelevat eri valmistajien ja lietteen ominaisuuksien mukaan (Gross *et al.* 2012). Yleensä saostuslietteet tiivistyvät noin 2,5 – 4,5 % kuiva-ainepitoisuuteen suotonauhatiivistimellä (taulukko 2). Myös muunlaisia mekaanisia tiivistimiä on kehitelty, kuten rumputiivistin tai ruuvipuristin, mutta niiden käyttö vesilaitosten saostuslietteiden tiivistämisessä on vähäistä (Gross *et al.* 2012).

2.3.2 Luonnolliset vedenerotusmenetelmät

Lietteen tiivistystä seuraa yleensä vedenerotus. Vedenerotuksella tarkoitetaan sen vapaan veden poistamista, joka ei poistu tiivistämällä (Crittenden *et al.* 2012). Lietteen vedenerotukseen käytetään niin luonnollisia kuin mekaanisia menetelmiä. Luonnolliset menetelmät voivat olla sekä tehokkaita, että taloudellisia, mutta ne vaativat paljon tilaa (Cornwell & Roth 2011). Luonnolliset vedenerotusmenetelmät voidaan jakaa kahteen kategoriaan; lietepeteihin (drying bed) ja lietealtaisiin (lagoons) (Gross *et al.* 2012). Lietepetejä ja lietealtaita käytetään usein alueilla, missä maata on runsaasti käytettävissä (Cornwell & Roth 2011). Luonnolliset vedenerotusmenetelmät perustuvat haihdutukseen, jäädytykseen, salaojitukseen, dekantointiin ja/tai laskeutukseen (kuva 9) (Gross *et al.* 2012). Vedenerotusta edeltää yleensä polymeerin lisääminen lietteeseen (Gross *et al.* 2012).

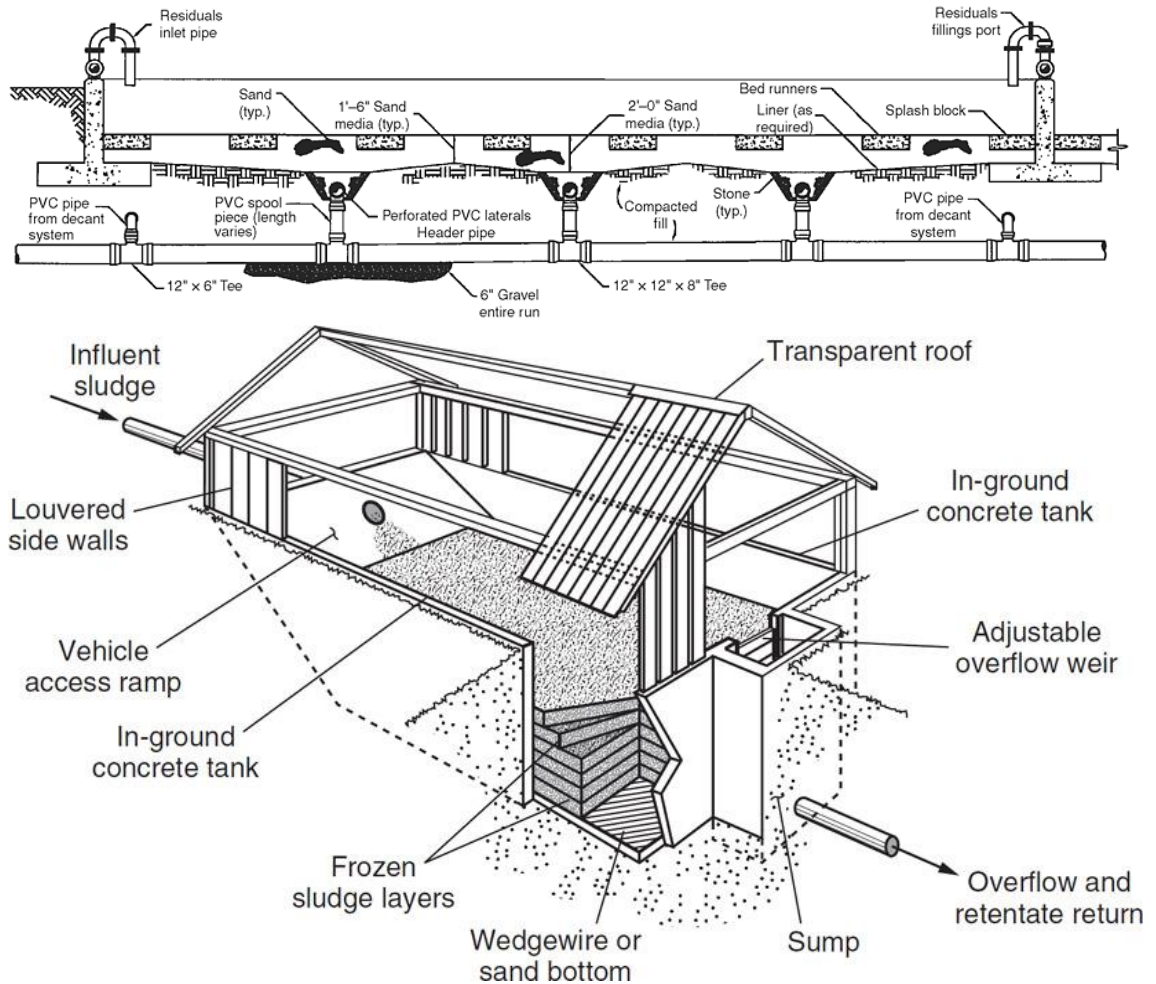


Kuva 9. Luonnollisen vedenerotuksen mekanismit (Gross *et al.* 2012).

Lietepedit ja lietealtaat eroavat lähinnä lietepatjan syvyydessä. Lietepedeissä lietettä on 0,1 – 0,3 m, kun lietealtaissa lietettä on 1,5 – 6,1 m (Gross *et al.* 2012). Lietepetejä on periaatteeltaan erilaisia (Gross *et al.* 2012):

1. Hiekkapohjaiset lietepedit päästävät veden suotautumaan läpi ja vesi kerätään salaojituksella (kuva 10).

2. Auringon kuivaukseen perustuvat lietepedit ovat pohjasta tiiviitä ja vesi poistuu lähinnä haihdunnan kautta.
3. Imusuodattavissa lietepedeissä veden erottumista tehostetaan luomalla tyhjiöpedin pohjalle.
4. Lietepedit, joissa sälepohjassa on noin 0,25 mm levyisiä rakoja, mistä vesi pääsee valumaan pois.



Kuva 10. Tyypillinen hiekkapohjainen lietepeti (ylempi, Cornwell & Roth 2011) ja jäädytysavustettu lietepeti (alempi, Crittenden et al. 2012).

Hiekkapohjaisissa lietepedeissä vesi poistuu suodannan, dekantoinnin ja haihdunnan kautta (Cornwell & Roth 2011; EPA 2011). Kun liete on levitetty pedille, alkaa vapaa vesi suodattua hiekan lävitse salaajitukseen. Suodantaa tapahtuu kunnes hiekka on tukkeutunut pienistä partikkeleista tai vapaa vesi on poistunut. Dekantoimalla voidaan poistaa pinnalle muodostunut supernatantti tai sadevesi. Suodannan ja dekantoinnin jälkeen vettä poistuu haihdunnan kautta. Kun haluttu kuiva-ainepitoisuus on saavutettu, liete kerätään loppusijoitusta tai jatkokäyttöä varten.

Jäädyttämällä tehtävä vedenerotus (kuva 10) on muunnos hiekkapohjaisesta lietepedistä (Gross et al. 2012). Suodannan, dekantoinnin ja haihdunnan lisäksi vesi poistuu lietteestä

jäätyminen ja sulamisen seurauksena. Liete lisätään pedille ohuina kerroksina (alle 150 mm) ja uusi kerros lisätään edellisen jäädyttyä (Gross *et al.* 2012). Lietteen tilavuus pienentyy yleensä yli 70 % ja kuiva-ainepitoisuus saattaa olla yli 80 %, jos sulamista seuraa haihdutus (Cornwell & Roth 2011). Adsorboitunut vesi irtoaa kuiva-aineesta jäätyminen seurauksena ja lietteestä tulee koostumukseltaan rakeinen (Gross *et al.* 2012). Lietteen jäädyttäminen soveltuu alueille, missä jäätyminen tapahtuu luonnostaan (Cornwell & Roth 2011; Gross *et al.* 2012). Jäätymisavustetun lietepedin syvyyttä voidaan arvioida Martell (1988) kehittämällä kaavalla

$$D_f = \frac{P_f(T_f - T_{af})}{p_f L \left(\frac{1}{h_c} + \frac{\varepsilon}{2K_{fs}} \right)}, \quad (6)$$

missä D_f on lietepedin syvyys (m), P_f on pakkastuntien määrä (h), T_f on lietteiden jäätympiste ($^{\circ}\text{C}$), T_{af} on keskimääräinen lämpötila jäätymisvaiheessa ($^{\circ}\text{C}$), p_f on jäätyneiden lietteiden tiheys (kg/m^3), L on sulamislämpö (Wh/kg), h_c on konvektiokerroin ($\text{W}/\text{m}^2\text{C}$), ε on lietekerroksen paksuus (m), K_{fs} on lämmönjohtavuus ($\text{W}/\text{m}^{\circ}\text{C}$). Lietteille voidaan käyttää jään arvoja tiheydelle, sulamislämmölle ja lämmönjohtavuudelle. Lämpötilatiedot voidaan kerätä läheiseltä sääasemalta. Konvektiokerroin riippuu tuulen voimakkuudesta ja kerroin vaihtelee yleensä 6 – 30 $\text{W}/\text{m}^2\text{C}$ välillä (Martell 1988). Jäätymisavustettujen lietepetien käyttö vaatii suhteellisen kiinteän lietteen (suositus yli 3 %), jotta lietealaiden koko voidaan pitää pienenä. Jäädytys vaatii myös hyvän prosessin kontrolloinnin, jotta tiedetään koska seuraava lietekerros voidaan lisätä lietepetiin. Prosessi myös luottaa sääoloihin, joten leudompina talvien huomiointi saattaa hankaloittaa mitoitusta. (Gross *et al.* 2012) Jos liete jäädytetään yhtenä kerroksena ja konvektiokertoimena käytetään arvoa 7,5 $\text{W}/\text{m}^2\text{C}$, voidaan lietepedin syvyys laskea kaavalla (Cornwell & Roth 2011)

$$D_f = \frac{-11,371 + \sqrt{1,3 \times 10^8 - 7,7 \times 10^4 P_f T_{af}}}{3,9 \times 10^4}. \quad (7)$$

Auringon kuivaukseen perustuvia lietepetejä käytetään ilmastoltaan kuivilla ja kuumilla alueilla (EPA 2011). Lietepedin pohja on yleensä tehty vettä läpipäästämättömäksi betonilla tai asfaltilla (Gross *et al.* 2012). Vesi poistetaan lietteestä dekantoimalla ja haihduttamalla (Cornwell & Roth 2011). Auringon kuivaukseen perustuvissa lietepedeissä etuna ovat pienet käyttökulut ja helppo tyhjennys. Kova pohja mahdollistaa raskaan tyhjennyskaluston käytön ja hiekkapohjaisiin lietepeteihin verrattuna kuluja ei tule salaojituksen rakentamisesta, korjauksesta sekä hiekan vaihdosta (Cornwell & Roth 2011).

Imusuodattavissa lietepedeissä huokoisen ja jäykän pohjan alapuolelle luodaan tyhjiö, joka nopeuttaa vapaan veden suotautumista (Gross *et al.* 2012). Pohjat puhdistetaan säännöllisesti tukkeutumisen ehkäisemiseksi. Vääräntyyppinen polymeeri, polymeerin yliannostus, riittämätön polymeerin ja lietteen sekoitus tai riittämätön polymeerin annostus

saattaa johtaa huonoon suotautumiseen (Russel *et al.* 1996, s. 48; Gross *et al.* 2012). Imusuodattavilla lietepedeillä päästään 11 – 17 % kuiva-ainepitoisuuksiin (Russel *et al.* 1996, s. 48; Gross *et al.* 2012). Sälepohjaiset lietepedit ovat samankaltaisia imusuodattavien lietepetien kanssa. Vapaa vesi valuu pohjasta, jossa on kiilan muotoisia rakoja (Gross *et al.* 2012). Valuva vesi luo lietepatjaan imuvoiman, joka nopeuttaa vapaan veden erotusta lietteestä (Gross *et al.* 2012).

Lietealtaita on käytetty lietteen säilytykseen, tiivistämiseen, vedenerotukseen ja lietteen loppusijoituksena. Lietealtaista vesi poistuu suodannan ja dekantoinnin seurauksena (Cornwell & Roth 2011). Jos lietteitä pidetään lietealtaissa pitkiä aikoja, myös haihdunta lisää vedenerotusta. Merkittävin ero lietepeteihin lietealtaissa on lietekerroksen paksuus. Lietealtaissa lietekerros on yleensä 1,5 – 6,1 m (Gross *et al.* 2012). Lietealtaiden mitoituksessa vaikeinta on pohjamateriaalin tukkeutumisen arvioiminen (Cornwell & Roth 2011). Pohjamateriaalin tukkeutuessa suodanta hidastuu ja lopulta estyy, mikä vaikuttaa lietteen kuiva-ainepitoisuuteen.

Luonnolliset vedenerotusmenetelmät sisältävät kaksi vaihetta. Lastausvaiheessa lietepetiä/lieteallasta täytetään ja kiintoaineen annetaan laskeutua. Supernatantti dekantoidaan pinnalta joko samanaikaisesti tai tietyn ajanjakson jälkeen (Gross *et al.* 2012). Seuraavassa vaiheessa lietettä säilytetään lietepedissä/lietealtaassa ja liete kuivaa suodannan, haihdunnan, ja/tai jäätyksen avulla (Gross *et al.* 2012). Lietepedin ja lietealtaan mitoituksen määrää lietteen määrä, lietepatjan korkeus sekä vedenerotusaika (Crittenden *et al.* 2012). Vedenerotusaika riippuu ilmastosta, lietteen ominaisuuksista ja halutusta lietteen kuiva-ainepitoisuudesta. Myös kulkuväylät tulee ottaa huomioon tilantarvetta laskettaessa. Lietepetejä on syytä olla useampia, jotta lietteellä on tarpeeksi aikaa kuivua (Crittenden *et al.* 2012). Lietepetien tilantarve voidaan laskea kaavalla

$$A = \frac{V}{N \times D_o}, \quad (8)$$

missä A on lietepetien ala (m^2), V on lietteiden tilavuus (m^3/a) N on lietepetien vuosittaiset tyhjennyskerrat ja D_o on lietepatjan paksuus (m). Saostuslietteiden kuiva-ainekuormitus lietepedeille on yleensä 1 – 2,4 kg/m^2 ja lietepatjan paksuus 20 – 75 cm. Luonnollisten vedenerotusmenetelmien altaiden mitoitus on monimutkaista, sillä haihtumismäärät vaihtelevat vuodenajoittain sekä vuosittain ja mitoitus vaatii monia oletuksia. (Gross *et al.* 2012) Mitoituksen avuksi on usein syytä ajaa koeajoja ennen lietepetien rakentamista (Cornwell & Roth 2011). Lietepetien ja lietealtaiden tyhjäys suoritetaan yleensä työkooneilla, kuten pyöräkuormaajalla tai imuautolla (Cornwell & Roth 2011).

2.3.3 Mekaaniset vedenerotusmenetelmät

Vesilaitoksien saostuslietteiden mekaanisessa vedenerotuksessa yleisesti käytettyjä laitteita ovat lingot, suotonauhapuristimet, imusuodattimet sekä kammiosuotopuristimet ja

sen muunnokset (Cornwell & Roth 2011; Crittenden *et al.* 2012; Gross *et al.* 2012). Mekaanisilla laitteilla etuina verrattuna luonnollisiin vedenerotusmenetelmiin on pienempi tilantarve, mutta käyttö- ja energiakustannukset ovat korkeammat. Mekaanisten vedenerotusmenetelmien suorituskykyä ja mitoitus tietoja on esitetty taulukossa 3.

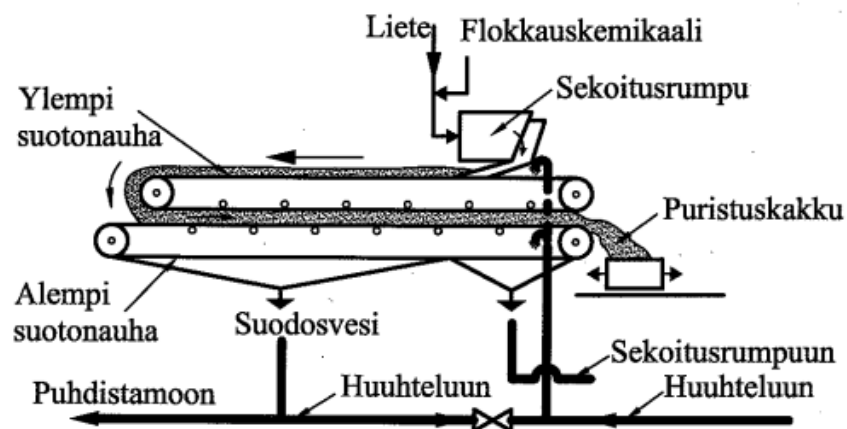
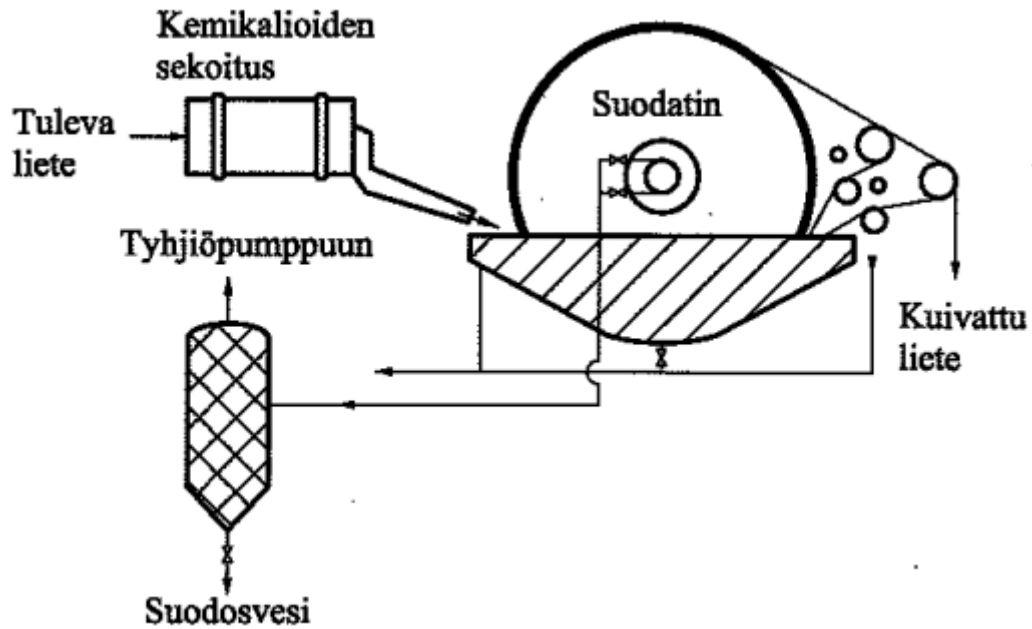
Taulukko 3. Mekaanisten vedenerotusmenetelmien mitoitus- ja suorituskykytietoja.

Parametri	Imusuodatin	Suotonauhapuristin	Linko	Kammiosuotopuristin
Syötön kuiva-ainepitoisuus (%)	2 – 6	2 – 5	1 – 6	2 – 5
Kuiva-aineen saanti (%)	96 – 99+	90 – 99	90 – 96	–
Lietekakun kuiva-ainepitoisuus (%)	15 – 25	10 – 30	12 – 30	20 – 50
Rejektiveden kiintoainepitoisuus (mg/l)	10 – 20	950 – 1500	–	alle 10 ¹
Kuiva-aineen kuormitus	–	135 – 360 kg/h*m	alle 5000 kg/h ²	–
Polymeeri (kg/t-TS)	–	1 – 6,8	1 – 15	2 – 4
Käyttöpaine (kPa)	127 – 508	–	–	690 – 1570

¹Kun liete on kunnostettu optimaalisesti. ²Riippuu lingon koosta. Lähteet: Verrelli (2008), Cornwell & Roth (2011), Crittenden *et al.* (2012), Gross *et al.* (2012).

Imusuodattimia (kuva 11) on käytetty kalkkilietteiden vedenerotukseen, mutta saostuslietteiden vedenerotukseen imusuodattimet eivät yleensä ole riittäviä (Russel *et al.* 1996, s. 51; Cornwell & Roth 2011). Tyypillisesti saostuslietteiden vedenerotuksessa imusuodattimilla päästään noin 5 % kuiva-ainepitoisuuksiin (Verrelli 2008, s. 24).

Imusuodattimessa hitaasti pyörivä, suodatinviiralla päällystetty rumpu pyörii osittain upotettuna lietteessä (Karttunen 2004, s. 566). Rummun sisällä oleviin imulaatikoihin luodaan tyhjiöpumpulla tyhjiö, jolloin vapaa vesi erottuu suodatinkankaan lävitse ja liete jää suodatinkankaan päälle (Karttunen 2004, s. 566; Cornwell & Roth 2011). Teoreettinen maksimi paine-ero on 103 kPa (ilmanpaine), mutta käytännössä 70 kPa:n paine-ero on saavutettavissa (Cornwell & Roth 2011). Kuivattu liete erotetaan viirasta rummun vastakkaiselta puolelta, kuin mistä liete syötetään (Karttunen 2004, s. 566). Suodatuksen apuaineita käyttämällä on alumiinilietteilä päästy hyviin vedenerotustuloksiin (Crittenden *et al.* 2012). Vedenerotuksen suorituskyky- ja mitoitusarvoja apuaineita käyttävällä imusuodatuksella on esitetty taulukossa 3.



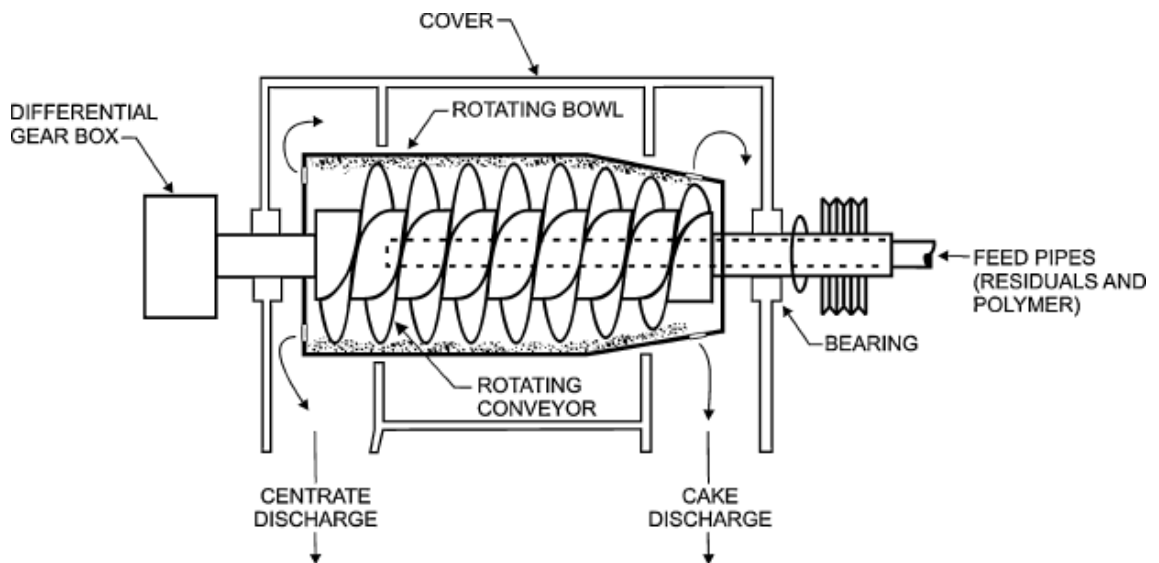
Kuva 11. Imusuodatin (ylempi, Karttunen 2004, s. 566) ja viirapuristin (alempi, Karttunen 2004, s. 568).

Suotonauhapuristimia, josta käytetään myös nimeä viirapuristin on monilla erilaisilla telarakenteilla, yksinkertaisimmillaan viirojen liikesuunta on vaakasuora (Karttunen 2004, s. 567). Vaakasuora viirapuristin on esitetty kuvassa 11. Vaikka suotonauhapuristimia on malliltaan hyvin erilaisia, yleensä ne voidaan jakaa kolmeen eri vyöhykkeeseen: kemikaalin sekoitukseen; painovoimaiseen vedenerotukseen ja puristukseen (Cornwell & Roth 2011; Gross *et al.* 2012). Alkuun liete sekoitetaan käytettyyn kemikaaliin, jonka jälkeen se johdetaan huokoiselle suotonauhalle. Suotonauhalla vapaata vettä erottuu painovoiman vaikutuksesta (Gross *et al.* 2012). Tämän jälkeen liete johdetaan kahden supistuvan suotonauhan väliin, mikä luo paineen lietteeseen (Karttunen 2004, s. 567). Liete puristuu suotonauhojen väliin ja vapaa vesi poistuu suotonauhojen lävitse (Cornwell & Roth 2011). Lietekakku poistetaan suotonauhalta joko kaapimilla tai sen annetaan tippua

painovoiman avulla (Gross *et al.* 2012). Tyypillisiä suorituskyky- ja mitoitusarvoja suotonauhapuristimille on esitetty taulukossa 3.

Suotonauhapuristimella ei saavuteta yleensä yhtä kuivia lietekakkuja, kuin muilla mekaanisilla vedenerotuslaitteilla ja suotonauhapuristin vaatii yleensä valvontaa (Gross *et al.* 2012). Etuina suotonauhapuristimen käytössä on Gross *et al.* (2012) mukaan alhaisempi energiankulutus, laaja kokemus laitteen käytöstä vedenerotuksessa ja laitteiston edullinen hinta.

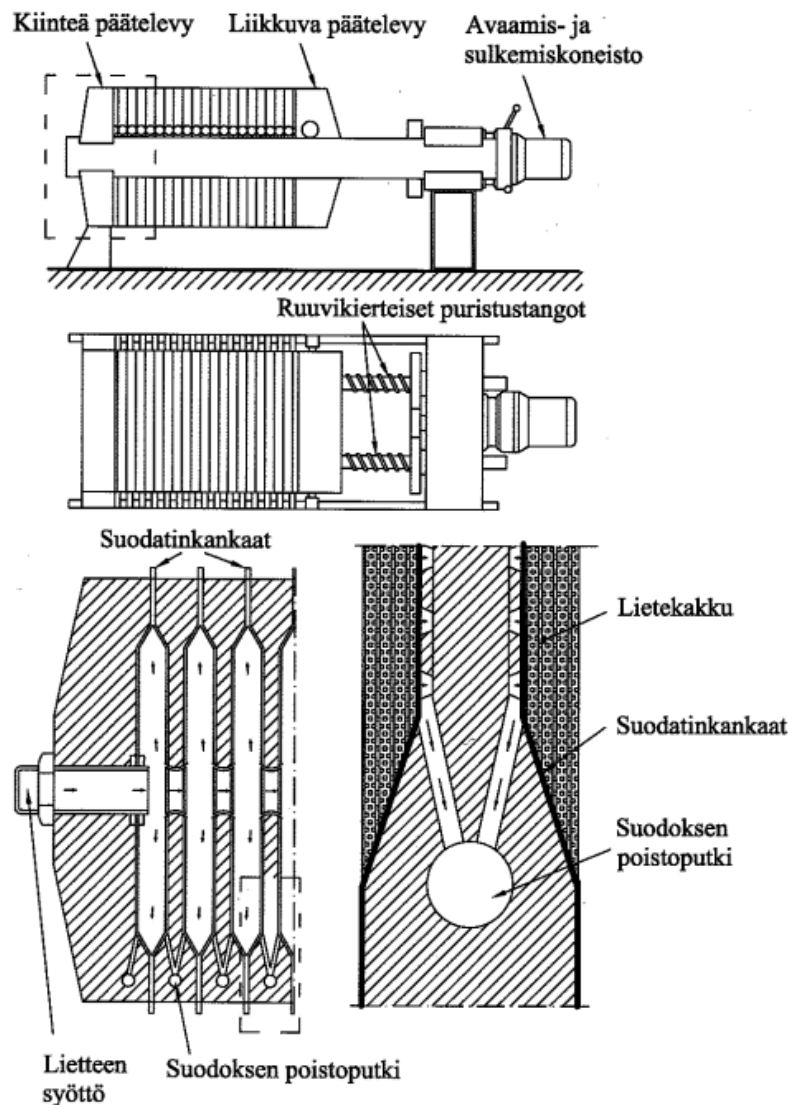
Eri valmistajien lingoissa saattaa olla eroja mm. lietteen syötössä, materiaalien ja lietteenpoiston osalta (Karttunen 2004, s. 568), mutta vedenerotus kaikissa lingoissa tapahtuu luomalla keskipakoisvoima lietteeseen (Gross *et al.* 2012). Lietteeseen kohdistuu linkoja käytettäessä 1500 – 4000 kertainen voima painovoimaan verrattuna (Cornwell & Roth 2011; Gross *et al.* 2012). Lingo poikkileikkaus on esitetty kuvassa 12.



Kuva 12. Lingo poikkileikkaus (Gross *et al.* 2012).

Lingoissa on pyörivän rummun sisällä hieman eri nopeudella pyörivä ruuvikuljetin. Liettettä syötetään jatkuvasyöttöisesti ja kiintoaine painuu rummun seinää vasten. Hieman eri nopeudella pyörivä ruuvikuljetin kerää kiintoaineen rummun seinästä ja kuljettaa sen lingo päätyyn, mistä se poistuu painovoimaisesti. Erottunut vesi poistuu lingo toisesta päästä. (Cornwell & Roth 2011) Linkojen etuja muihin mekaanisiin laitteisiin on jatkuvasyöttöinen prosessi ja korkea lietteen käsittelymäärä laitteiston vaatimaan tilaan suhteutettuna (Gross *et al.* 2012). Karttunen (2004, s. 568) toteaa myös, että linkoa käytettäessä kuiva-ainepitoisuus on helpommin säädettävissä kuin muilla mekaanisilla laitteilla. Gross *et al.* (2012) mukaan mahdollisia huonoja puolia lingoilla on pyörivän liikkeen aiheuttaman kulutuksen huoltotoimet ja kustannukset sekä korkeampi meluhaitta.

Kammiosuotopuristimia on kahta toiminnaltaan erilaista mallia; kammio-tilavuudeltaan kiinteä (kuva 13) ja kammio-tilavuudeltaan muuttuva kammiosuotopuristin (Gross *et al.* 2012). Kammiosuotopuristimet ovat panosprosesseja, jotka perustuvat lietteen suodatukseen kovassa paineessa, jopa 1570 kPa (Cornwell & Roth 2011). Kammiosuotopuristin koostuu monesta neliönmuotoisesta koverasta levystä, jotka on päällystetty suodatinkankaalla (Gross *et al.* 2012). Levyt puristetaan yhteen yleensä hydraulisesti, jolloin ne muodostavat kammioita (Gross *et al.* 2012). Myös elektromeekaanisia puristimia käytetään (Crittenden *et al.* 2012).



Kuva 13. Kammiosuotopuristin (Karttunen 2004, s. 567).

Suodatuksen alussa liete syötetään kammioihin, jolloin kiintoaine jää suodatinkankaan pinnalle ja vapaa vesi suodattuu kankaan lävitse (Cornwell & Roth 2011). Suodatinkankaan pinnalle muodostuu nopeasti kerros kiintoaineesta ja jatkossa liete suodattuu kiintoainekerroksen lävitse (Cornwell & Roth 2011). Suodatinkangas vaikuttaa suodatusnopeuteen vain suodatuksen alussa (Cornwell & Roth 2011). Lietettä pumpataan kammioihin kunnes haluttu paine on saavutettu, yleensä 690 kPa tai 1550 kPa (Gross *et al.* 2012).

Kammiosuotopuristin on panosprosessi ja lietettä voidaan syöttää kunnes haluttu kiintoainepitoisuus on saavutettu (Gross *et al.* 2012). Tämän jälkeen levyt avataan ja kiintoaine poistetaan levyjen pinnalta (Gross *et al.* 2012). Kammiosuotopuristimen suorituskyky- ja mitoitusarvoja on taulukossa 3.

Kammioilavuudeltaan muuttuva kammiosuotopuristin on uudempi versio kammioipuristimesta. Ennen levyjen avaamista joustavat kalvot, jotka ovat levyjä vasten, alkavat täyttyä paineistetulla vedellä tai ilmalla jokaisessa kammiossa (Gross *et al.* 2012). Kalvot puristavat lietekakua poistaen vapaata vettä (Gross *et al.* 2012). Kammioilavuudeltaan muuttuvat kammiosuotopuristimet tuottavat yleensä kuivemman lietekakun ja syklien aika on lyhyempi, 1 – 3 tuntia (Gross *et al.* 2012). Lieite myös irtoaa helpommin suodatinkankaista, kuin vanhemmissa kammiosuotopuristimissa (Cornwell & Roth 2011).

Kammiosuotopuristimia käytetään usein metallihydroksidilietteiden käsittelyyn, joiden vedenerotus on vaikeaa. Suodatinkankaita on monilla eri materiaaleilla, huokoskoolla ja kudontakuviolla. Lietteelle soveltuva suodatinkangas tulee selvittää joko pilottikokein tai samankaltaisten lietteiden käyttökokemusten perusteella. Kammiosuotopuristimien käytössä kiintoaine kerääntyy suodatinkankaisiin. Suurimmassa osassa kammiosuotopuristimia syklien lopussa on suodatinkankaiden painepesu vedellä ja jotkut valmistajat suosittelvat suodatinkankaiden happopesuja ajoittain. Saostuslietteiden kanssa käytetään polymeerejä ja/tai kalkkia kunnostuksessa sekä jauhettua piimaata suodatuksen apuaineena suodatinkankaiden tukkeutumisen estämiseksi (Cornwell & Roth 2011). Suodatinkankaiden kehityksen myötä yhä useammin ainoana kemikaalina käytetään polymeeriä, eikä suodatuksen apuaineita välttämättä tarvita. (Gross *et al.* 2012)

Kammiosuotopuristimella saavutetaan parempilaatuinen suodos ja korkeampi kiintoainepitoisuus lietekakussa, kuin muilla mekaanisilla vedenerotuslaitteilla (Gross *et al.* 2012). Kammiosuotopuristin on mekaanisesti luotettava ja se soveltuu hyvin kiintoainepitoisuudeltaan vaihteleville lietteille (Gross *et al.* 2012). Laitteiston suodatinkankaiden käyttöikä on rajallinen, yleensä 12 – 18 kk (Gross *et al.* 2012). Jotkin lietteet tukkivat kankaat helposti ja pääoma- ja käyttökustannukset ovat korkeat (Cornwell & Roth 2011; Crittenden *et al.* 2012; Gross *et al.* 2012). Kammiosuotopuristimen optimaalinen toiminta saattaa vaatia myös monimutkaisen kemikaalien annostuksen (Gross *et al.* 2012).

2.4 Lietteen loppusijoitus

Vesilaitoksille tavoitteena lietteen loppusijoitukselle on löytää taloudellinen, ympäristöystävällinen ja säädöksiä noudattava ratkaisu (Cornwell & Roth 2011; Crittenden *et al.* 2012). Lietteen ominaisuudet ovat tärkeitä tekijöitä mahdollisia loppusijoitusvaihtoehtoja mietittäessä. Esimerkiksi raskasmetallipitoisuudet saattavat rajoittaa loppusijoitusvaihtoehtoja. Lietteen käsittelyn ja loppusijoituksen kustannukset saattavat olla merkittävä osa vesilaitoksen investointi ja käyttökustannuksista (Gross *et al.* 2012).

Yleisimpiä lietteen loppusijoituksia ovat kaatopaikkasijoitus, purku jätevesiverkostoon, purku vesistöön, loppusijoitus lietealtaisiin tai erilaiset hyötykäyttövaihtoehdot (Crittenden *et al.* 2012; Gross *et al.* 2012). Kiristyvien lakien ja säädösten, kestäväen kehityksen ja nousseiden kustannusten myötä hyötykäyttövaihtoehdot ovat kasvattaneet suosiotaan (Cornwell & Roth 2011). Yleisiä hyötykäyttövaihtoehtoja ovat lietteen käyttö maanparannuskäytössä, kompostoinnissa, sementin valmistuksessa, tiilien valmistuksessa, jätevesilietteisiin sekoitettuna maatalouskäytössä ja koagulanttien regeneroinnissa (Gross *et al.* 2012)

2.4.1 Purku vesistöön

Saostuslietteiden purku vesistöön on ollut yleisin lietteiden loppusijoitus (Gross *et al.* 2012). Suomen vesilaitoksista yli 50 % johtivat lietteensä vesistöön vielä vuonna 1991 (Peltokangas *et al.* 1991). Nykyään ei saostuslietteitä ilmeisesti johdeta vesistöön (Laitinen 2014; Vainonen 2014). Vedenottamoiden huuhteluvesiä päästetään vielä vesistöön (Vainonen 2014). Kustannuksia lietteiden purkamisesta vesistöön ei juuri tule, mutta huomionarvoista on imagokysymykset, mahdolliset ympäristövaikutukset ja lainsäädäntö. Lainsäädäntö monissa Euroopan maissa rajoittaa lietteiden purkamista vesistöön. Esimerkiksi Tšekissä (Kyncl 2008) ja Iso-Britanniassa (Owen 2002) lainsäädäntö kieltää lietteen purkamisen suoraan vesistöön. Suomessa ympäristönsuojelulain mukaan toiminta, joka saattaa aiheuttaa vesistön pilaantumista, vaatii ympäristöluvan (L 713/2014).

Saostuslietteet sisältävät saostuskemikaalin lisäksi pääosin samoja ainesosia kuin raakavesi, mutta konsentroituneemmassa muodossa. Koagulaatiokemikaalit saattavat sisältää raskasmetalleja, jotka lisäävät lietteiden raskasmetallipitoisuuksia. Saostuslietteiden kiintoaine, liuenneet aineet, raskasmetallit ja orgaaninen aine aiheuttavat vesistöön kuormitusta sekä toksisia vaikutuksia vesieläimille (Gross *et al.* 2012). Lietteiden kertyminen vesistöön saattaa aiheuttaa myös umpeenkasvua ja ruoppaustarvetta (Gross *et al.* 2012).

Alumiinilietteiden toksisuutta vesieliöille on tutkittu enemmän alumiinin suuremman liukoisuuden johdosta. Alumiini on toksista kaloille jo pienissä pitoisuuksissa (0,1 mg/l) vesistöissä, joissa pH on alle 5,2 (Verrelli 2008, s. 30). Alumiinin toksisuus kasvaa myös pH:n noustessa yli 7 (Verrelli 2008, s. 30). Rautalietteitä ei yleensä pidetä kovinkaan toksisina, sillä rauta muuttuu nopeasti liukenemattomaan muotoon (Sotero-Santos *et al.* 2007). Rautalietteissä rauta on kolmiarvoisina liukenemattomina hydroksideina, jotka ovat vähemmän toksisia kuin kaksiarvoinen vapaa rauta. Happamissa vesistöissä metallien liukoisuus on suurempi, jolloin myös metallien toksiset vaikutukset saattavat korostua. Orgaanisen aineen korkea pitoisuus vesistöissä vähentää metallien toksisuutta (Verrelli 2008, s. 30). Tutkimuksessa, jossa tutkittiin ferrikloriitin toksisuutta vesieliöille, ei havaittu akuutteja toksisia vaikutuksia vesieliöille (Sotero-Santos *et al.* 2007). Vesikirpun lisääntymisen huomattiin vähenevän, mutta ei pystytty osoittamaan, johtuiko tämä ferri-

kloridista vai lietteen sisältämistä raskasmetalleista. Vesilaitoslietteiden kertyminen vesistöjen sedimentteihin saattaa vaikuttaa myös pohjaeläinten monimuotoisuuteen, ja täten myös joidenkin kalalajien ruuanlähteisiin (Russel *et al.* 1996).

2.4.2 Yhdistäminen jätevesilietteilisiin

Saostuslietteiden purku jätevesiverkostoon on yleinen tapa, eikä se vaadi lietteen esikäsitteilyä (Gross *et al.* 2012). Lietteenkäsittelyn kustannukset siirtyvät tällöin jätevedenpuhdistamolle. Jätevedenpuhdistamolla liete käsitellään muun jäteveden ohella ja muodostunut liete käsitellään usein tiivistämällä ja mekaanisella vedenerotuksella, joillakin laitoksilla on myös oma mädättämö. Lietteen loppusijoitus vaihtelee eri jätevedenpuhdistamoilla, mutta suuri osa jätevedenpuhdistamon lietteistä menee Suomessa viherrakentamiseen ja maisemointiin (80 %), eurooppalaisittain tavanomaisimmat loppusijoitukset ovat viherrakentaminen, maatalouskäyttö ja poltto (Rantanen *et al.* 2008).

Saostusten saostuslietteiden purku jätevesiverkostoon lisää jätevedenpuhdistamon hydraulista-, orgaanista- ja kiintoainekuormaa, mikä lisää puhdistamon käyttö- ja huoltokustannuksia (Gross *et al.* 2012). Saostuslietteiden vaikutus jätevedenpuhdistamoiden prosessiin vaihtelee paikallisten olosuhteiden, kuten lietteiden ominaisuuksien, lietteiden kuormituksen, jätevedenpuhdistamon kapasiteetin ja lietteiden lisäyskohdan mukaan (Verrelli 2008, s. 31). Saostuslietteiden tuottama hydraulinen ja orgaaninen kuorma eivät yleensä aiheuta häiriöitä jätevedenpuhdistamoille, mutta orgaaninen kuorma vaihtelee paljon riippuen raakavesilähteen ominaisuuksista ja sen vaikutukset on hyvä ottaa huomioon orgaanisen aineen määrän ollessa suuri raakavesilähteessä. Merkittävä tekijä saostuslietteillä jätevedenpuhdistamon toiminnassa on lisääntyneen kiintoaineen määrä, joka kuormittaa lietteen selkeytystä, aktiivilieteprosessia, lietteen vedenerotusta ja lisää muodostuvan lietteen määrää. Erityisesti esiselkeytyslietteen määrän voi olettaa kasvavan samassa suhteessa lisätyn saostuslietteen kanssa. (Russel *et al.* 1996)

Jätevedenpuhdistamo saattaa hyötyä vesilaitosten saostuslietteistä vähentyneen rikkivedyn ja struviitin muodostumisen (Edwards *et al.* 1997), lisääntyneen fosforin poiston (Asada *et al.* 2010), lisääntyneen kiinto-aineen poiston, lisääntyneen BOD/COD:in poiston tai metallien sitomisen myötä (Russel *et al.* 1996; Blakemore *et al.* 1998). Edwards *et al.* (1997) ei tutkimuksessaan huomannut vaikutusta BOD:in poistoon ja Asada *et al.* (2010) puolestaan raportoi nitrifikaation huonontuneen. Esiselkeytyksen lietteen laskeutuvuuden (Russel *et al.* 1996; Blakemore *et al.* 1998), esiselkeytyksen ylijooksun laadun ja mädätyksen tehokkuuden on todettu heikentyneen (Cornwell & Roth 2011). Lietteillä voi olla myös muita haitallisia vaikutuksia, kuten suurten raskasmetallipitoisuuksien, tai muiden toksisten aineiden aiheuttamaa inhibitiota (Cornwell & Roth 2011). Lietteiden vastaanotto voi johtaa lisääntyneen kuormituksen myötä jätevedenpuhdistamon prosessien ylikuormittumiseen tai häiriöihin, joita voivat olla esimerkiksi esiselkeytyksen, lietteenpoiston ja/tai lietteen vedenerotuksen ylikuormittuminen (Russel *et al.* 1996).

Jätevedenpuhdistamo saattaa kieltäytyä ottamasta vastaan lietteitä tai asettaa ehtoja verkostoon pumpatun lietteen määrälle, laadulle ja pumppaukselle, jotta liete ei aiheuta prosessihäiriöitä jätevedenpuhdistamolle. Usein nämä ehdot saattavat sisältää pitoisuusrajoja BOD:lle ja kiintoaineelle, rajoituksia pumpatun lietteen virtaamalle, rajoituksia kiintoaineen kokonaismäärälle ja ennakkoilmoituksen ennen lietteiden pumppausta. Joskus vaaditaan myös lietteiden pumppauksen keskeyttämistä, jos sademäärät ovat korkeat. Lietteen laadulle saatetaan myös antaa rajoituksia koskien esimerkiksi raskasmetallipitoisuuksia tai pH:ta. Yleisin näistä ehdoista on lietteen virtaaman tasaaminen, jotta kuormituspiikeiltä vältytään. Laadulliset rajoitukset saattavat liittyä lietteiden biotoksisuuteen tai putkistoa korrosoiviin ominaisuuksiin. Näiden ehtojen täyttäminen saattaa vaatia vesilaitokselta muun muassa säilytysaltaita lietteelle tai lisäkäsittelyä. (Russel *et al.* 1996)

Saostuslietteet voidaan kuljettaa jätevesilaitokselle myös säiliöautoilla tai erillisputkessa pumppaamalla. Kun lietteet eivät ole sekoittuneena yhdyskuntajäteveeseen, voidaan lietteet laskea suoraan jätevesilaitoksen lietteenkäsittelyyn. Johtamalla saostuslietteet suoraan jätevedenpuhdistamon lietteenkäsittelyyn voidaan välttää mahdolliset haitalliset vaikutukset jätevedenpuhdistusprosessille (Verrelli 2008, s. 33). Saostuslietteiden sekoittaminen jätevesilietteisiin johtaa usein jätevesilietteiden raskasmetallipitoisuuksien laskuun, koska pitoisuudet vesilaitosten saostuslietteissä ovat pienemmät. Lietteen alhaisemmat raskasmetallipitoisuudet tekevät tuotteesta houkuttelevamman kuluttajan näkökulmasta. Lietteiden yhdistäminen myös poistaa tarpeen erillisille luville ja laadun seurannoille. Yhdistettyjä lietteitä voidaan kompostoida tai käyttää maanparannuksessa ja maataloudessa. Kompostointiin on onnistuneesti käytetty lietteitä, joissa on alle 25 % vesilaitosten saostuslietteitä. (Cornwell & Roth 2011)

2.4.3 Kaatopaikkasijoitus

Kaatopaikkasijoitus on yleensä vaihtoehto silloin, kun mitään hyötykäyttövaihtoehtoja ei ole mahdollista käyttää (Cornwell & Roth 2011). Perinteisesti kaatopaikkasijoituksella tarkoitetaan lietteiden läjitystä kaatopaikoille. Suomessa yhdyskuntalietteiden kaatopaikkasijoitus on vähäistä ja se onkin vähentynyt viime vuosikymmeninä (Lohiniva *et al.* 2001). Vuonna 2011 yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla muodostuneista lietteistä 1,2 % läjitettiin kaatopaikoille (VVY 2011). Euroopassa kaatopaikkasijoittaminen on vähäistä (Rantanen *et al.* 2008). Kaatopaikkojen vastaanottokustannukset saattavat olla suuri osa lietteenkäsittelyn kustannuksista (Gross *et al.* 2012). Liete vaatii tiivistyksen ja vedenerotuksen kuljetus- ja vastaanottokustannusten minimoimiseksi ja jotta se hyväksytään kaatopaikalle.

Saostuslietteet luokitellaan harvoin vaaralliseksi jätteeksi, mutta esimerkiksi korkeat arseenipitoisuudet lietteessä saattavat joskus johtaa lietteen luokittamiseen ongelmajätteeksi (Gross *et al.* 2012). Suomessa valtioneuvoston asetus kaatopaikoista (A 331/2013) estää jätteiden kaatopaikkaläjityksen, joiden orgaanisen hiilen kokonaismäärä on yli 3 % kuiva-ainepainosta. Säännös orgaanisen hiilen kokonaismäärästä astuu voimaan 1.1.2016,

joten käytännössä vesilaitosten saostuslietteiden sijoitus kaatopaikalle ei ole enää mahdollista vuoden 2015 jälkeen. Asetus perustuu EU-direktiiviin (S 1999/31/EC), joka tähtää orgaanisen jätteiden kaatopaikkasijoituksen vähentämiseen.

2.4.4 Maanparannuskäyttö

Maanparannuskäytöllä käsitellään tässä luvussa vesilaitosten saostuslietteiden käyttöä lannoitteena, viherrakentamisessa, maanparannusaineena tai maarakentamisessa. Lietteet saattavat raakavesilähteestä ja koaguloitkemikaalin puhtaudesta riippuen sisältää merkittäviä pitoisuuksia haitta-aineita, kuten raskasmetalleja. Näiden pitoisuus on hyvä selvittää ennen mahdollista maanparannuskäyttöä. Maaperän pH:n ollessa 5 – 8 ei toksisuus yleensä ole ongelma, sillä lietteiden metallit ovat vähäliukoisia kyseisellä pH alueella (Dassanayake *et al.* 2015). Kun pH laskee alle 5, metallien liukoisuus, etenkin alumiinin nousee ja toksisia vaikutuksia voi esiintyä kasveissa (Verrelli 2008, s. 44). Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista määrää sallittujen raskasmetallien ja taudinaiheuttajien/indikaattoribakteerien määrän maanparannuskäytössä (MMM 24/11).

Lietteet sisältävät orgaanista ainesta ja raakaveden sedimenttejä, joten ne muistuttavat ominaisuuksiltaan hienojakoista maata (Dayton & Basta 2001). Lietteillä on joissakin tapauksissa maaperää parantavia vaikutuksia, kuten parantunut vedensitomiskyky tai myönteiset vaikutukset maaperän pH-arvoon (Babatunde & Zhao 2007). Lietteillä voi olla lisäarvoa maaperälle mineraalien, kuten raudan, tai orgaanisen aineen muodossa (Gross *et al.* 2012). Rautasaostumat saattavat kuivuessaan toimia maaperää kiinteyttävinä tekijöinä (Babatunde & Zhao 2007). Muita raportoituja hyötyjä ovat maaperän parantunut rakenne, huokoisuus, hydraulinen johtavuus ja ravinnepitoisuus (Dassanayake *et al.* 2015).

Saostuslietteissä fosfori ei ole biosaatavassa muodossa vaan sitoutuneena raudan tai alumiinin yhdisteisiin (Lombi *et al.* 2010). Lisäksi lietteet sitovat maasta liukoista fosforia, johtaen biosaatavan fosforin vähenemiseen (Cornwell & Roth 2011). Tästä syystä vesilaitosten saostuslietteet eivät yleensä tarjoa hyötyä lannoituskäytössä, mutta lietteitä on käytetty myös lannoitevalmisteena, kun niitä on yhdistetty jätevesilietteiden tai biolietteiden kanssa (Gross *et al.* 2012). Dayton & Basta (2001) toteaa, että maaperän kasvien käytössä olevan liukoisen fosforin määrä vähentyi, kun maaperä sisälsi yli 10 % lietettä, joten lietteitä olisi mahdollista käyttää maaperän parantajana peltoviljelyssä oikeassa suhteessa käytettynä. Yhdistettyjä lietteitä voidaan käyttää myös muussa maanparannuskäytössä (esimerkiksi viherrakentaminen) tai kompostoinnissa (Cornwell & Roth 2011). Kompostoinnissa saostuslietteet tuovat täyteainetta, kosteutta, pH-säätöä ja orgaanista ainetta (Gross *et al.* 2012)

Lietteitä voidaan käyttää kosteikkojen ja suojavyyöhykkeiden rakennusaineena maatalouden tai eutrofisten maiden ravinnehuuhtoumien ehkäisemisessä. Ravinnehuuhtoumat aiheuttavat ravinnekuormia vesistöihin ja rehevöityminen vaikuttaa vesistöjen ekologiseen

tilaan. Monet tutkimukset ovat todistaneet, että saostuslietteet adsorboivat tehokkaasti liukoista fosforia maaperästä ja liuoksista ja että fosfori pysyy adsorboituna lietteeseen pysyvästi (Yang *et al.* 2006, Babatunde *et al.* 2009; Lombi *et al.* 2010; Ippolito *et al.* 2011). Tutkimusten mukaan vesilaitosten saostuslietteet pystyvät adsorboimaan fosforia 1740 – 37000 mg/kg-SS ja liete adsorboi myös monia raskasmetalleja. Babatunde *et al.* (2011) tutki kaksivaiheisen rakennetun kosteikon tehoa maatalouden jätevesiin, jossa alustan rakenteena käytettiin vedestä erotettua alumiinilietettä. Alumiinilietteillä rakennetun kosteikon etuina tavanomaisiin kosteikkoihin nähden oli korkeampi fosforin vähenemä, mikä on todettu myös muissa samankaltaisissa tutkimuksissa (Dassanayake *et al.* 2015). Runsasravinteiset maaperät, joissa fosforia on liikaa ja joista koituu ravinnehuuhtoumia vesistöihin, ovat myös käyttökelpoisia kohteita saostuslietteiden levittämiseen.

Siirtonurmen kasvatukseen rautalietteiden on todettu soveltuvan hyvin (Owen 2000; Cornwell & Roth 2011). Siirtonurmella on matala ravinnetarve ja kasvatusta vaatii suuria määriä kosteutta (Cornwell & Roth 2011). Kasvihuonetesteissä saostuslietteitä sekoitettiin maaperään 25, 50, 75 ja 100 % suhteessa. Lietteitä käytettäessä päästiin 3 – 4 kertaisesti suurempaan ruohon kasvuun kuin pelkkää maaperää käyttämällä (Cornwell & Roth 2011). Biosaatavan fosforin todettiin myös kasvaneen lietteissä siirtonurmen kasvatuksessa (Cornwell & Roth 2011).

Myös lietteen metsälevitystä loppusijoituksena on tutkittu. Kahdessa eri tutkimuksessa (Bubgee & Frink 1985; Grabarek & Krug 1987) tutkittiin alumiinilietteiden käyttöä metsänhoidossa. Tutkimuksissa ei havaittu alumiinilietteillä olevan merkittäviä vaikutuksia metsäalueiden ekologiassa.

Saostuslietteitä voidaan käyttää myös hyväksi maa-aineksen valmistuksessa. Lietettä voidaan sekoittaa maa-ainekseen parantamaan vedensitomiskykyä ja tuomaan ravinteita (Cornwell & Roth 2011). Lietteitä on myös käytetty kaatopaikkojen kattamiseen, täytemaana rakentamisessa, teiden pohjana ja teiden päällysteen täyteaineena (Babatunde & Zhao 2007; Gross *et al.* 2012). Avaintekijöitä lietteiden käytössä kaupallisissa tuotteissa on osapuolten välinen pitävä sopimus, lietteiden tasalaatuisuus ja luotettava lietteiden toimitus (Cornwell & Roth 2011).

2.4.5 Koagulanttien talteenotto lietteestä

Rauta- ja alumiinikoagulanttien talteenotto saostuslietteistä, eli regenerointi on mahdollista happokäsittelyllä (usein rikkihapolla) alentamalla tiivistettyjen lietteiden pH 1 – 3 ja erottamalla kiintoaine liuksesta dekantoimalla (Verrelli 2008, s. 47). Alumiinin saanto on ollut kyseisellä menetelmällä 60 – 90 % (Verrelli 2008, s. 47; Dassanayake *et al.* 2015). Koagulanttien regenerointiin on kehitelty monia ioninvaihtoon ja kalvosuodatukseen perustuvia teknologioita (Keeley *et al.* 2012). Regeneroinnin ongelmia on kustannustehokkuus sekä epäpuhtauksien, kuten orgaanisen aineen ja raskasmetallien liukeminen regeneroituun kemikaaliin (Petruzzelli *et al.* 2000; Keeley *et al.* 2012; Keeley *et*

al. 2014). Ioninvaihtomenetelmillä on regeneroidun kemikaalin laatu saatu yhtä hyväksi tai paremmaksi, kuin kaupallisten koagulanttien (Petruzzelli *et al.* 2000) ja sillä on päästy 95 % alumiinin saantoon (Verrelli 2008, s. 47). Tutkimukset koagulanttien regeneroinnissa ovat pääosin keskittyneet alumiiniin (Keeley *et al.* 2014). Lietteen regeneroinnissa muodostuu happamia jätevirtoja, joiden käsittely ja loppusijoitus tulee ottaa huomioon kustannuksia arvioitaessa.

Isossa-Britanniassa tehty tutkimus (Keeley *et al.* 2012) vertasi kolmella eri tekniikalla (Donnan dialyysi, ultrasuodatus ja elektrodialyysi) tehtyä koagulanttien regenerointia ja niiden kustannuksia. Kustannuksissa ei huomioitu pääoma-, huolto-, työvoima- tai kuljetuskustannuksia. Tutkimuksessa todettiin ultrasuodatuksen olevan taloudellisesti kannattava alumiinikoagulantin regeneroinnissa, jos myös käytetty happo regeneroidaan lietteestä. Rautakoagulantin regeneroinnissa kulut olivat samaa suuruusluokkaa, kuin koagulantin ostamisella. Rautakoagulantin edullisuuden takia taloudellista hyötyä ei saavutettu. Tutkimuksessa oletettiin, että prosessista muodostuva liete sijoitetaan kaatopaikalle, mikä vaikutti merkittävästi kuluihin. Ilman loppusijoituksen kustannuksia myös elektrodialyysi happoregeneroinnin kanssa ja ultrasuodatus ilman happoregenerointia oli taloudellisesti kannattavaa alumiinikoagulanttia regeneroidessa. Ilman loppusijoituksen kustannuksia myös rautakoagulanttia regeneroidessa saavutettiin ultrasuodatuksella taloudellista hyötyä käytettäessä hapon regenerointia.

Ultrasuodatuksessa kalvosuodattimen läpäisee koagulantin lisäksi myös muut pienimolekyyliset epäpuhtaudet. Keeley *et al.* (2014) mittasi tutkimuksessaan 87 % saannon alumiinille ja 42 % orgaanisen aineen läpipääsyn ultrasuodatuksessa. Raudalle lukemat olivat 78 – 87 % saanti ja 56 – 70 % orgaanisen aineen läpipääsy. Läpipäässeeseen orgaanisen aineen todettiin huonontavan koagulantin tehoa sameuden ja orgaanisen aineen poistossa. Regeneroidun koagulantin orgaanisen aineen ja metallien pitoisuudet olivat reilusti yli koagulanttien sääntelystandardien. Ioninvaihdolla regenerointi antaa paremman regeneroidun koagulantin laadun, mutta toistaiseksi sitä ei ole todettu taloudellisesti kannattavaksi (Keeley *et al.* 2012; Keeley *et al.* 2014). Regeneroitujen koagulanttien jatkokäyttö on mahdollista myös jätevedenpuhdistuslaitoksilla. Regeneroinnissa liuenneet epäpuhtaudet eivät yleensä vaikuta jäteveden puhdistukseen heikentävästi (Ishikawa *et al.* 2007, Xu *et al.* 2009). Ishikawa *et al.* (2007) totesi regeneroidun koagulantin olevan tehokkaampi puhdistamaan jätevettä fosforin, typen ja COD:in osalta kuin kaupallinen koagulantti.

Lietteen regeneroinnin etuja ovat pienentynyt lietteen määrä ja siitä aiheutuvat säästöt, vähentyneet metallipitoisuudet lietteessä, kemikaalien kierrätys sekä säästöt kemikaalikustannuksissa (Babatunde & Zhao 2007). Kustannuksissa on otettava huomioon työvoima-, kuljetus-, käyttö-, pääoma-, operointi-, kemikaalikustannukset (Ishikawa *et al.* 2007). Lisäksi koagulantin regenerointi saattaa olla kompleksinen prosessi (Babatunde & Zhao 2007). Regeneroinnissa muodostuneen lietteen loppusijoitus saattaa aiheuttaa myös lisäkustannuksia, jos sitä ei voida päästää vesistöön, jätevedenpuhdistamolle tai käyttää

hyödyksi. Regeneroinnissa muodostuneen lietteen käytöstä ja ominaisuuksista on vähän tutkimuksia, mutta esimerkiksi käyttöä jäteveden puhdistuksen fosforinsaostuksessa on ehdotettu (Yang *et al.* 2014). Joitakin sovelluksia koagulantin uudelleenkäytöstä toteutetaan käytännössä muun muassa Ranskassa ja Japanissa (Babatunde & Zhao 2007, Ishikawa *et al.* 2007).

2.4.6 Muut loppusijoitukset

Monia muita innovatiivisia loppusijoituksia on tutkittu ja toteutettu maailmalla, kuten saostuslietteiden käyttöä tiilin, sementin ja keramiikan valmistuksessa sekä jätevesien puhdistuksessa adsorbenttina (Owen 2002; Babatunde & Zhao 2007; Gross *et al.* 2012; Hegazy *et al.* 2012; Dassanayake 2015). Paljon orgaanista ainetta sisältävien lietteiden energiasisältöä voidaan hyödyntää lietteen poltossa tai ylikriittisissä prosesseissa (Hsieh & Raghu 1997; Dassanayake *et al.* 2015). Jotkin pienemmät vesilaitokset saattavat käyttää lietealtaita lietteen loppusijoituspaikkana (Gross *et al.* 2012).

Tiilien raaka-aineena on onnistuneesti käytetty lietteitä joiden kemiallinen koostumus vastaa saven ominaisuuksia (Hegazy *et al.* 2012). Tiilien valmistuksessa käytettiin 75 % alumiinilietteitä ja 25 % riisin kuorien tuhkaa. Tiilien ominaisuudet olivat tutkimuksen mukaan paremmat, kuin kontrollitiilien, jotka valmistettiin savesta. Myös pienempiä määriä lietteitä (alle 10 %) on onnistuneesti käytetty tiilien valmistuksessa (Babatunde & Zhao 2007). Lietteitä on käytetty saven korvikkeena myös sementin valmistuksessa (Babatunde & Zhao 2007). Lietteiden käyttö sementin ja tiilien raaka-aineena edellyttää, että valmistaja on vesilaitoksen lähellä, jotta kuljetus on taloudellisesti kannattavaa (Keeley *et al.* 2012). Suuri vesipitoisuus, suuri orgaanisen aineen pitoisuus ja vaihteleva lietteen laatu saattaa vaikeuttaa tasalaatuisten tiilien valmistusta (Babatunde & Zhao 2007; Verrelli 2008, s. 50).

Vesilaitosten saostuslietteiden poltosta on kirjallisuudessa vähän tietoa. Ongelmana alumiinilietteiden poltossa on ollut alumiinikuonan kerääntyminen reaktorin seinille (Hsieh & Raghu 1997). Polton kannattavuus vaihtelee lietteiden ominaisuuksien mukaan. Pieni tuhkapitoisuus ja korkea orgaanisen aineen pitoisuus merkitsevät suurempaa energiasisältöä lietteessä. Lietteiden hyötyä mädätyksen stabilisoinnina voidaan myös pohtia. Vrieze *et al.* (2013) mukaan aktiivilietteet stabilisoivat biojätteen mädätystä ja todennäköisesti mädätyksen yksi tärkeimpiä stabilisointeja oli aktiivilietteen rauta. Saostuslietteiden orgaaninen aines tuskin antaa suurta lisäarvoa mädätykseen (humusta suuri osa), mutta rauta-koagulantilla saostetut saostuslietteet sisältävät runsaasti rautaa, joten ne saattaisivat myös soveltua mädätyksen stabiloimiseen.

Saostuslietteiden energiasisältöä voidaan hyödyntää myös ylikriittisissä hapetusprosesseissa (Dassanayake *et al.* 2015). Ylikriittisessä hapetusprosessissa liete kuumennetaan 374–500 °C 221 baarin paineessa ja prosessiin lisätään happea. Orgaaninen aine hapettuu eksotermisessä reaktiossa täydellisesti (>99,99 %) vedeksi, hiilidioksidiksi, hapeksi ja

typpikaasuksi ja epäorgaaniset aineet hapettuvat niukkaliukoisiksi saostumiksi. Prosessissa tuotetusta lämpöenergiasta voidaan tuottaa sähköä ja saostuneet epäorgaaniset aineet, kuten fosfori ja alumiini voidaan regeneroida inertistä saostumasta (SCFI 2015).

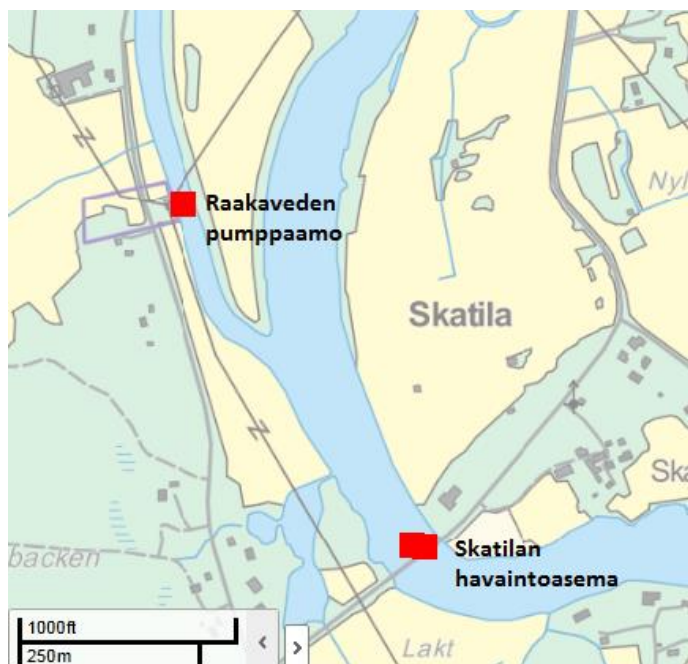
Saostuslietteiden käyttöä haitta-aineiden adsorbenttina jätevesistä on myös tutkittu laajalti (Babatunde & Zhao 2007; Verrelli 2008, s. 50; Nair & Ahammed 2013; Dassanayake *et al.* 2015). Alumiinilietteitä voidaan käyttää elohopean, lyijyn, seleenin, arseenin, kromin ja kuparin poistoon jätevesistä (Dassanayake *et al.* 2015). Lietteitä on käytetty myös jätevesien koagulanttina (Nair & Ahammed 2013) ja jätevesien fosforin poistoon onnistuneesti (Babatunde & Zhao 2007; Dassanayake *et al.* 2015).

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

Tutkimuksen kohteena on Vaasan Veden Pilvilammen vesilaitoksen esisaostus. Pilvilammen vesilaitos on valmistanut talousvettä Kyrönjoen vedestä vuodesta 1952 (Juuti & Katko 2006), ja vuodesta 1995 vesi on esisaostettu tasaamaan vesilaitokselle pumpatun veden laatua. Työn tavoite on verrata loppusijoitus- ja käsittelyvaihtoehtoja esisaostuksessa muodostuvalle lietteelle. Esisaostuksen lietteen vedenerotusta tutkittiin kammiosuotopuristimella ja polymeerikokeilla. Polymeerikokeissa tutkittiin lietteen laskeutuvuutta, kiintoainepitoisuutta ja suodatusnopeutta ilman polymeerejä ja polymeerien kanssa.

3.1 Kyrönjoki

Kyrönjoki on Etelä-Pohjanmaan ja Pohjanmaan maakunnissa sijaitseva joki, jonka pääuoma on 127 km pitkä (Tolonen 2014). Keskivirtaama joen alajuoksulla Skatilan havaintoasemalla vuosina 1980 – 2014 oli $44 \text{ m}^3/\text{s}$ (OIVA 2015). Kyrönjoen vesistö on vähäjärvistä, minkä seurauksena virtaamanvaihtelut ovat suuria (Tolonen 2014). Vuosien 1980 – 2014 keskialivirtaama Skatilan havaintoasemalla oli $4,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ja keskiylivirtaama $304 \text{ m}^3/\text{s}$ (OIVA 2015). Kyrönjoen suurin raakaveden ottaja on Vaasan kaupunki. Pilvilammen vesilaitoksen raakavedenpumppaamo sijaitsee joen alajuoksulla Mustasaaren Båskaksessa, lähellä Skatilan havaintoasemaa (kuva 14).



Kuva 14. Skatilan havaintoasema ja raakaveden pumppaamo (OIVA 2014).

Kyrönjoki on voimakkaasti hajakuormitettu vesistö. Kyrönjoen valuma-alueesta on 61 % metsää, 26 % peltoa, 6 % suota, 6 % rakennettua ympäristöä ja 1,4 % vesistöjä. Maataloutta on joen varsilla runsaasti ja suurin osa valuma-alueen turvemaista on ojitettu. (Tolonen *et al.* 2014) Suurin Kyrönjoen ravinnekuormittaja on peltoviljely. Peltoviljelyn fosforipäästöt vastaavat 60 % ja typpipäästöt 57 % koko valuma-alueen fosfori- ja typpi-kuormituksesta (Mäensivu & Teppo 2014). Valuma-alueesta noin 13 % on happamia (pH < 4) sulfaattimaita. Sulfaattimailta huuhtoutuu Kyrönjoen vesistöön sulfaatteja, jotka muodostavat veden kanssa rikkihappoa. Sulfaattit huuhtoutuvat vesistöön yhdessä metallien kanssa, etenkin runsaiden sateiden jälkeen (Tolonen 2014). Kyrönjoen ominaisuuksia Skatilan havaintoasemalta on taulukossa 4.

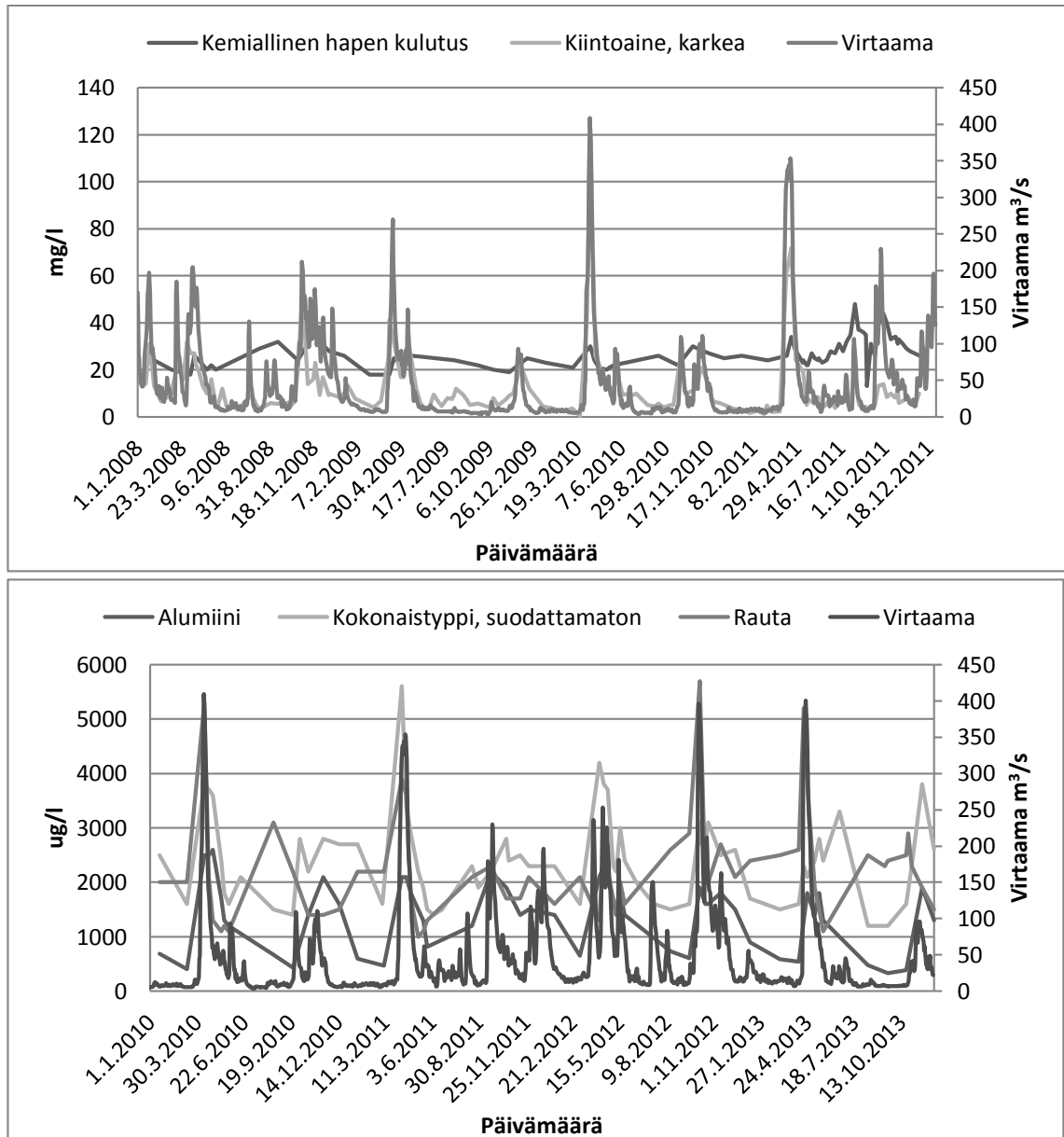
Taulukko 4. Kyrönjoen veden ominaisuuksia Skatilan havaintoasemalla vuosina 2004 - 2013 (OIVA 2014). Prosenttipisteet (5 ja 95 %) kertovat montako prosenttia mitatuista arvoista jää arvon alapuolelle.

	Min	Max	Ka	Med	5 %	95 %	Yks.
Alumiini	330	4300	1562	1500	475	2845	µg/l
Arseni	0,57	2,1	1,06	0,98	0,69	1,7	µg/l
COD (KMnO ₄)	12	46	25,4	25	17,4	36	mg/l
Elohopea, atomifluoresenssi	0,001	0,02	0,004	0,004	0,0014	0,007	µg/l
Kadmium	0,02	0,28	0,11	0,12	0,03	0,22	µg/l
Kiintoaine, karkea (1,2 µm)	2	180	17,8	10	3,8	54	mg/l
Kiintoaine, karkea*	0,5	91	10,55	6,9	2,5	29	mg/l
Kiintoaine, hieno (0,4 µm)	1	190	22,5	16	4,4	70	mg/l
Kokonaisfosfori, suodattamaton	15	330	77,5	67	43	160	µg/l
Kokonaisfosfori	4	68	22,7	21	7	45,5	µg/l
Kokonaistyyppi, suodattamaton	1100	5900	2410	2300	1400	3700	µg/l
Kromi	0,6	24	1,9	1,5	1	4,3	µg/l
Kupari	3	11	5,53	5,5	3,6	7,9	µg/l
Lyijy	0,09	2	0,56	0,47	0,3	1,3	µg/l
Mangaani	100	960	440	450	126	784	µg/l
Nikkeli	2,9	47,1	17,9	17,1	5,9	32,1	µg/l
pH	4,6	7,3	6	6	4,8	7,1	
Rauta	300	7500	2065	1900	1075	3800	µg/l
Sameus	2,8	120	20,5	13,5	6,4	63,4	FNU
Sinkki	4,5	85	33,66	33	7,45	60	µg/l
Sähkönjohtavuus	6,48	30	15,6	15	10	21	mS/m
Virtaama	3,22	409	45,1	23	6	161	m ³ /s
Väriluku	60	380	197	185	130	280	mg Pt/l

*Automaattimittaus

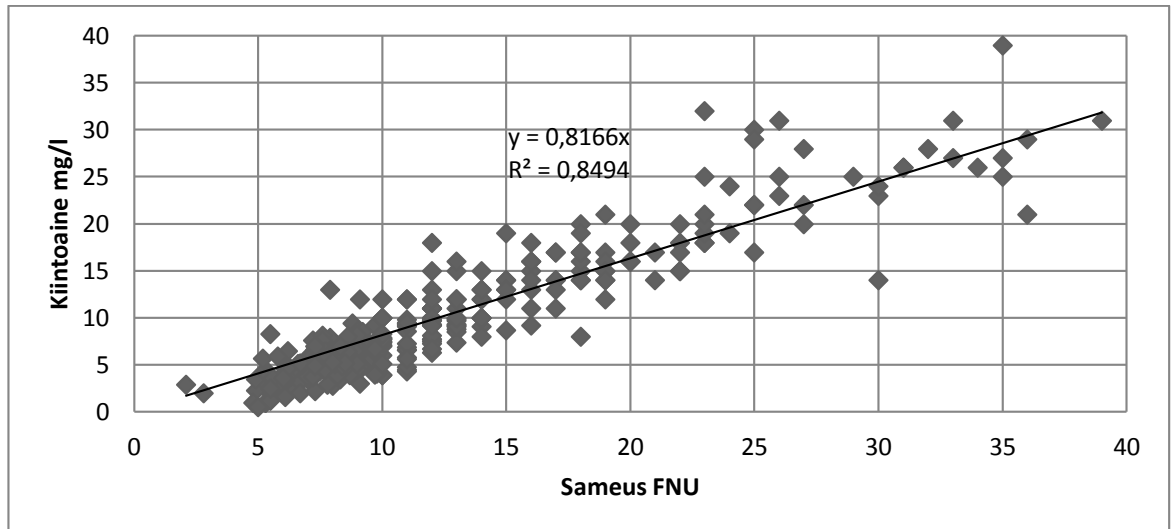
Kiintoainepitoisuus vaihtelee paljon (taulukko 4), mikä johtuu suurista virtaamavaihteiluista (kuva 15). Myös ravinteiden ja monien metallien kuten raudan, alumiinin ja mangaanin pitoisuudet vaihtelevat virtaaman mukaan (kuva 15). Skatilan havaintoaseman mittaukset painottuvat, sillä mittauksia on tehty useammin (3/kk) huhti-toukokuussa kuin

muina kuukausina (1/kk). Huhti-toukokuu on kevättulvien aikaa, jolloin Kyrönjoen virtaama on korkeimmillaan. Vuosien 1980 – 2014 huhtikuun keskivirtaama on $118 \text{ m}^3/\text{s}$ mikä on yli kaksi kertaa keskivirtaaman $43 \text{ m}^3/\text{s}$ (OIVA 2014). Mittauksia ei ole tehty helmi-, kesä- ja heinäkuussa. Skatilan havaintoasemalla on myös automaattimittaus, joka mittaa tiettyjä suureita tasaisin väliajoin. Vuosina 2004 – 2011 automaattimittauksissa karkean kiintoaineen ($1,2 \mu\text{m}$) keskiarvo oli $10,7 \text{ mg/l}$ ja mediaani $7,2 \text{ mg/l}$.



Kuva 15. Kiintoainepitoisuus, kemiallinen hapen kulutus ja virtaama (ylempi, v. 2008 - 2011) sekä alumiini, kokonaistyyppi, rauta ja virtaama (alempi, v. 2010 – 2013).

Kemiallinen hapen kulutus nousee virtaaman noustessa, mutta pitoisuuden nousu on prosentuaalisesti pienempi kuin kiintoaineen nousu (kuva 15). Suuret virtaamapiikit vaikuttavat myös ravinteiden ja metallien pitoisuuksiin nostavasti (kuva 15). Kiintoainepitoisuuden ja sameuden korrelaatio on esitetty kuvassa 16.

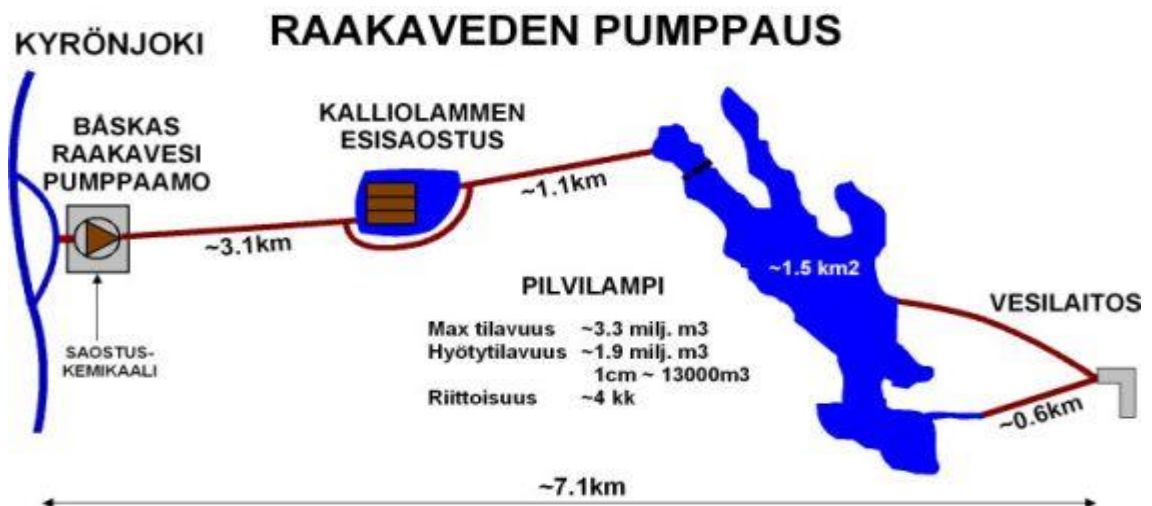


Kuva 16. Kiintoainepitoisuuden (karkea) ja sameuden korrelaatio (tuloksista poistettu yli 40 mg/l ja yli 40 FNU tulokset, v. 2004 - 2013) Kyrönjoessa (OIVA 2014).

Kiintoainepitoisuuden ja sameuden korrelaatio, kun kiintoainepitoisuus on alle 40 mg/l, on lineaarinen (kuva 16), mutta varianssi on suuri ($R^2 = 0,85$). Vuosina 2004 – 2013 kiintoainepitoisuuden ja sameuden suhde oli 0,33 – 1,65 keskiarvon ollessa 0,83. Kiintoainepitoisuus voidaan arvioida kertomalla sameus luvulla 0,8.

3.2 Esisaostus

Pilvilammen vesilaitos ottaa raakaveden Kyrönjoen vedestä. Kyrönjoesta vesi pumpataan Kalliolammen esisaostuksen kautta raakavesialtaana toimivaan Pilvilampeen (kuva 17). Raakaveden pumppaus voidaan pysäyttää korkean virtaaman aikana, jolloin vedenlaatu on huonoin. Raakavesialtaan riittoisuus on noin 4 kuukautta, kun Kyrönjoesta lopetetaan pumppaus. Raakavesialtaasta vesi pumpataan edelleen vesilaitokselle, josta se pumpataan kuluttajille vedenpuhdistusprosessien jälkeen.



Kuva 17. Kyrönjoen raakaveden pumppauksen virtauskaavio (Vaasan Vesi 2014).

Esisaostusta käytetään tavanomaisesti huhti-toukokuusta loka-marraskuuhun. Talvella esisaostusaltaan ollessa jäässä raakavesi pumpataan ohitusputken kautta suoraan raakavesialtaaseen. Saostuskemikaalia (ferrisulfaatti) syötetään suoraan raakavesiputkeen esisaostuksen ollessa käytössä. Esisaostusaltaassa liete laskeutuu altaan pohjaan, mistä se pumpataan vesilaitokselle. Kirkastettu vesi johdetaan ylivaluntana raakavesialtaaseen. Esisaostusaltaasta lietettä pumpataan kolmesti viikossa. Yhteenveto esisaostuksen raakaveden laadusta, määrästä ja prosessin toiminnasta on taulukossa 5.

Taulukko 5. Raakaveden ja esisaostuksen prosessiarvoja vuosina 2010 - 2014 (Vaasan Vesi 2015).

	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Yksikkö	Näytteitä
Pumppaus Kyrönjoesta	4390	5450	4955	1000 m ³ /a	
TOC-pitoisuus*	14,9	26,0	21,1	mg/l	71
TOC-vähennemä*	44,8	77,2	67,7	%	45
SUVA*	4,2	4,9	4,5		45
Kyrönjoen kiintoainepit.*	4	20	7,9	mg/l	12
Ferrin syöttö	50	115	79,3	mg/l	124

*Vuosina 2013-2014. SUVA laskettu TOC-pitoisuudesta.

SUVA-arvo on kaikissa TOC- ja absorbanssimittauksissa ollut yli 4 (taulukko 5), mikä kertoo Kyrönjoen veden orgaanisen aineen muodostuvan suureksi osaksi humus- ja fulvohapoista. SUVA-arvon mukaan arvioitu TOC-vähennemä on 60 – 80 %. Myös mitatun vähennemän keskiarvo on arvion sisällä.

Esisaostuksessa COD-vähennemä on ollut vuosina 2010 – 2014 keskimäärin 74 %. Esisaostuksen liete on pumpattu jätevedenpuhdistamolle tai selkeytysaltaaseen. Jätevedenpuhdistamolla liete on aiheuttanut prosessihäiriöitä, kuten lisääntynyttä hapen tarvetta, hape-tonta aktiivilietettä ja lietteen huonontunutta laskeutuvuutta. Liette aiheuttaa jätevedenpuhdistamolle myös lisäkuluja lisääntyneen lietteen, kemikaalikulutuksen ja energiantarpeen muodossa. Kyrönjoen varteen on suunnitteilla ympärivuotinen miehittämätön esisaostuslaitos nykyisen raakavesipumppaamon alueelle. Esisaostusta on tutkittu hiekka-suodatuksella, lamelliselkeyttimellä ja pyörreflotaatiolla, joissa COD-vähennemä oli keskimäärin 74 %, 71 % ja 74,4 % vastaavasti (Kettunen *et al.* 2014).

3.3 Kemiallisen saostuksen kiintoaineen määrä ja lietteenkäsittelyn mitoitus

Työssä kemiallisessa saostuksessa muodostuvan kiintoaineen määrä laskettiin kaavalla

$$\text{Muodostunut kiintoaine} \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = aMe + SS + 2 \times DOC_p + X, \quad (9)$$

missä a on kerroin käytetylle koagulantille, Me lisätty koagulanttimetalli (alumiini tai rauta mg/l raakavettä), SS on raakaveden kiintoaine (mg/l), DOC_p on raakavedestä poistettu DOC-pitoisuus (mg/l) ja X on muut saostuvat aineet (mg/l). Muita saostuvia aineita ovat muun muassa raakaveden alumiini, rauta sekä lisätty polymeeri. Tässä työssä muita saostuvia aineita ei otettu huomioon. Kertoimena a käytettiin raudalle 2,0 ja alumiinille 4,0 (Verrelli *et al.* 2009). Kaavassa 9 oletettiin, että kiintoaine pidättyy lietteeseen täysin ja kaavaa käytettiin alustavana arvona lietteenkäsittelyn mitoituksessa.

Kaavan pohjana käytettiin kirjallisuudessa esitettyjä kaavoja (katso kappale 2.2.4. ja kaava 5), mutta orgaanisen aineen pitoisuus laskettiin eri tavalla. Perdue & Ritchie (2003) tekemä tilastollinen yhteenveto monista pintavesien liuenneen orgaanisen aineen tutkimuksista osoittaa, että veden orgaanisen aineen hiilipitoisuus tutkimuksissa oli 42,3 – 57,2 %, keskiarvo 49,5 %. Humus- ja fulvohappojen hiilipitoisuuden keskiarvot olivat 53,4 ja 52,1 %. DOC-vähenemä vaihtelee riippuen raakaveden orgaanisen aineen koostumuksesta (Edzwald & Haarhoff 2011), joten korrelaatiokertoimen tulisi perustua DOC-vähenemään ja orgaanisen aineen hiilipitoisuuteen. Jos orgaanisen aineen vähenemää ei tiedetä, voidaan sitä arvioida raakaveden SUVA-arvolla (katso kappale 2.1.2). Kun oletetaan orgaanisen aineen hiilipitoisuudeksi 50 %, raakavedestä saostuneen orgaanisen aineen määrä voidaan arvioida kertomalla raakavedestä poistettu DOC-pitoisuus luvulla 2. Korrelaatiokerroin 1 saattaa aliarvioida lietteen määrän, varsinkin jos orgaanisen aineen osuus lietteen kiintoaineesta on merkittävä.

Muodostuvan lietteen laskemisessa käytettiin TOC-pitoisuutta, sillä DOC-pitoisuuksia ei ollut saatavilla. Ferrisulfaatin pitoisuuden, TOC-pitoisuuden ja TOC-vähenemän arvoina käytettiin esisaostuksen mitattuja tuloksia vuosilta 2010 – 2014 (taulukko 5). TOC-pitoisuus ei ota huomioon sitä, että osa orgaanisesta aineesta sisältyy mitattuun kiintoaineseen, jolloin kyseinen osa lasketaan kahteen kertaan. Raakaveden kiintoainepitoisuutena käytettiin Skatilan havaintoasemalla mitattuja kiintoainepitoisuuksia. Lietteiden kokonaismäärää laskettaessa käytettiin vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuuden arviona koeajoissa mitattuja kuiva-ainepitoisuuksia.

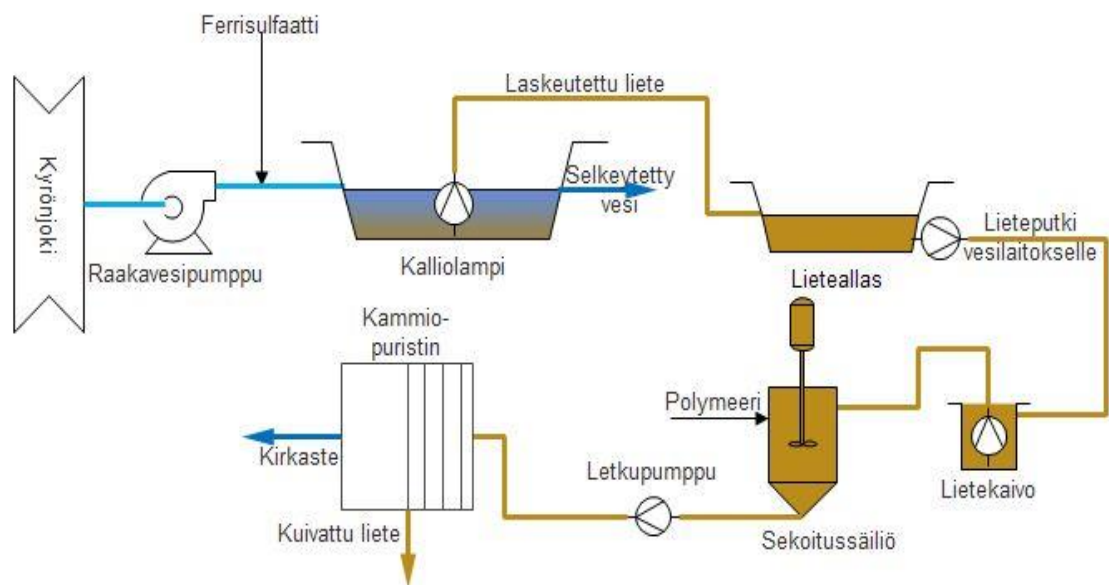
Lietteiden kuiva-ainepitoisuus mitattiin kuivaamalla näyte 105 °C:ssa. Ferrihydriitin on todettu muodostuvan hematitiittia nopeasti 100 °C lämpöisissä liuksissa. pH:ssa 2 yli 90 % muutos ferrihydriitistä hematitiitiksi kestää noin 8 tuntia (Das *et al.* 2011). Standardin (SFS 3008 1990) mukaan lietenäytettä kuivataan 105 °C lämpötilassa 15 – 20 tuntia, joten rauta on kuivatuissa näytteissä suurimmaksi osaksi hematitiittina. Vähentynyt kidevesimäärä huomioitiin lietemäärälaskuissa.

Lietteenkäsittelyn mitoitukseen käytettiin esisaostuksessa muodostuvan kiintoaineen maksimimäärää ja kirjallisuudessa esitettyjä kuormitusarvoja. Lietepetien vaatima pinta-ala laskettiin kaavoilla 6 – 8. Lietepetien tilantarve laskettiin kaavalla 8 niin, että lietepeetit tyhjättäisiin 2 kuukauden välein, tiivistetyn lietteen kiintoainepitoisuus olisi 1 % ja

lietepatjan paksuus olisi 20 – 75 cm. Jäätymisavustetun lietepedin syvyys laskettiin kaavalla 7 ja 8. Ilmastotietojen lähteenä kaavoille 7 ja 8 käytettiin Weather Underground-palvelua. Jään tiheydelle käytettiin arvoa 917 kg/m^3 , sulamislämmölle 93 Wh/kg , konvektiokerroksena $7,5 \text{ W/m}^2\text{°C}$ ja lämmönjohtavuutena $2,21 \text{ W/m}^2\text{°C}$. Lietekerroksen paksuutena käytettiin 10 cm. Mekaanisten tiivistimien tai vedenerottimien mitoitus ei laskettu, sillä laitteistot eroavat toisistaan valmistajista riippuen. Tilantarve on kuitenkin huomattavasti pienempi kuin luonnollisilla vedenerotusmenetelmillä.

3.4 Koejärjestelyt

Koeajot suoritettiin Pilvilammen vesilaitoksen alueella syksyllä 2014. Koeajoissa käytettiin esiselkeytyksen laskeutunutta lietettä. Liete pumpattiin selkeytysaltaasta lietekai-voon, mistä lietettä pumpattiin uppopumpulla $0,8 \text{ m}^3$ koeajoja ja polymeerikokeita varten 1 m^3 sekoitussäiliöön (kuva 18). Sekoitussäiliössä polymeeri sekoitettiin lietteeseen uppopumpulla, joka oli laskettu säiliön pohjalle. Sekoitussäiliöstä liete pumpattiin letkupumpulla (206 l/h) kammiosuotopuristimeen.



Kuva 18. Kammiosuotopuristimen koeajojen virtauskaavio.

Kammiosuotopuristin koostui päätylevystä ja 30 kaksipuolisesta suodatinlevystä, joita päällysti suodatinkangas. Levyt olivat kooltaan noin $0,5 \times 0,5 \text{ m}$ ja yhteen levyyn mahtui noin 4 l lietettä. Laitteistosta puuttui levyjen puristin, joten koeajojen alkuun hankittiin 30 tonnin nostotunkki, joka piti 600 kPa :n painetta kammiosuotopuristimessa. Esisaostuksen lietteen alhainen kiintoainepitoisuus johti siihen, että kammiosuotopuristimen levyjen kammiot eivät täyttyneet 800 l lietemäärällä ja levyjen määrää vähennettiin. Laitteessa levyjä käytettiin 2 – 12 koeajojen aikana. Tulevan lietteen kiintoainepitoisuus vaihteli, joten polymeeriannostus määritettiin jokaisen koeajon alussa. Lietettä pumpattiin,

kunnes syöttöletkun painemittari ylitti 6 baaria. Tämän jälkeen pumppaus pysäytettiin, otettiin näytteet ja pestiin suodattimet vedellä. Kammiosuotopuristimen toimitti Kemira.

Polymeereinä testattiin Kemiran A125V- ja N100-polymeerejä, jotka oli todettu esiko-keissa lietteelle soveltuvaksi (liite A). A125V on anioninen polyakryyliamidi ja sen vaustiheys on keskitasoa (noin 25 %). N100 on nonioninen polyakryyliamidi. Lietteen laskeutuvuus ja suodatusnopeus tutkittiin laboratoriossa molemmilla polymeereillä ja eri polymeeriannoksilla. Laskeutuskokeissa näytteistä (16 kpl) tarkasteltiin laskeutumisen nopeutta ja silmämääräisesti flokin kokoa. Supernatantista mitattiin TOC-pitoisuus, väri, sameus ja rautapitoisuus. Neljästä näytteestä mitattiin myös laskeutuneen lietteen kiinto-aine-pitoisuus. Suodatuskokeissa mitattiin lietteen suodatusnopeus eri polymeeriannok-silla.

3.5 Näytteenotto ja analyysimenetelmät

Kammiosuotopuristimelta otettiin kerta-näytteitä. Tulevan lietteen näyte otettiin sekoitus-säiliöstä sekoituksen ollessa käynnissä. Suodoksen väri ja sameus vaihtelivat ajon eri vai-heissa sekä eri ajojen välillä. Suodoksesta otettiin näyte pumppauksen ollessa käynnissä, kun suodoksen laatu oli silmämääräisesti hyvä (vähäinen sameus ja väri). Lietenäytteiden metallipitoisuudet mitattiin laimennetuista näytteistä. Vedestä erotetun lietteen näyte ke-rättiin kammiosuotopuristimen kammioista.

Laskeutuskokeet suoritettiin Kemwater flocculator 2000- laitteistolla minuutin pikasekoi-tuksella. Supernatantista dekantoiitiin vuorokauden laskeutuksen jälkeen pipetillä näyt-teet. Neljästä näytteestä supernatantti dekantoiitiin pipetillä lietteen pintaan asti, jonka jäl-keen lietteestä otettiin näyte.

Suodatuskokeessa sovellettiin TTF-testiä. Suodatuskokeisiin käytettiin imusuodatinta ja suodattimina käytettiin millipore type HA (0,45 μm) ja MN 640 w (7 – 12 μm) suoda-tuspapereita. Imusuodatuksen paine tuotettiin verkostovedellä. Suodatuksessa suodatin tukkeutui nopeasti eikä koko näytetilavuutta (100 ml) saatu suodatettua. Suodatusajaksi valittiin 5 minuuttia, jonka jälkeen suodoksen tilavuus mitattiin 25 ml:n mittalasilla. Suo-datustilavuuden ja ajan perusteella laskettiin suodatusnopeus ($\text{ml/s}\cdot\text{m}^2$, millilitra suoda-tettua lietettä sekunnissa suodatuspinta-alaa kohden).

Näytteet analysoitiin seuraavin standardein; kiintoaine SFS-EN 872; pH SFS 3021; COD_{Cr} SFS 5504; kuiva-aine ja hehkutusjäännös SFS 3008; kokonaistyyppi SFS 5505; antimoni, arseeni, kadmium, koboltti, kokonaisfosfori, kromi, kupari, lyijy, nikkeli, rauta, sinkki ja vanadiini SFS-EN ISO 17294 ja SFS-EN ISO 11885; TOC-pitoisuus SFS-EN 1484; väri SFS-EN ISO 7887; sameus SFS-EN ISO 7027 ja rautapitoisuus SFS 3028. Näytteiden analyysit suoritti Nab Labs Oy ja Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio (liite C).

4. TULOKSET

Tässä luvussa esitellään kammiosuotopuristimen koeajojen, polymeerikokeiden ja liete-laskelmien tulokset. Koeajojen lietteen ominaisuuksia tutkittiin laboratorioanalyysin ja polymeerikokeissa vertailtiin polymeeriannostuksen vaikutusta lietteen laskeutukseen ja suodatukseen. Lietelaskelmia käytettiin lietteenkäsittelyn mitoittamiseen.

4.1 Lietteen vedenerotus kammiosuotopuristimella

Kammiosuotopuristimella tutkittiin veden erottamista lietteestä panosajoissa. Koeajoissa kammiolevyjen määrä oli 2 – 12. Levymäärää vaihdeltiin, jotta kammiot saataisiin täyteen lietettä yhdellä ajokerralla. Yksi tärkeimpiä tutkimustavoitteita oli vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuuden selvitys, jotta voidaan vertailla parhaiten suoriutuvaa vedenerotusmenetelmää. Tulevan lietteen ominaisuudet vaihtelivat (taulukko 6), minkä mukaan säädettiin koeajojen polymeeriannostus. Polymeeriannostus oli N100-polymeerillä 9,5 – 15,4 kg/t-SS ja A125V-polymeerillä 14,3 – 25 kg/t-SS. Kadmium- ja kobolttipitoisuudet olivat kaikissa näytteissä alle määritysrajan, joten tulokset eivät ole luotettavia.

Taulukko 6. Kammiosuotopuristimelle tulevan lietteen ominaisuudet (N = 9).

	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Yksikkö
pH	3,8	4,1	3,9	
Kiintoaine	1800	13000	5100	mg/l
Kuiva-aine	0,2	1,3	0,5	%
Hehkutusjäännös	36,3	42,8	40,5	%
COD-Cr	1200	9000	3275	mg/l
Kokonaisfosfori	2500	20000	6962	µg/l
Kokonaistyyppi	16	150	51,9	mg/l
Rauta	300000	2200000	850000	µg/l
Antimoni	29	320	126,8	µg/l
Arseni	38	340	110,3	µg/l
Kadmium	0,19	1,1	0,4	µg/l
Koboltti	3,6	70	27,3	µg/l
Kromi	33	250	90,4	µg/l
Kupari	70	520	190,4	µg/l
Lyijy	18	120	43,4	µg/l
Nikkeli	62	340	137,8	µg/l
Sinkki	110	660	296,3	µg/l
Vanadiini	50	400	138,6	µg/l

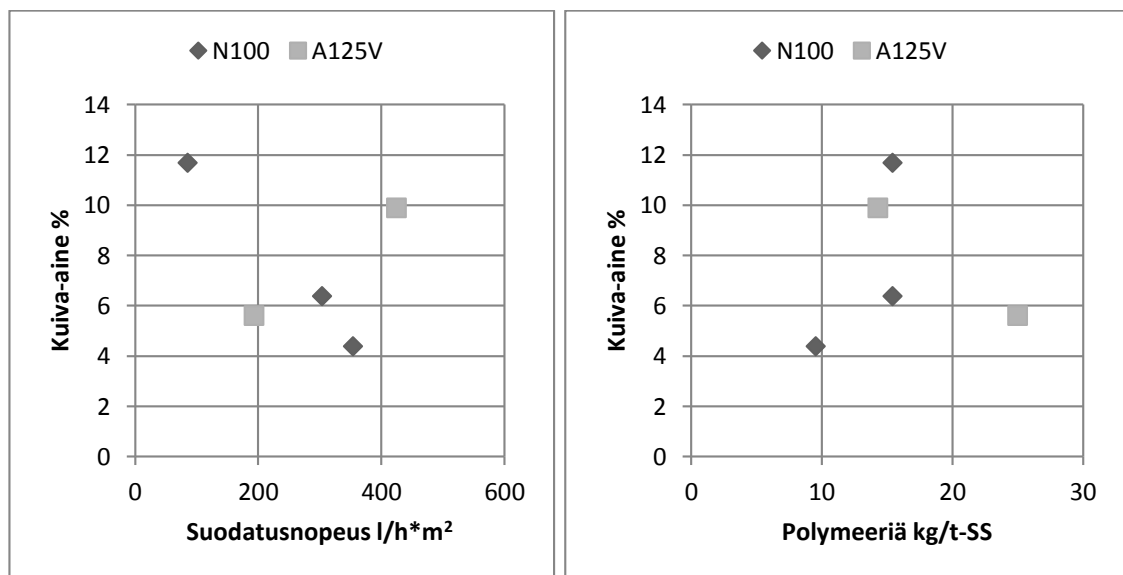
Kiintoainepitoisuus vaihteli paljon (taulukko 6), mikä vaikuttaa lietteenkäsittelyn hydraulisen kuormituksen määrittämiseen. Lietteiden kuiva-aineesta orgaanista ainetta oli

hehkutusjäännöksen mukaan 57,2 – 63,7 % painosta. Raudan osuus lietteiden kuiva-aineesta oli odotetusti suuri, sillä saostuskemikaalina käytettiin ferrisulfaattia. Kammiosuotopuristimella vedestä erotetun lietteen ominaisuuksia on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Kammiosuotopuristimella vedestä erotetun lietteen ominaisuudet (N = 5).

	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Yksikkö
pH	4,1	6,5	4,6	
Kuiva-aine	4,4	11,7	7,6	%
Hehkutusjäännös	39,7	42,2	41,5	%
Kokonaisfosfori	1100	1500	1300	mg/kg
Kokonaistyyppi	0,15	0,9	0,6	%
Rauta	140000	220000	176000	mg/kg
Antimoni	9,3	40	23,9	mg/kg
Arseeni	12	22	18,8	mg/kg
Kadmium	0,05	0,09	0,08	mg/kg
Koboltti	4,9	7,6	5,8	mg/kg
Kromi	17	31	20,8	mg/kg
Kupari	30	40	35,2	mg/kg
Lyijy	6,5	9	7,7	mg/kg
Nikkeli	18	24	21	mg/kg
Sinkki	37	52	42,4	mg/kg
Vanadiini	27	32	30,4	mg/kg

Vedestä erotetun lietteen korkein kuiva-ainepitoisuus (11,7 %) saatiin, kun käytössä oli eniten suodatinlevyjä (12 kpl) eli suodatusnopeus oli pienin (kuva 19). Raskasmetallipitoisuudet kuiva-aineessa olivat eri lietenäytteissä samaa suuruusluokkaa, vain antimonilla ero mitatun minimin ja maksimin välillä oli yli 2-kertainen.



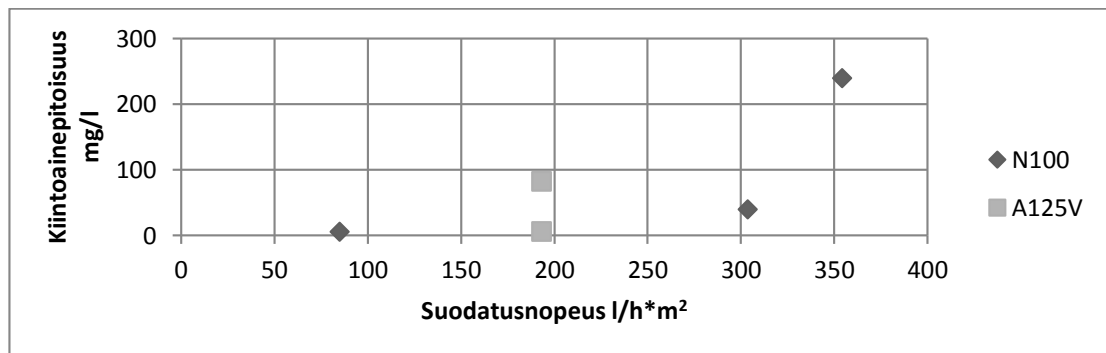
Kuva 19. Vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus suodatusnopeuden ja polymeeriannostuksen funktiona.

N100-polymeerillä kuiva-ainepitoisuus nousi suodatusnopeuden laskiessa (kuva 19). A125V-polymeerillä vaikutus oli kuitenkin päinvastainen. A125V-polymeerillä polymeeriannostus on todennäköisesti vaikuttanut kuiva-ainepitoisuuteen enemmän. Otanta on pieni, joten satunnaisvirheen mahdollisuus tulee ottaa huomioon. Suodoksen ominaisuudet on esitetty taulukossa 8.

Taulukko 8. Kammiosuotopuristimen suodoksen ominaisuudet ($N = 5$).

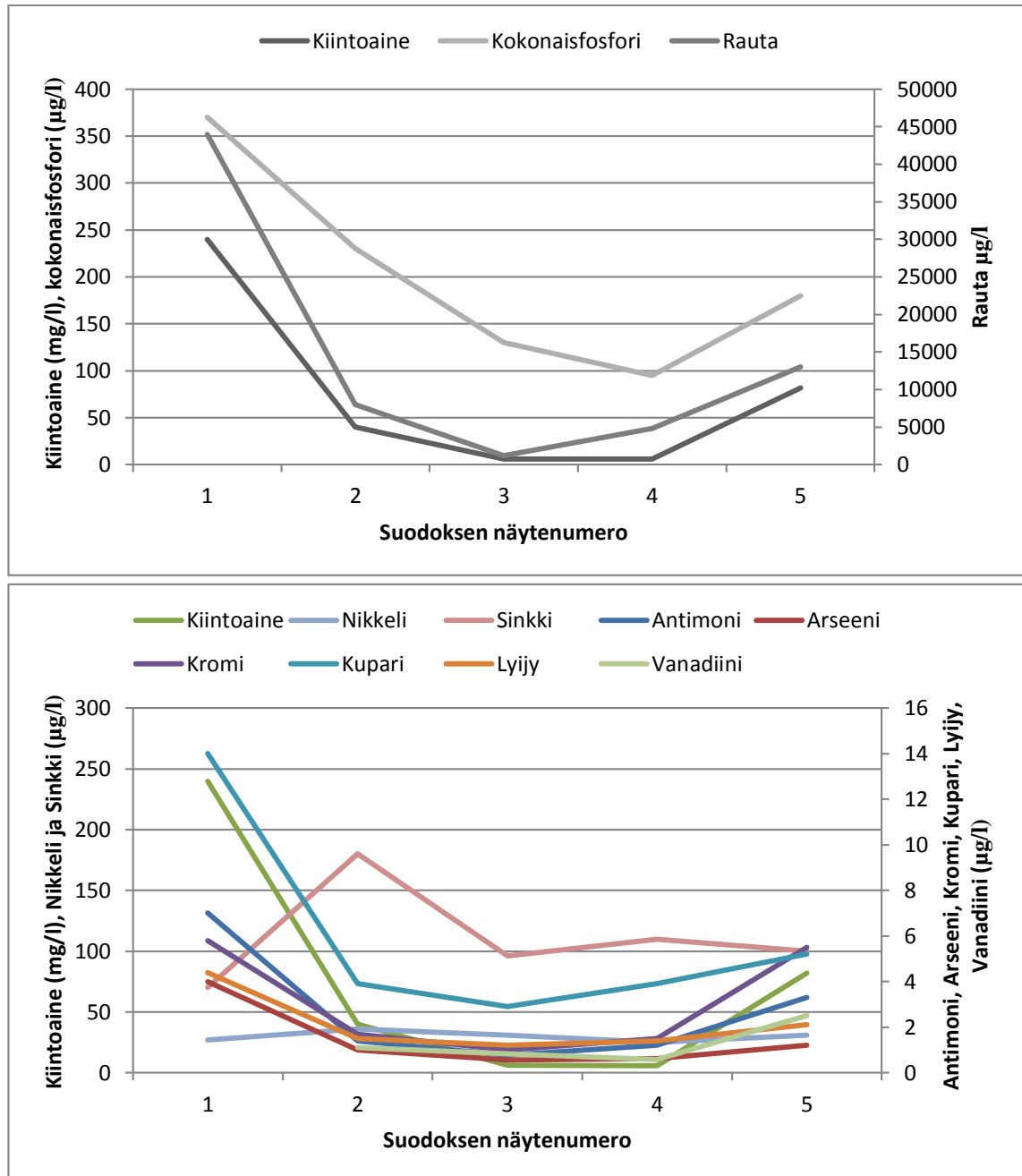
	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Yksikkö
pH	3,7	4,6	4,16	
Kiintoaine	5,9	240	74,8	mg/l
Kuiva-aine	0,02	0,04	0,03	%
Hehkutusjäännös	45,8	63,6	50,3	%
COD-Cr	41	180	92,8	mg/l
Kokonaisfosfori	95	370	201	µg/l
Kokonaistyyppi	2	10	7	mg/l
Rauta	1200	44000	14200	µg/l
Antimoni	0,76	7	2,73	µg/l
Arseeni	0,55	4	1,47	µg/l
Kadmium	0,07	0,26	0,18	µg/l
Koboltti	0,72	5,6	3,94	µg/l
Kromi	1	5,8	3,1	µg/l
Kupari	2,9	14	5,98	µg/l
Lyijy	1,2	4,4	2,12	µg/l
Nikkeli	25	36	30	µg/l
Sinkki	70	180	111,2	µg/l
Vanadiini	0,59	7	15	µg/l

Suodoksissa kiintoainepitoisuus vaihteli (taulukko 8), jopa yksittäisessä koeajossa. Yhdessä koeajossa suodoksenäyte otettiin kaksi kertaa, jolloin suodoksen kiintoainepitoisuus alussa oli 5,9 ja lopussa 82 mg/l. Suodoksen kiintoainepitoisuus nousi koeajojen paineen noustessa, mikä havaittiin myös silmämääräisesti suodoksen sameuden ja värin muutoksena. Suodatusnopeudella oli myös vaikutusta suodoksen kiintoainepitoisuuteen. Suodatusnopeuden pienentyessä suodoksen kiintoainepitoisuus pieneni (kuva 20).



Kuva 20. Suodoksen kiintoainepitoisuus suodatusnopeuden funktiona.

Korkeampi kiintoainepitoisuus (kuva 20) polymeerillä A125V johtui siitä, että suodosnäyte otettiin koeajon loppuvaiheessa kun paine oli lähellä 6 baaria. Muut näytteet ovat koeajojen alusta, jolloin suodos oli kirkaampaa. Kuvasta 21 tutkittiin kiintoaine-, fosfori- ja metallipitoisuuksien korrelaatiota suodosnäytteissä.



Kuva 21. Kiintoaine-, fosfori- ja metallipitoisuudet suodosnäytteissä.

Suodosnäytteiden korkea kiintoainepitoisuus oli indikaattori myös kohonneille fosfori-, rauta-, antimoni-, arseeni-, kromi-, kupari-, lyijy- ja vanadiinipitoisuuksille (kuva 21). Sinkin, nikkelin, kadmiumin ja kobolttin osalta indikaatiota ei havaittu.

Tulevasta lietteestä ja suodoksesta mitattujen aineiden vähenemä on taulukossa 9. Kammiosuotopuristimessa kaikkien aineiden vähenemän keskiarvo oli yli 90 %, poislukien nikkeli, sinkki ja typpi. Sinkin, nikkelin ja typen vähenemien keskiarvo oli 79 %, 59 % ja 84 % vastaavasti. Kadmiumin ja koboltin tuloksista on poistettu arvot, joiden pitoisuus oli alle määrittäysrajan, joten kadmiumin vähenemää ei tiedetä. Jos otetaan huomioon myös alle määrittäysrajan olevat arvot, kadmiumin vähenemän voidaan arvioida olevan yli 50 %.

Taulukko 9. *Metalli-, ravinne-, kiinto- ja kuiva-ainepitoisuuksien vähenemä tulevan lietteen ja suodoksen välillä.*

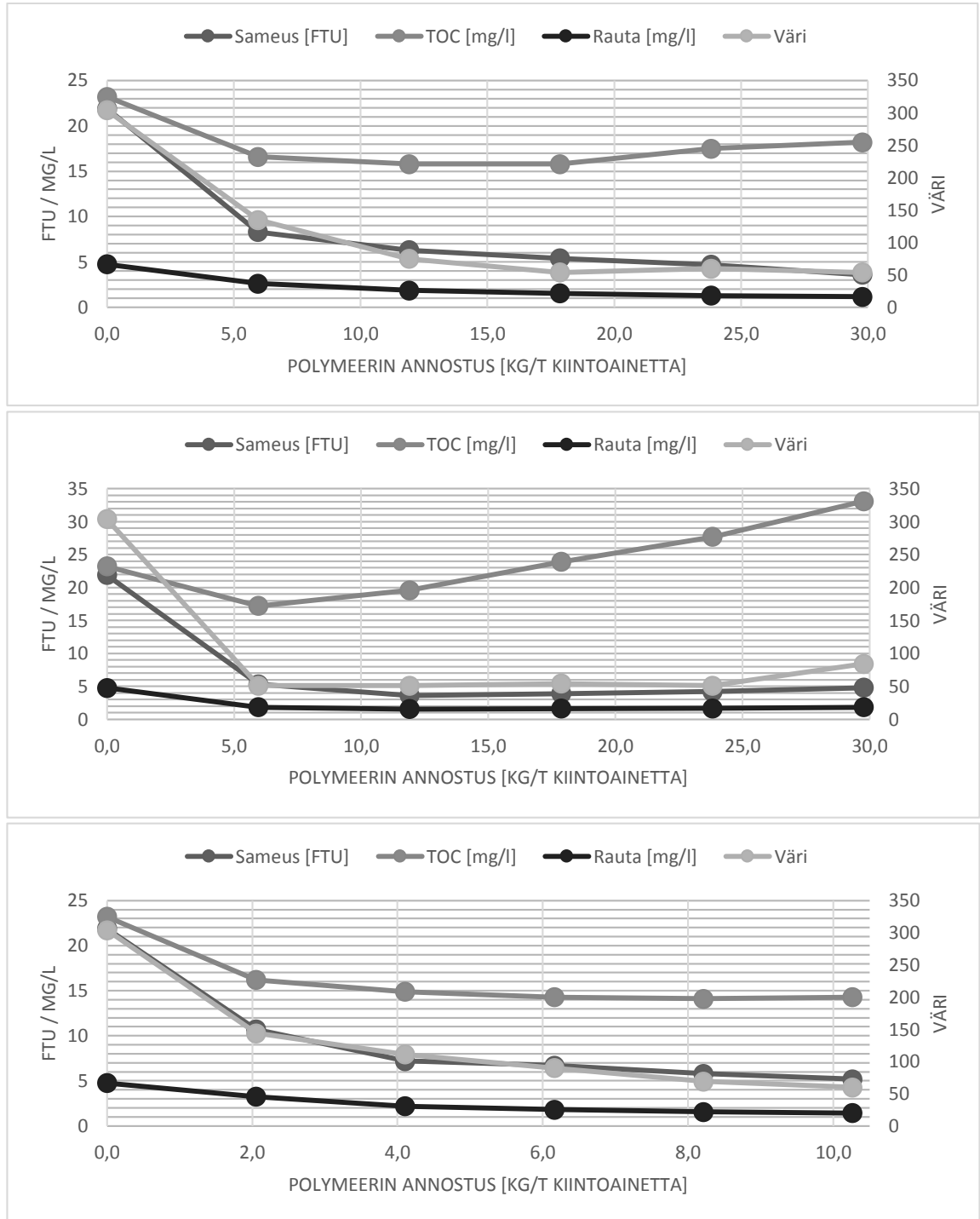
	Minimi	Maksimi	Keskiarvo
Kiintoaine	89 %	100 %	97 %
Kuiva-aine	80 %	98 %	93 %
COD-Cr	86 %	99 %	96 %
Kokonaisfosfori	86 %	99 %	96 %
Kokonaistyyppi	66 %	94 %	84 %
Rauta	89 %	100 %	97 %
Antimoni	87 %	100 %	97 %
Arseeni	91 %	100 %	98 %
Kadmium	-	-	-
Koboltti	92 %	92 %	92 %
Kromi	84 %	100 %	95 %
Kupari	80 %	99 %	95 %
Lyijy	79 %	99 %	94 %
Nikkeli	59 %	91 %	79 %
Sinkki	36 %	85 %	59 %
Vanadiini	87 %	100 %	97 %

4.2 Polymeerien vaikutus lietteen laskeutuvuuteen ja suodatusnopeuteen

Lietteen laskeutuvuutta ja supernatantin laatua tutkittiin laboratorio flokkulaattorilla eri polymeeriannostuksilla ja kahdella eri polymeerillä (N100 ja A125V). Polymeerin annostus oli laskeutuskokeissa 0 – 30 kg/t-SS. Laskeutuvuutta arvioitiin supernatantin TOC-pitoisuuden, sameuden, väriluvun ja rautapitoisuuden avulla (kuva 22). N100-polymeerin vaikutusta tutkittiin kahdessa kokeessa annostuksilla 0 – 30 kg/t-SS ja 0 – 10,3 kg/t-SS. Annostuksilla 0 – 30 kg/t-SS alhaisin TOC-pitoisuus (17,2 mg/l) saatiin pienimmällä polymeeriannostuksella (6 kg/t-SS) ja annostuksilla 0 – 10,3 kg/t-SS alhaisin TOC-pitoisuus (14,1 mg/l) saatiin polymeeriannostuksella 8,2 kg/t-SS.

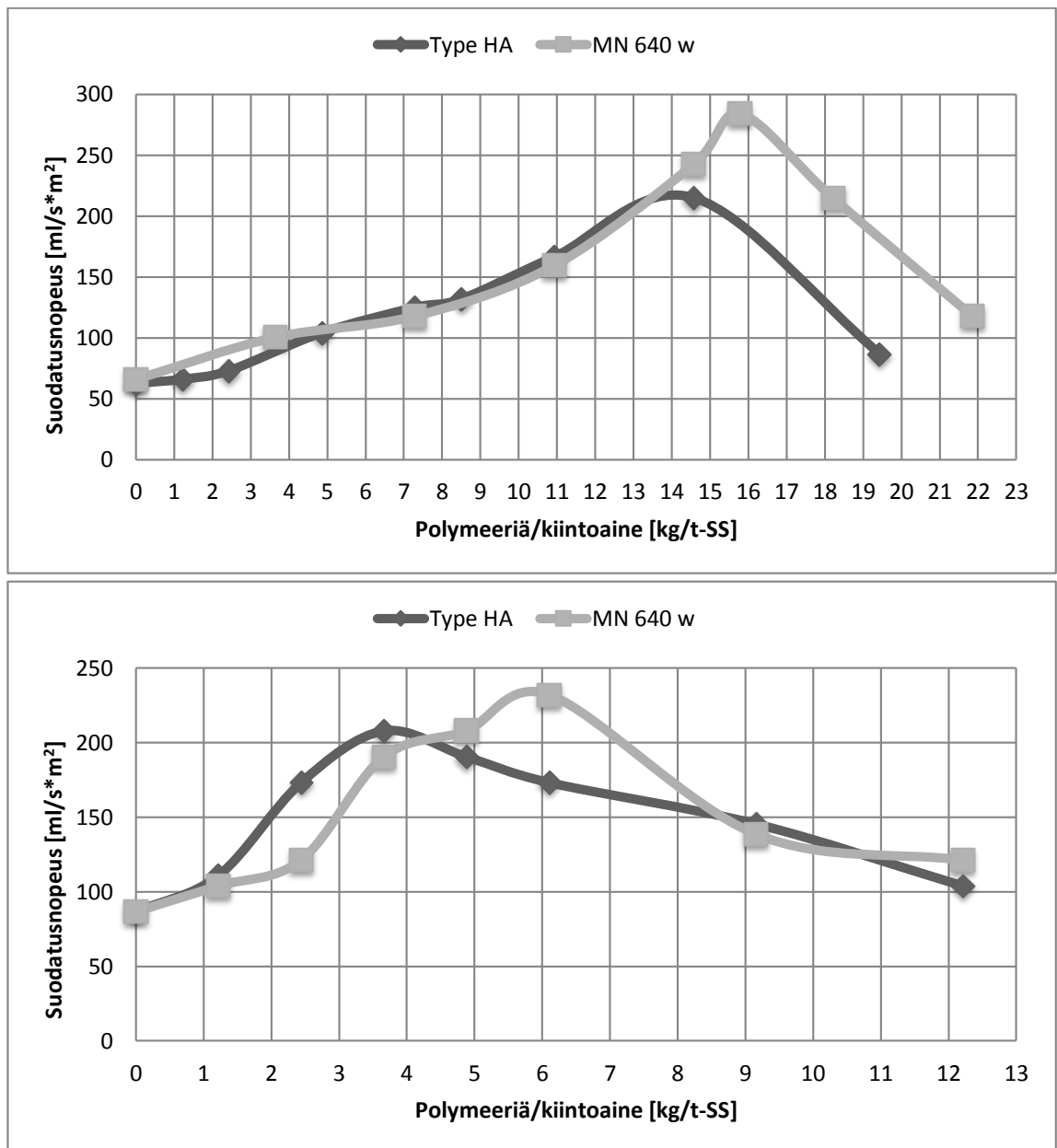
Liete laskeutui lopulliseen tilavuuteen hitaasti (4 – 16 h) näytteessä, johon ei lisätty polymeeriä. Polymeeriannostuksilla 2,1 – 30 kg/t-SS näytteiden liete laskeutui nopeasti (10 s – 5 min) lopulliseen tilavuuteen. Suurimmilla polymeeriannostuksilla (30 kg-A125V/t-SS ja 18 – 30 kg-N100/t-SS) liete jäi huokoiseksi kasaksi, mikä takertui kiinni sekoitta-

jaan. Flokkien koko kasvoi silmämääräisesti polymeeriannostuksien noustessa. Liete ilman polymeeriä oli hienojakoista ja yksittäisiä flokkeja ei erottanut silmämääräisesti. Laskeutetun lietteen kiintoainepitoisuus mitattiin näytteistä, missä ei ollut polymeeriä ja lietteistä, joissa silmämääräisesti arveltiin olevan optimiannostus polymeeriä. Kiintoainepitoisuus oli lietteissä 6,7 – 11,2 g/l ja keskiarvo 9,5 g/l. Suurin kiintoainepitoisuus oli lietteessä, jossa ei ollut polymeeriä.



Kuva 22. Esisaostuksen lietteen laskeutuskoe A125V-polymeerillä (ylin) ja N100-polymeerillä (keskimmäinen ja alin).

A125V-polymeerillä annostuksella 18 kg/t-SS supernatantin ominaisuudet olivat parhaimmat, eli TOC, väri, rauta ja sameus olivat alhaisimmat (kuva 22). Suuremmilla annostuksilla (24 – 30 kg/t-SS) rautapitoisuus ja sameus laskivat, mutta TOC-pitoisuus kohosi, mikä viittaa supernatantissa olevaan liukoiseen polymeeriin ja polymeerin yliannostukseen. Ensimmäisessä kokeessa N100-polymeerillä TOC-pitoisuus kohosi annostuksilla yli 6 kg/t-SS (kuva 22). Suuremmat annostukset eivät vaikuttaneet merkittävästi muihin laatuparametreihin. Toisessa laskeutuskokeessa (kuva 22) supernatantin pitoisuudet olivat alhaisimmat annostuksella 10,3 kg/t-SS, mutta TOC-pitoisuus pysyi tasaisena annostuksilla 6,2 – 10,3 kg/t-SS.



Kuva 23. Lietteen suodatusnopeus A125V- (ylin) ja N100-polymeerillä (alin).

Suodatuskokeissa (kuva 23) tutkittiin lietteen suodatusnopeutta imusuodattimella eri polymeeriannostuksilla. Polymeerin optimiannostus on havaittavissa suodatusnopeuden

maksimina (kuva 23). Suurempihuokoisella (MN 640 w, 7 – 12 µm) suodatuspaperilla saavutettiin korkeampi suodatusnopeus maksimi ja suodatuksen alussa suodos oli punertavaa ja sisälsi flokkeja. Suodatusnopeuden maksimi oli kummallakin polymeerillä samaa suuruusluokkaa (210 ml/s*m²) käytettäessä pienemmän huokoskoon (Type HA, 0,45 µm) suodatinta. N100-polymeerillä MN 640 w suodatinpaperilla tehdyssä kokeessa imu-suodatin vuoti ajoittain ilmaa tiivisteiden välistä, mikä vaikutti tuloksiin (kuva 23). Suodatuskokeiden perusteella optimiannostus N100-polymeerille olisi 3 – 7 kg/t-SS ja A125V-polymeerille 14 – 17 kg/t-SS riippuen suodattimen huokoskoosta. Kaikki suodatuskokeet suoritettiin samalla lietenäytteellä. Pienen lietenäytteen tilavuuden ja suodattimien loppumisen vuoksi mittauspisteet jäivät harvaksi. Luotettavampi tulos saataisiin mittauspisteitä lisäämällä.

4.3 Esisaostuksen lietemäärät

Kyrönjoen veden kemiallisessa saostuksessa muodostuva kiintoaineen määrää arvioitiin (kaava 9) käyttämällä taulukossa 10 esitettyjä arvoja. Saostuksessa käytetyn ferrisulfaatin rautapitoisuus on 12,5 %. Lähtöarvoilla laskettuna kiintoainetta muodostuu 225 – 406 t/a, keskiarvona 292 t/a. Lietteen päivittäinen muodostuminen ei jakaudu tasaisesti, sillä pumppausvirtaama vaihtelee raakavesialtaan pinnankorkeuden ja raakaveden laadun mukaan. Huonon vedenlaadun aikana (tulvat) raakavettä ei pumpata. Arvojen päivittäiset vaihtelut on esitetty taulukossa 11.

Taulukko 10. Raakaveden esisaostuksessa kiintoaineen muodostumiseen vaikuttavien tekijöiden vuosikeskiarvot ja keskiarvot.

	Alin vuosikeskiarvo	Ylin vuosikeskiarvo	Keskiarvo	Yksikkö
Pumppaus Kyrönjoesta (2010 – 2013)	4390	5450	4955	1000 m ³ /a
TOC-pitoisuus (2013 – 2014)	20,5	27,0*	21	mg/l
TOC-vähennys (2013 – 2014)	63,2	69,5	67,7	%
Kiintoainepitoisuus, karkea (2001 – 2011)	8,2	13,8	10,6	mg/l
Ferrisulfaatin syöttö (2010 – 2014)	68,3	92,7	79,3	mg/l

*Vuonna 2012 orgaaninen kuormitus Kyrönjoessa oli suurta verrattuna aikaisempiin vuosiin, vuosikeskiarvo 133 mg/l KMnO₄, joka vastaa karkeasti 27 mg/l TOC-pitoisuutta.

Taulukko 11. Raakaveden esisaostuksessa kiintoaineen muodostumiseen vaikuttavien tekijöiden minimi- ja maksimiarvot.

	Minimi	Maksimi	Yksikkö
Pumppaus Kyrönjoesta (2010 – 2013)	0	1200	m ³ /h
TOC-pitoisuus (2013 – 2014)	14,9	35*	mg/l
TOC-vähenemä (2013 – 2014)	44,8	77,2	%
Kiintoainepitoisuus, karkea (2001 – 2011)	0,5	91	mg/l
Ferrisulfaatin syöttö (2010 – 2014)	50	115	mg/l

*Vuonna 2012 orgaaninen kuormitus Kyrönjoessa oli suurta verrattuna aikaisempiin vuosiin, vuoden korkein arvo 175 mg/l KMnO₄, joka vastaa karkeasti 35 mg/l TOC-pitoisuutta.

Kiintoainepitoisuuden maksimiarvot on mitattu suurten virtaamien aikaan. Voidaan olettaa, että raakavettä ei pumpata, kun kiintoainepitoisuus on yli 30 mg/l. Maksimiarvoilla (kiintoainepitoisuus 30 mg/l) laskettuna kiintoainetta muodostuu enintään 3250 kg/d. Kiintoainepitoisuus lietteissä oli koeajoissa 1 – 13 g/l, keskimäärin 5 g/l. Lietettä muodostuu näillä kiintoainepitoisuuksilla 17300 – 406000 m³/a, keskimäärin 58 000 m³/a. Päivässä lietettä muodostuu korkeintaan 3250 m³/d. Kammiosuotopuristimella käsitellyn lietteen kuiva-ainepitoisuus oli 4 – 12 %. Jos liete saadaan käsiteltyä kuiva-ainepitoisuudeltaan 15 – 20 % (linko, liite B), muodostuu vedestä erotettua lietettä 1100 – 2700 t/a, korkeintaan 22 t/d. Tiivistyksen ja vedenerotuksen rejektivesiä muodostuu 16000 – 403000 m³/a, korkeintaan 3228 m³/d. Tulokset on koottu taulukkoon 12.

Taulukko 12. Kyrönjoen esisaostuksessa muodostuvien lietemäärien arviot vuodessa ja päivässä.

	Vuodessa	Vuodessa (ka)	Päivässä	Päivässä (ka)
Kiintoainetta	225 – 406 t	292 t	0 – 3250 kg	1130 kg
Saostuslietteen kiintoainepitoisuus	0,1 – 1,3 %	0,5 %	0,1 – 1,3 %	0,5 %
Lietettä	17300 – 406000 m ³	58 000 m ³	0 – 3250 m ³	226 m ³
Vedenerotuslietteen kiintoainepitoisuus	15 – 20 %	15 %	15 – 20 %	15 %
Vedestä erotettua lietettä	1125 – 2710 t	1940 t	0 – 22 t	7,5 t
Rejektivesiä	16000 – 403000 m ³	56 400 m ³	0 – 3230 m ³	218 m ³

Pumpattavan raakaveden keskiarvoksi on arvioitu $800 \text{ m}^3/\text{h}$. Polymeerin annostus oli koeajoissa $9,5 - 25 \text{ kg/t-SS}$ ja laboratoriossa määritetyt optimiannostukset olivat $3 - 17 \text{ kg/t-SS}$. Jos polymeeriä lisätään 10 kg/t-SS , muodostuu kiintoainetta vuodessa $2,25 - 4,06 \text{ t}$ enemmän. Liitteessä B ehdotettu lietteen käsittely lisää kiintoaineen määrää noin 5% , koska lietteen kunnostamiseen käytetään ferrikloridia ($6 \%/TS$) ja polymeeriä ($9,4 \text{ kg/t-SS}$). Vaikka Kyrönjoen vedessä esiintyi rautaa ($0,3 - 7,5 \text{ mg/l}$) ja alumiinia ($0,33 - 4,3 \text{ mg/l}$) suuria pitoisuuksia, ei niitä huomioitu laskuissa. Raudan jäännöspitoisuus oli esisaostuksen jälkeen samaa suuruusluokkaa tulevan raakaveden kanssa. Alumiinin jäännöspitoisuudesta ei ole mittaustuloksia ja sitä saattaa saostua lietteeseen. Alumiini saattaa myös sisältyä mitattuun kiintoaineeseen. Laskelmiin tulee huomioida muutokset, jos koagulanttikemikaali vaihtuu, tai jos kemikaaliannostus tai raakavesilähteen laatu muuttuu merkittävästi.

4.4 Lietteenkäsittelyn mitoitus

Lietteenkäsittelyn mitoituksessa käytettiin esisaostuksessa muodostuvan arvioidun kiintoaineen maksimimäärää 3250 kg/d . Laskeutustiivistämön pinta-alaksi tulisi $10 - 100 \text{ kg/m}^2\text{d}$ kuormituksella $32,5 - 325 \text{ m}^2$, mikä vastaa halkaisijaltaan $6,4 - 20,4 \text{ m}$ ympyrää. Flotaatiotiivistyksessä flotaation pinta-alaksi tulisi $50 - 150 \text{ kg/m}^2\text{d}$ kuormituksella $21,7 - 65 \text{ m}^2$.

Lietepetien mitoitukseen käytettiin kiintoaineen maksimimäärää 406 t/a . Tiivistetyn lietteen ($SS 1 \%$) vedenerotuksen vaatima lietepetien pinta-ala olisi $9000 - 34000 \text{ m}^2$. Kiintoaineen kuormitus olisi $2 - 7,5 \text{ kg/m}^2$. Jäätymisavustetun lietepedin syvyys olisi Vaasan ilmastossa $1,3 \text{ m}$ jos liete jäädytetään 10 cm kerroksina tai noin 1 m jos liete jäädytetään kerralla. Pinta-alaa lietepedit vaativat noin 32000 m^2 , jos liete jäädytetään kerroksittain tai 42000 m^2 jos lietepatja jäädytetään kerralla, kun lietteen kiintoainepitoisuus on 1% .

5. TULOSTEN TARKASTELU

Tässä luvussa keskitytään lietteen vedenerotuksen, loppusijoituksen, rejektivesien ja mitoituksen kannalta olennaisiin tuloksiin. Vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuutta verrataan eri vedenerotuslaitteilla ja tuloksia verrataan tutkimuksissa ja kirjallisuudessa esitettyihin tuloksiin. Lietteiden kuiva-aineen ominaisuuksia ja rajoittavia tekijöitä arvioidaan loppusijoitusvaihtoehtojen näkökulmasta. Tiivistyksen ja rejektivesien ominaisuuksia verrataan Kyrönjoen veden ominaisuuksiin ja lisäksi pohditaan rejektivesien purkuvaihtoehtoja. Luvussa esitetään myös arvio optimaalisesta polymeeriannostuksesta sekä pohditaan lietemäärien ja mitoituksen epätarkkuutta ja jatkotutkimuksia.

5.1 Vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus

Kammiosuotopuristimella vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus koeajoissa (4,4 – 11,7 %) oli selkeästi pienempi kuin käsikirjoissa mainittu tai tutkimuksissa saavutettu 20 – 50 % (Verrelli 2008, s. 12; Gross *et al.* 2012). Täyden mittakaavan kammiosuotopuristimissa lietteen pumppausta säädetään kammiosuotopuristimen paineen mukaan, jolloin kiintoaineen kerääntyessä puristimeen suodatusnopeus pienenee (Deltreil 2003). Pumpausta myös jatketaan tavoitepaineessa kunnes suodoksen määrä on pieni tai haluttu kuiva-ainepitoisuus on saavutettu. Koeajoissa lietteen syöttö lopetettiin kun tavoitepaine saavutettiin, koska pumppuissa ei ollut säätömahdollisuuksia, eikä pienempää pumppua ollut. Kammiosuotopuristimen koeajoissa pienimmällä suodatusnopeudella saavutettiin paras kuiva-ainepitoisuus 11,7 %. Suodatusnopeuden hidastuessa vedestä erotetun lietteen kuiva-ainepitoisuus nousi N100-polymeerillä (kuva 19). A125V-polymeerillä vaikutus oli päinvastainen, mutta tärkein tekijä oli todennäköisesti polymeeriannostus. Korkeamman kuiva-ainepitoisuuden polymeeriannostus (14,3 kg/t-SS) A125V-polymeerillä oli lähellä optimiannostusta (14 – 17 kg/t-SS). Matalamman kuiva-ainepitoisuuden polymeeriannostus oli (25 kg/t-SS) yli optimiannostuksen, mikä hidasti suodatusnopeutta (kuva 23).

Koeajoissa käytetyn kammiosuotopuristimen suodatinkankaat olivat vanhat ja käytössä olleet. Suodatinkankaiden käyttöikä on yleensä 12 – 18 kk (Gross *et al.* 2012) ja koeajoissa käytettyjen suodatinkankaiden käyttöhistoria ei ollut tiedossa. Koeajoissa esiintyi useita kertoja nopeaa paineen nousua kammiosuotopuristimessa sekä hyvin vetistä puristettua lietettä, mikä viittaa tukkeutuneisiin suodatinkankaisiin (Verrelli 2008; Evoqua 2015). Sama ilmiö seurasi myös, jos samoja suodatinkankaita käytettiin useita koeajoja, mikä viittaa siihen, että liete tukki suodatinkankaiden huokokset nopeasti. Polymeerin yli- tai aliannostus saattoi olla myös syynä suodattimien tukkeutumiseen (Gross *et al.* 2012). Polymeerien yli- tai aliannostuksen aiheuttama huokosten tukkeutuminen huomattiin myös tämän työn suodatuskokeissa (kuva 23). Koeajoissa syötetty polymeeriannostus oli

suurempi, mitä laboratorionkokeissa todettiin optimiksi, joten polymeerin yliannostus on todennäköisesti vaikuttanut suodattimien nopeampaan tukkeutumiseen. Suodatinkankaiden pesu suoritettiin koeajojen välissä vesijohtovedellä, jossa paine oli 5 baaria. Painepe-surilla peseminen olisi avannut tukkeutuneet huokokset tehokkaammin (Verrelli 2008, s. 21).

Polymeerin annostus määritettiin ennen jokaista koeajoa erikseen, sillä käytetyn lietteen kiintoainepitoisuus vaihteli 0,1 – 1,3 % välillä. Polymeeriannostus oli koeajoissa suurempi (N100-polymeeri 9,5 – 15,4 ja A125V-polymeeri 14,3 – 25 kg/t-SS), kuin mitä polymeerikokeissa määritettiin optimiannostukseksi (N100-polymeeri 3 – 7 ja A125V-polymeeri 14 – 17 kg/t-SS). Polymeerin sekoitussäiliössä sekoittimena toiminut uppopumppu saattoi aiheuttaa liian suuria leikkausvoimia joka hajotti flokkia ja aiheutti korkeampaa polymeerin tarvetta. Tätä teoriaa tukevat myös havainnot koeajojen aikana suurikokoisesta flokkista, joka sekoituksen jälkeen oli pilkkoutunut pienemmäksi.

Suodoksen laadun tulisi parantua kammiosuotopuristimen syklin aikana, sillä puristimeen syötetty kiintoaine jää suodattimen pinnalle suodattavaksi kerrokseksi (Crittenden *et al.* 2012). Tätä ei kuitenkaan koeajoissa havaittu, vaan suodoksen laatu huononi suodatuksen jatkuessa. Sameus ja väri nousivat korkeassa paineessa. Syynä voi olla muun muassa lietteen flokin hajoaminen, jolloin lietettä pääsi suodattimista läpi tai reiät suodatinkankaissa, joista liete pääsi karkaamaan. Reikiä ei silmämääräisellä tarkastelulla löydetty, mutta todennäköisesti reiät olivat syynä huonolaatuiseen suodokseen, sillä osassa suodatuslevyistä suodos pysyi kirkkaana koeajojen loppuun asti. Crittenden *et al.* (2012) toteaa myös, että hyvin optimoidun prosessin suodoksen kiintoainepitoisuus on alle 10 mg/l. Kiintoainepitoisuus oli alle 10 mg/l kahdessa (N = 5) suodosnäytteessä.

Koeajojen perusteella on vaikea arvioida kammiosuotopuristimella käsitellyn lietteen kuiva-ainepitoisuutta laitteiston ja koeajojen monien puutteiden vuoksi. Noin 12 % kuiva-ainepitoisuus saavutettiin koeajoissa, mutta todennäköisesti kirjallisuudessa mainittu yli 20 % kuiva-ainepitoisuus on saavutettavissa, kun polymeeriannostus, polymeerin sekoitus, suodatinkankaat ja lietteen pumppaus on optimoitu. Kuiva-ainepitoisuutta voidaan parantaa myös käyttämällä suodatuksen apuaineita tai parantamalla saostuksessa muodostuvan lietteen vedenerotusominaisuuksia korvaamalla esimerkiksi osa saostuskemikaalista polymeereillä (Matilainen *et al.* 2010). Kuiva-ainepitoisuutta voidaan parantaa myös sekoittamalla saostuslietteisiin kalkkiliuoksen valmistuksessa muodostunutta kalkkilietettä, joka tiivistyy vedenerotuksessa suurempaan kuiva-ainepitoisuuteen kuin saostuslietteet (Gross *et al.* 2012). Kalkkiliete on emäksistä, joten sillä voidaan säätää myös lietteen pH:ta. Kammiotilavuudeltaan muuttuvissa kammiosuotopuristimissa saavutetaan kuiva-ainepitoisuudeltaan suurempia lietekakkuja kuin perinteisissä kammiosuotopuristimissa (Gross *et al.* 2012).

Esisaostuksen lietettä tutkittiin myös lingolla ja suotonauhapuristimella (liite B). Laboratoriolingolla tehtyjen tutkimusten perusteella lietelingolla saavutettaisiin 16 ± 2 % kuiva-

ainepitoisuus. Käsikirjoissa ja tutkimuksissa lingotun saostuslietteiden kuiva-ainepitoisuudeksi on esitetty 12 – 30 % (Verrelli 2008, s. 12; Crittenden *et al.* 2011; Gross *et al.* 2012). Pelkillä kationisilla tai anionisilla polymeereillä ei saavutettu hyvää flokkausta. Lietteen käsittely toteutettiin ferrikloridilla ja polymeerillä, mikä lisää kemikaalikustannuksia ja lietteen määrää. Tutkimuksissa käytettiin eri polymeerejä kuin kammiosuotopuristimen koeajoissa ja tulevaisuudessa tulisi selvittää onnistuuko lietteen linkoaminen koeajoissa käytetyillä polymeereillä. Laboratoriotutkimuksissa suotonauhapuristimella saavutettiin 7,8 % kuiva-ainepitoisuus, mikä oli huonoin tutkituista vedenerotusmenetelmistä. Myöskään suotonauhapuristimella ei päästy käsikirjoissa ja tutkimuksissa esitettyihin kuiva-ainepitoisuuksiin 15 – 30 % (Verrelli 2008, s. 12; Crittenden *et al.* 2012; Gross *et al.* 2012). Lietteiden vedenerotustulokset on koottu taulukkoon 13.

Taulukko 13. Mekaanisten vedenerotusmenetelmien suorituskyky lietteelle.

	Kammiosuotopuristin	Linko	Suotonauhapuristin
Kuiva-ainepitoisuus koeajoissa	< 12 %	16 ± 2 %	7,8 %
Kuiva-ainepitoisuus kirjallisuudessa	20 – 50 % ^{a,c}	12 – 30 % ^{a,b,c}	15 – 30 % ^{a,b,c}

Lähteet: ^aVerrelli 2008, ^bCrittenden *et al.* 2012, ^cGross *et al.* 2012.

Kahdella suodatukseen perustuvalla mekaanisella vedenerotusmenetelmällä lietteen kuiva-ainepitoisuus jäi alle kirjallisuudessa mainittujen arvojen ja lingolla kuiva-ainepitoisuus oli lähellä alarajaa (taulukko 13). Tuloksien perusteella vedenerotus tutkitusta lietteestä on keskimääräistä vaikeampaa ja suodatus ei välttämättä ole paras lietteen vedenerotusmenetelmä. Lingon etuja kammiosuotopuristimeen nähden on jatkuvatoimisuus, pienemmät pääomakustannukset, pienempi tilantarve, helpompi asennus sekä laitteen nopeampi käynnistys ja pysäytys (Tchobanoglous *et al.* 2013, s. 1569). Lingon rejektivesissä kiintoainepitoisuus on korkeampi ja kammiosuotopuristimella pitäisi muodostua kuiva-ainepitoisuudeltaan korkeampia lietteitä (Tchobanoglous *et al.* 2013, s. 1569). Kammiosuotopuristimessa suodatinkankaiden käyttöikä on rajallinen ja lingossa pyörivän liikkeen aiheuttama kulutus saattaa johtaa isoihin huoltokuluihin (Tchobanoglous *et al.* 2013, s. 1569).

5.2 Vedestä erotetun lietteen ominaisuudet ja loppusijoitus

Kammiosuotopuristimen koeajoissa lietteen kuiva-aineesta 57,2 – 63,7 % haihtui hehkuttaessa (550 °C). Pieni osa haihtuneesta määrästä saattoi olla ferrihydriitistä haihtunutta kidevettä, mikä ei haihtunut näytteen kuivauksessa (105 °C). Yleisesti hehkutushäviöllä ilmaistaan näytteen orgaanisen aineen määrää (SFS 3008 1990). Suotonauhapuristimen ja lingon tutkimuksissa käytetyssä lietteessä orgaanista ainetta oli 51,6 % lietteen kuiva-

aineesta. Orgaanisen aineen osuus kuiva-aineesta riippuu koagulantin annostuksesta ja raakaveden laadusta, mutta noin 53 % orgaanisen aineen teoreettinen vuosittainen osuus saadaan keskiarvoilla laskettuna (taulukko 10).

Koeajoissa rautaa oli 14 – 22 % kuiva-aineen massasta. Keskiarvoilla laskettuna rautaa on lietteissä noin 19 % (taulukko 10). Rauta on kuivatuissa näytteissä pääosin hematiittina (Fe_2O_3) (Das *et al.* 2011), joten hematiittia oli koeajojen näytteiden kuiva-aineen massasta noin 20 – 32 %. Keskiarvoilla laskettuna (taulukko 10) hematiittia on noin 27 % kuiva-aineen massasta. Loput kiintoaineesta on muita epäorgaanisia yhdisteitä ja mineraaleja, kuten savea, hiekkaa ja metalleja. Keskiarvoilla (taulukko 10) laskettuna muiden epäorgaanisten yhdisteiden ja mineraalien osuus lietteen kuiva-aineesta on noin 20 %. Koeajoissa tämä oli 8 – 22 %. Koeajoissa lietteen kuiva-aineen erot selittyy raakaveden laadun vaihtelulla ja lietteen pumppaustavalla esisaostuksessa. Esisaostuksessa liete pumpataan saostusaltaan pohjasta, jolloin tilanteesta riippuen liete saattaa olla päiviä vanhaa, juuri muodostunutta ja/tai siinä saattaa olla mukana maa-ainesta saostusaltaan pohjasta.

Haitallisten aineiden pitoisuudet koeajoissa käytetyissä lietteissä olivat alle maa- ja metsätalousministeriön asettamien enimmäispitoisuuksien (taulukko 14). Ainoastaan arseenin pitoisuus lietteissä oli lähellä enimmäispitoisuuden raja-arvoa. Elohopean pitoisuutta ei lietenäytteistä tutkittu, mutta perustuen Kyrönjoen analyysituloksiin vuosilta 2004 – 2013, ferrisulfaatin (PIX-322) epäpuhtauksien enimmäispitoisuuksiin ja lietemäärälaskeihin elohopean pitoisuus on kuiva-aineessa korkeintaan 0,7 mg/kg. Taudinaiheuttajien/indikaattoribakteerien määritykset lietteestä, erityisesti salmonellan ja *escherichia colin* osalta, vaaditaan jotta ne täyttävät asetuksen ehdot. Asetuksen perusteella lietettä voidaan käyttää orgaanisena maanparannusaineena jos bakteriologiset ehdot täyttyvät. Lietettä voidaan markkinoida kasvatusalustana, jos liete täyttää asetuksessa (MMM 24/11) kypsyydelle asetetut vaatimukset. Lietteän alhainen pH, korkea rauta- ja kosteuspitoisuus saattavat rajoittaa käyttökohteita.

Taulukko 14. Haitallisten metallien enimmäispitoisuudet lannoitevalmisteissa (MMM 24/11) ja koeajojen lietteen kuiva-aineen metallipitoisuudet.

Alkuaine	Enimmäispitoisuus mg/kg	Koeajojen liete mg/kg kuiva-aine
Arseeni (As)	25	12 – 22
Elohopea (Hg)	1,0	–
Kadmium (Cd)	1,5	0,05 – 0,09
Kromi (Cr)	300	17 – 31
Kupari (Cu)	600	30 – 40
Lyijy (Pb)	100	6,5 – 9
Nikkeli (Ni)	100	18 – 24
Sinkki (Zn)	1500	37 – 52

Saostuskemikaalin regenerointi saostuslietteestä ja regeneroidun kemikaalin uudelleenkäyttö jätevedenpuhdistamolla saostuskemikaalina on myös mahdollinen vaihtoehto. Regeneroituun kemikaaliin liuenneet epäpuhtaudet eivät välttämättä aiheuta haittaa jätevedenpuhdistamolla eivätkä epäpuhtaudet pääse rikastumaan, kun uudelleenkäyttö tapahtuu eri kohteessa (Keeley *et al.* 2014). Lietteen pH on myös valmiiksi matala (noin 4), jolloin regenerointiin tarvittava hapon määrä on pienempi. Regenerointi vaatisi kuitenkin mittavat tutkimukset, monimutkaisen prosessin eikä taloudellista hyötyä regeneroinnista välttämättä ole (Keeley *et al.* 2014). Myös happaman jäännöslietteen loppusijoitus ja regeneroidun kemikaalin kuljetus puhdistamolle vaatisi ratkaisun.

Ympärivuotisen prosessin ja automatisoinnin myötä lietteen muodostuminen on tasaisempaa. Lietteen aiheuttamat ongelmat jätevedenpuhdistamolla ovat saattaneet johtua kuormituspiikeistä. Lietteen pumppaaminen jätevedenpuhdistamolle vaatisi kuitenkin viemäriputken rakentamista. Viemäriputken rakentamisen lisäksi kustannuksia tulisi jätevedenpuhdistamolle lisääntyneestä lietemäärästä. Pättin jätevedenpuhdistamo kuljettaa lietteensä Stormossenin jätekeskuksen mädätykseen, missä peritään lietteelle vastaanotomaksu. Saostuslietteiden yhdistäminen jätevedenpuhdistamon lietteisiin on todennäköisesti kallein vaihtoehto loppusijoituksen kustannuksien takia.

Lietteen korkean orgaanisen aineen pitoisuuden vuoksi myös lietteen energiasisällön hyötykäyttöä poltossa voidaan arvioida. Lietteen orgaaninen aines sisältää paljon humus- ja fulvohappoja, joten orgaanisen aineen lämpöarvo saattaa olla lähellä turpeen lämpöarvoa. Turpeen tehollinen lämpöarvo on noin 20 MJ/kg, Mäkilän (1994) mukaan 19,4 – 21,6 MJ/kg. Lietteen tehollinen lämpöarvo kuiva-aineessa olisi siis noin 10 MJ/kg, jos orgaanisen aineen pitoisuus on 50 %. Tällöin lietteen kuiva-ainepitoisuus täytyy olla yli 20 %, jotta tehollinen lämpöarvo saapumistilassa on yli 0 MJ/kg (Kuokkanen *et al.* 2011). Yli 5 MJ/kg lämpöarvoon vaadittaisiin yli 60 % kuiva-ainepitoisuus. Ylikriittisessä Aquacritox-prosessissa lämpöenergiaa tuotetaan arviolta 100,4 kW, josta 11 kW/hr on sähköksi muutettuna ylijäämäenergiaa laitteen valmistajan mukaan (SCFI 2015). Lietteen arvoina Aquacritox-prosessin laskuissa käytettiin 2000 t lietettä vuodessa, josta 15 % kuiva-ainetta ja 50 % kuiva-aineesta orgaanista ainetta.

5.3 Tiivistyksen ja vedenerotuksen rejektivedet

Erotusaste mitattujen suureiden osalta oli pääosin hyvää (yli 90 %) tulevan lietteen ja suodoksen välillä (taulukko 9). Typen, sinkin ja nikkelin osalta erotusaste jäi keskiarvoisesti alle 90 %. Hyvälaatuisissa suodoksissa (kiintoainepitoisuus alle 10 mg/l), myös typen erotusaste oli yli 90 %. Koeajoissa käytetty suodoksen valumaränni oli sinkitetty, joten hapan suodos (pH noin 4) on saattanut liuottaa/irroittaa sinkkiä ja/tai nikkeliä rännistä, mikä vääristäisi tuloksia.

Kammiosuotopuristimen suodoksien pitoisuudet olivat hieman suurempia Kyrönjoen keskiarvopitoisuuksiin verrattuna (taulukko 15). Metallin- ja fosforipitoisuudet (poislukien

sinkki, nikkeli, kadmium ja koboltti) olivat riippuvaisia kiintoainepitoisuudesta (kuva 21). Hyvälaatuisissa suodoksissa pitoisuudet olivat lähellä minimipitoisuuksia, lukuun ottamatta typpi-, nikkeli ja sinkkipitoisuuksia. Hyvälaatuisissa suodoksissa kokonaistyyppi (<9 mg/l), kokonaisfosfori (<130 mg/l), rauta (<4800 mg/l), lyijy (<1,4 mg/l), nikkeli (<31 mg/l) ja sinkki (<110 mg/l) ylittivät Kyrönjoen pitoisuudet. Kemiallinen hapenkulutus on mitattu Kyrönjoesta ja suodosnäytteistä eri menetelmällä, joten ne eivät ole suoraan vertailukelpoisia (taulukko 15). KMnO_4 -menetelmällä hapetusaste on usein noin 40 % (SFS 3036 1981) ja $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -menetelmällä 90 – 100 % (SFS 3020 1979). Kertomalla suodoksen pitoisuus luvulla 0,4 ovat luvut karkeasti vertailukelpoisia. Hyvälaatuisissa suodoksissa muunnettu kemiallinen hapenkulutus oli alle 23 mg/l, joka on alle Kyrönjoen pitoisuuden 25,4 mg/l.

Taulukko 15. Kyrönjoen, kammiosuotopuristimen suodoksen ja laskeutuskokeiden supernatantin ominaisuudet.

	Kyrönjoki (2004 – 2013)	Koeajon suodos (keskiarvo)	Laskeutus- kok. superna-
Arseeni (µg/l)	1,06	0,55 – 4 (1,5)	
Kadmium (µg/l)	0,11	0,07 – 0,26 (0,18)	
Kem.hapenkulutus (mg/l)	25,4 ^a	41 – 180 (92,8) ^a	
Kiintoaine (mg/l)	10,6	5,9 – 240 (74,8)	
Kokonaistyyppi (mg/l)	2,4	2 – 10 (7)	
Kokonaisfosfori (mg/l)	78	95 – 370 (201)	
Kromi (µg/l)	1,5	1 – 5,8 (3,1)	
Kupari (µg/l)	5,5	2,9 – 14 (6)	
Lyijy (µg/l)	0,47	1,2 – 4,4 (2,1)	
Nikkeli (µg/l)	17,05	25 – 36 (30)	
pH	6	3,7 – 4,6 (4,2)	
Rauta (µg/l)	2065	1200 – 44000	1190 – 4760
Sameus (FTU)	13,1		3,6 – 21,9
Sinkki (µg/l)	34	70 – 180 (110)	
TOC (mg/l) ^b	21		14,1 – 33,1
Väiriluku	202		60 – 304

^aEri menetelmällä mitatut (KMnO_4 ja $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), ei suoraan vertailukelpoisia. ^bPilvilammen vesilaitoksen analyysituloksista (2012-2014).

Laskeutuskokeissa lietteet tiivistyivät noin 1 % kiintoainepitoisuuteen. Saostuslietteet tiivistyivät yleensä 1 – 5 % kiintoainepitoisuuteen (Gross *et al.* 2012), mutta jopa 10 % kiintoainepitoisuuksia on raportoitu (Verrelli 2008). Laskeutuskokeissa käytetyn lietteen kiintoainepitoisuus oli noin 0,2 %. Jos kemiallisessa saostuksessa muodostuvan lietteen kiintoainepitoisuus on suurempi, saattaa se myös tiivistyä suurempaan kiintoainepitoisuuteen. Jos liete tiivistetään ennen vedenerotusta (SS 1 %) ja lietekakun kiintoainepitoisuus on 20 %, muodostuu suodosta päivässä korkeintaan 309 m³/d. Kyrönjokeen johdettuna

suodoksen vaikutus Kyrönjoen veteen on vähäinen. Suodoksen virtaama Kyrönjoen virtaamasta on korkeintaan 0,9 % keskialivirtaamalla 4,1 m³/s ja korkeintaan 0,08 % keskivirtaamalla 44 m³/s. Hyvälaatuisen suodoksen metalli-, ravinne- ja kiintoainepitoisuudet korottavat Kyrönjoen pitoisuuksia korkeintaan 0,24 % keskialivirtaamalla. Keskivirtaamalla vaikutus on korkeintaan promillen murto-osia. Suodokset voidaan johtaa myös tiivistykseen.

Laskeutuskokeissa supernatantin laatuparametrit olivat (sameus, rauta, väri, TOC) alle Kyrönjoen pitoisuuksien kaikilla polymeeriannoksilla sameuden ja värin osalta (taulukko 15). Polymeerittomassa näytteessä sameus (21,9 FTU) ja väri (304) olivat Kyrönjoen arvoja suuremmat (13,1 FTU ja 202). Polymeerin yliannostusta havaittiin TOC-pitoisuuden noustessa supernatantissa annoksilla 23,8 kg/t-SS (A125V) ja 11,9 kg/t-SS (N100). Rautapitoisuus näytteissä pienillä polymeeriannoksilla 10 kg/t-SS (A125V) ja 2,1 – 4,1 kg/t-SS (N100) oli hieman suurempi 2630 ja 2200 – 3260 µg/l, kuin Kyrönjoen pitoisuus (2065 µg/l). Kaikki mitatut laatuparametrit olivat alle Kyrönjoen pitoisuuksien polymeeriannostuksilla 11,9 – 17,9 kg/t-SS (A125V) ja 6,0 – 11,9 kg/t-SS (N100). Laskeutuskokeiden mukaan sameus ja väri olivat hyviä indikaattoreja myös rautapitoisuudelle. Muita metallipitoisuuksia ei näytteistä mitattu, mutta kuten tuloksista on huomattu (kuva 21), kiintoainepitoisuus oli hyvä indikaattori metallipitoisuuksille. Optimoimalla kiintoainepitoisuus, optimoidaan myös metallipitoisuudet. Kiintoainepitoisuus laskeutetuissa lietteissä oli suurin lietteessä, missä ei ollut polymeeriä (1,1 %). Hienojakoinen flokki pakautui pienempään tilaan kuin suurikokoisemmat flokit.

Lietteen tiivistyksestä muodostuvat nestevirrat riippuvat saostuksessa muodostuvan lietteen kiintoainepitoisuudesta. Tulevaan esisaostukseen ei ole vielä valittu saostusprosessia, joten laskelmat on tehty olemassa olevan prosessin perusteella. Tiivistyksen rejektivesiä muodostuu päivässä korkeintaan 3235 m³/d (SS 0,1 %), jos vedenerotuksen rejektivedet johdetaan tiivistykseen. Rejektivesien virtaama (3235 m³/d) on 0,9 % Kyrönjoen virtaamasta keskialivirtaamalla ja 0,85 % keskivirtaamalla. Laskeutuskokeiden perusteella rejektivesien sameus, rautapitoisuus, TOC-pitoisuus ja väriluku saadaan polymeereillä Kyrönjoen veden pitoisuuksia pienemmäksi. Tarkemmat analyysit tiivistyksen supernatantista ovat kuitenkin tarpeen. Alustavien kokeiden perusteella tiivistyksen rejektivesillä ei ole pitoisuuksia nostavia vaikutuksia Kyrönjoen vesistöön. Rejektivedet voidaan myös johtaa esisaostusprosessin alkuun jos rejektivesien laatu on riittävän hyvä ja sillä ei havaita olevan kielteisiä vaikutuksia esisaostusprosessin toimintaan.

5.4 Polymeeriannostus

Suodatuskokeissa polymeerien optimiannostuksen alue näkyy suodatusnopeuden maksimina kuvassa 23. Suodatusnopeus kasvoi polymeeriannostuksen kasvaessa samankaltaisesti eri suodatinpapereilla. Huokoskoko vaikutti suodatusnopeuteen vain suodatuksen alussa, koska kiintoaine muodosti suodattimen pintaan suodattavan kerroksen (Cornwell & Roth 2011). Tämä huomattiin myös suodatuskokeissa suurempihuokoisen suodattimen

suodoksen ollessa sameaa ja värillistä suodatuksen alussa, joka kirkastui suodatuksen jatkuessa. Suodatusnopeuden maksimi oli suurempihuokoisella suodatinpaperilla (MN 640 w, 7 – 12 μm) suurempi ja optimi oli suuremmalla polymeeriannostuksella. Tämä saattoi johtua siitä, että suurempihuokoinen suodatin päästi suodatuksen alussa enemmän vapaata vettä lävitse, ennen kuin lietekerros muodostui suodattimen pinnalle. Huokoskooltaan pienempi suodatin on myös saattanut tukkeutua nopeammin vapaassa vedessä olevan polymeerin vaikutuksesta. SR-testillä saataisiin kattavampi kuvaus eri polymeeriannostuksien suodatusnopeudesta, sillä suodatusnopeus esitetään ajan funktiona. N100-polymeerillä tehdyissä suodatuskokeissa imusuodattimen huomattiin vuotavan ilmaa tiivisteen välistä, mikä vaikutti MN 640 w suodattimella tehtyihin kokeisiin. Imusuodattimessa ei ollut painemittaria ja paine luotiin vesijohtoverkon paineella, joten suodatuskokeissa on saattanut olla eroa suodatuspaineessa.

Optimaaliseen polymeeriannostukseen vaikuttaa rejektivesien laadun, laskeutusnopeuden ja suodatusnopeuden lisäksi myös muita tekijöitä, kuten kustannukset ja lietekakun kuiva-ainepitoisuus. Usein optimaalinen annostus on pienin annostus millä saavutetaan haluttu tulos. Lietteen kuljetus ja loppusijoitus tuo kustannuksia, joten usein polymeeriannostuksen optimoinnin tärkein tekijä on lietekakun kuiva-ainepitoisuus. Laskeutuskokeiden supernatantin laadun ja suodatuskokeiden suodatusnopeuden perusteella optimaalinen polymeeriannostus on N100-polymeerillä 3 – 7 kg/t-SS ja A125V-polymeerillä 12 – 17 kg/t-SS. Näillä annoksilla polymeeriä kuluisi esiaostuksen lietteen kunnostukseen 675 – 2842 kg-N100/a tai 2700 – 6902 kg-A125V/a. Nonionisen polymeerin pienempi optimiannostus kuin anionisella polymeerillä saattaa johtua siitä, että nonioninen polymeeri muodosti polymeerisiltoja enemmän kuin anioninen (Bolto & Gregory 2007).

5.5 Lietemäärät ja mitoitus

Muodostuvien lietemäärien laskentaan liittyy paljon epävarmuuksia, sillä laskuissa käytetty kaava on teoreettinen eikä empiirisiä testejä kaavan paikkansapitävyydestä ole tehty. Suurimpia epävarmuustekijöitä ovat rautakemikaalin muodostaman saostuman koostumus, Kyrönjoen orgaanisen aineen hiilipitoisuus ja muodostuvan kiintoaineen pidättymisen lietteeseen. Lasketut lietemäärät (taulukko 12) antavat alustavan arvion muodostuvista lietemääristä. Muodostuvaa kiintoainemäärää voidaan arvioida myös reaaliaikaisesti sameuden, ferrin syötön ja orgaanisen aineen vähenemän avulla. Lietteiden tiheys riippuu kiintoainepitoisuudesta ja kiintoaineen ominaisuuksista. Crittenden *et al.* (2012) mukaan lietteen tiheyttä voidaan arvioida olettamalla kuiva-aineen tiheydeksi 2300 kg/m³. Vedestä erotetun lietteen tiheys, kun kuiva-ainepitoisuus on 15 – 20 %, on tällöin 1200 – 1260 kg/m³ ja lietettä muodostuu vuodessa 890 m³ – 2260 m³. Jos lietettä lastataan 20 m³ kuljetuslavalle, tulee lavoja vuodessa täyteen 45 – 113. Päivässä lietettä tulee korkeintaan 18 m³.

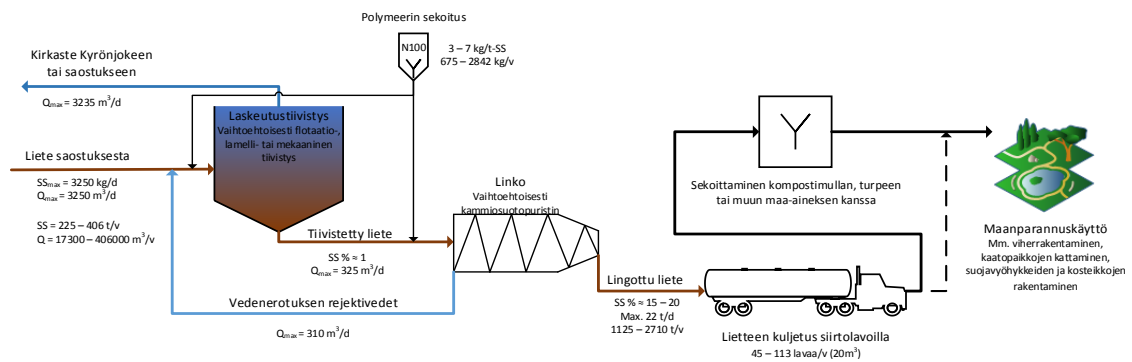
Lietteenkäsittelyn mitoituslaskelmat antavat alustavan arvion tilantarpeesta tiivistykselle. Tiivistämöä varten on syytä tehdä koeajoja tarkempia mitoituksia varten. Rajoittavana

mitoitustekijänä tiivistyksessä saattaa olla supernatantin laatu, jos se johdetaan Kyrönjokeen. Laskeutustiivistämön pinta-alaa voidaan pienentää käyttämällä tiivistykseen lamelliselkeytintä (Gross *et al.* 2012). Tiivistys voidaan toteuttaa myös flotaatiotiivistyksellä tai mekaanisella tiivistyksellä, jotka ovat laskeutustiivistämöä kompaktimpia ratkaisuja.

Lietepetien tarvitsema pinta-ala on laskettu olettamuksia käyttäen ja luvut on suuntaa antavia. Lietepetien mitoittamiseen tärkeitä tietoja ovat tiivistyksestä tulevan lietteen kiintoainepitoisuus, lietepatjan paksuus tai kiintoaineen kuormitus ja lietepetien tyhjäystaajuus. Nämä tiedot hankitaan usein koeajoilla (Cornwell & Roth 2011). Suomen oloissa lietepetien käyttöä vaikeuttaa talvi, jolloin jäätyneiden lietepetien tyhjäys saattaa olla vaikeaa eikä haihtumista tapahdu. Jos taas jäätymistä käytetään hyväksi lietteen vedenerotuksessa, tapahtuu tyhjäys kerran vuodessa mikä lisää lietepetien pinta-alaa. Jäätymisavustettu vedenerotus on yleensä suositeltu lietteille, joissa on vähintään 3 % kiintoainepitoisuus, jotta lietepetien pinta-ala saadaan minimoitua (Gross *et al.* 2012).

6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän työn tavoitteena oli tutkia Kyrönjoen veden kemiallisessa saostuksessa muodostuvien lietteiden ominaisuuksia, käsittelyä ja loppusijoitusta. Työn tulosten perusteella lietteenkäsittelyksi esitetään tiivistystä ja mekaanista vedenerotusta lingolla ja lietteen loppusijoitukseksi maanparannuskäyttöä (kuva 24). Tutkituista kahdesta polymeeristä esitetään käytettäväksi N100-polymeeriä, jonka optimiannostus oli pienempi.



Kuva 24. Työn tulosten perusteella esitetyt massavirrat.

Lietteenkäsittelyn mitoitukseen käytettiin kiintoainekuormaa 3250 kg/d ja hydraulista kuormaa 3250 m³/d. Lievää ylimitoitusta suositellaan, sillä lietemäärälaskelmissa vuosipumppaus, TOC-vähennemä- ja TOC-pitoisuustiedot olivat lyhyeltä aikajaksolta. Myös uusi saostusprosessi saattaa vaikuttaa lukemiin. Hydraulinen kuorma perustuu saostuksessa muodostuvan lietteen kiintoainepitoisuuteen 0,1 %, joka todennäköisesti yliarvioi hydraulisen kuorman. Saostuksessa muodostuvan lietteen kiintoainepitoisuus on tärkeä tieto tiivistyksen hydraulista kuormitusta laskettaessa. Laskeutuskokeissa käytetyn lietteen kiintoainepitoisuus oli alle 0,2 %. Kiintoainepitoisuudeltaan suurempi liete saattaa tiivistyä suurempaan, kuin 1 % kiintoainepitoisuuteen. Tiivistämön mitoitusta varten tarvitaan lisätutkimuksia kuormituksen osalta. Jos rejektivedet johdetaan Kyrönjokeen, voidaan mitoituksen lisätutkimukset tehdä rejektiveden laatu rajoittavana tekijänä. Tiivistyksessä voidaan käyttää perinteisen laskeutustiivistämön sijaan flotaatiotiivistystä, lamelliselkeytystä tai mekaanisia tiivistimiä, jos tila on rajoittava tekijä. Muita tiivistysprosesseja suunniteltaessa on tutkimustapoja sovellettava tiivistystä vastaavaksi. Jos esisaostuksessa muodostuva liete on kiintoainepitoisuudeltaan yli 1 %, ei tiivistystä välttämättä tarvita vaan tasausallas lietteille saattaa olla riittävä. Tiivistyksessä polymeeri parantaa rejektivesien laatua.

Tuloksien perusteella esisaostuksen lietteen vedenerotus on keskimääräistä vaikeampaa. Vedenerotusominaisuuksia voidaan parantaa muun muassa käyttämällä kemiallisessa saostuksessa polymeerejä tai sekoittamalla lietteeseen kalkkilietteitä. Koeajoissa korkeim-

man kuiva-ainepitoisuuden mekaanisista vedenerotuslaitteista antoi linko. Kammiosuotopuristimen koeajot olivat kuitenkin monin osin puutteellisia ja todennäköisesti oikein optimoidulla puristimella päästään korkeampaan kuiva-ainepitoisuuteen kuin lingolla. Linkoa suositellaan pienempien kustannuksien, pienemmän tilantarpeen, parhaan testituloksen ja jatkuvatoimisuuden vuoksi. Yrityksen henkilöstöllä on myös kokemusta lingon käytöstä jätevedenpuhdistamolla. Kammiosuotopuristin saattaa olla parempi vaihtoehto, jos lietteen täytyy olla kuivaa (esimerkiksi lietteen polttoa varten) tai lietteellä on korkeat vastaanottokustannukset. Kammiosuotopuristimelle oikean suodatinkankaan löytäminen ja polymeeriannostuksen optimoiminen on tärkeää, sillä koeajoissa lietteen todettiin tukkivan suodatinkankaita nopeasti. Lingolla esitetään ajettavaksi koeajot ennen lopullista päätöstä, joissa tutkitaan rejektivesien laatu, lingotun lietteen kuiva-ainepitoisuus ja haitta-aineet sekä polymeerien toiminta linkouksessa.

Tiivistyksen rejektivedet esitetään johdettavaksi Kyrönjokeen, mutta myös saostusprosessin alkuun johtaminen on mahdollista. Rejektivesien laatu laskeutuskokeissa oli verrattavissa Kyrönjoen pitoisuuksiin. Laskeutuskokeissa lietteen viipymä oli kuitenkin pitkä (yli 24 h), joten rejektivesien laatu tulisi tutkia pienemmällä viipymällä. Kammiosuotopuristimen hyvälaatuiset rejektivedet olivat hieman koholla Kyrönjoen pitoisuuksiin verrattaessa. Lingosta muodostuvat rejektivedet eivät ole yleensä yhtä hyvälaatuisia kuin suodatuksessa. Vedenerotuksen rejektivedet esitetään johdettavaksi tiivistykseen, jotta Kyrönjokeen tai prosessiin johdettavat vedet ovat tasalaatuisempia. Tiivistyksen rejektivesien johtaminen Kyrönjokeen tarvitsee ympäristöluvan. Koeajojen perusteella rejektivesien laatua voidaan tarkkailla sameusparametrin perusteella. Orgaanisen aineen pitoisuuden tarkkailu voi olla tarpeen, jotta yliannostuksen tapahduttua liukoista polymeeriä ei poistu lietteenkäsittelystä rejektivesien mukana.

Lietteen kuiva-aineen orgaanisen aineen pitoisuus oli näytteissä yli 50 % ja haitallisten metallien pitoisuudet oli alle lannoitevalmisteasetuksen raja-arvojen. Lietettä voidaan käyttää orgaanisena maanparannusaineena, jos bakteriologiset edellytykset täyttyvät. Lietteen suuri kosteuspitoisuus ja alhainen pH saattavat rajoittaa käyttökohteita, joten sekoittaminen esimerkiksi kompostimultaan tai turpeeseen saattaa lisätä tuotteen markkinoitavuutta. Vesilaitoksella muodostuvia kalkkilietteitä voidaan käyttää lietteiden pH:n säätöön ja ne saattavat vaikuttaa myös lietteeseen vedenerotusta parantavasti. Erityisen käyttökelpoista maanparannusainetta liete on sovelluksiin, missä fosforivalumia pyritään rajoittamaan, kuten kosteikkojen ja suojavyöhykkeiden rakennuksessa. Ongelmana maanparannuskäytössä on sopivan yhteistyökumppanin tai loppukäyttäjän löytäminen. Maanparannuskäytössä lietteen tarve ei ole ympärivuotinen, joten varastointitilaa saataan tarvita, jos maanparannusaineen valmistus toteutetaan itse. Mahdollisia yhteistyökumppaneita laitoksen lähistöllä on Stormossen Oy ja loppukäyttäjänä esimerkiksi Vaasan kaupungin viheralueyksikkö tai Kyrönjoen suojavyöhykkeet/kosteikot. Käsitelty liete voidaan kerätä vedenerotuksesta talteen siirtolavoilla, joilla myös kuljetus tapahtuu.

Lietteenkäsittelyn automatisoinnin myötä lietteen muodostuminen on tasaisempaa ja lietteen pumppaus jätevedenpuhdistamolle ei välttämättä aiheuttaisi prosessihäiriöitä. Lietteiden pumppaaminen jätevedenpuhdistamolle vaatisi kuitenkin viemärin rakentamista ja lietteiden loppusijoituskustannukset ovat suuret. Lietteestä regeneroitua saostuskemikaalia voitaisiin käyttää jätevedenpuhdistamolla, mutta regenerointi vaatisi mittavat tutkimukset, monimutkaisen prosessin ja taloudellista hyötyä ei regeneroinnista välttämättä ole. Saostuslietteiden energiasisällön hyötykäyttö polttamalla vaatisi todennäköisesti kuiva-ainepitoisuudeltaan yli 20 % lietteen. Lietteiden hyötykäyttö ylikriittisen hapetuksen energialähteenä onnistuu pienemmällä kuiva-ainepitoisuudella. Prosessi on kuitenkin monimutkainen ja energiahyöty jää melko pieneksi pelkällä esisaostuksen lietteellä. Ylikriittisen hapetuksen käyttö jätevedenpuhdistamolla saattaisi olla taloudellisesti kannattavampi ratkaisu.

Taloudellista tarkastelua lietteenkäsittelyn vaihtoehtoista ei tässä työssä tehty. Lietteenkäsittelylaitteiden hinnoista löytyy hyvin vähän julkista tietoa. Kolmesta tutkitusta vedenerotuslaitteesta pienimmät pääomakustannukset ovat kirjallisuuden mukaan suotonauhapuristimella ja korkeimmat kammiosuotopuristimella. Loppusijoituksen kustannukset riippuvat pitkälti lietteen kuiva-ainepitoisuudesta, lietteen kuljetusmatkasta ja mahdollisista vastaanottokustannuksista.

LÄHTEET

A 331/2013 (2013). Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista. Saatavilla (viitattu 20.12.2014): <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2013/20130331>

Angelico, R., Ceglie, A., He, J., Liu, Y., Palumbo, G., Colombo, C. (2014). Particle size, charge and colloidal stability of humic acids coprecipitated with Ferrihydrite. *Chemosphere* 99, pp. 239-247.

Asada, L., N., Sundefeld, G., C., Jr., Alvarez, C., R., Filho, S., S., Piveli, R., P. (2010). Water treatment plant sludge discharge to wastewater treatment works: effects on the operation of upflow anaerobic sludge blanket reactor and activated sludge systems. *Water Environment Research* 82, pp. 392 – 400.

Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q. (2007). Constructive approaches towards water treatment works sludge management : an international review of beneficial re-uses. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 37, pp. 129 – 164.

Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., Burke, A., M., Morris, M., A., Hannahan, J., P. (2009). Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. *Environmental Pollution*, 157, pp. 2839 – 2836.

Baird, C., Cann, M. (2008). *Environmental Chemistry*. Fourth edition ed. New York, W. H. Freeman and Company. 773 p.

Blakemore, R., Chandler, R., Surrey, T., Ogilvie, D., Walmsley, N. (1998). *Management of Water Treatment Plant Residuals in New Zealand*. First Edition ed. Auckland, New Zealand Water and Wastes Association. 56 p.

Bolto, B., Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research* 41, pp. 2301-2324.

Cornwell, D.A. (2006). *Water treatment residuals engineering*. Denver, AWWA Research Foundation and American Water Works Association. 364 p.

Cornwell, D.A., Roth, D.K. (2011). *Water Treatment Plant Residuals Management*. *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*, Sixth Edition. McGraw Hill Professional, Access Engineering.

Costa, R., Pereira, J.L., Gomes, J., Gonçalves, F., Hunkeler, D., Rasteiro, M.G. (2014). The effects of acrylamide polyelectrolytes on aquatic organisms: Relating toxicity to chain architecture. *Chemosphere* 112, pp. 177-184.

Crittenden, J.C. (2012). *MWH's Water Treatment: Principles and Design*, Third Edition. John Wiley & Sons (US).

Das, S., Hendry, M., J., Essilfie-Dughan, J. (2011). Transformation of Two-Line Ferrihydrite to Goethite and Hematite as a Function of pH and Temperature. *Environmental Science & Technology* 45, pp. 268-275.

Dassanayake, K., B., Jayasinghe, G., Y., Surapanen, A., Hetherington, C. (2015). A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. *Waste Management*, In Press.

Davie, T. (2008). *Fundamentals of Hydrology*. Second edition ed. Florence, KY, USA, Routledge. 200 p.

Dayton, E.A., Basta, N.T. (2001). Characterization of drinking water treatment residuals for use as a soil substitute. *Water Environment Research* 73, pp. 52 – 57.

Delphos, P., P., Letterman, R., D. (2012). *Mixing, Coagulation and Flocculation*. Water Treatment Plant Design. Fifth Edition ed. McGraw-Hill.

Deltreil, J.P. (2003). *Mechanical Dewatering Using Filter Presses Technology*. Limoges, France, Faure Equipments.

Duan, J., Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 100-102, pp. 475-502.

Edwards, M., Courtney, B., Heppler, P.S., Hernandez, M. (1997). Beneficial discharge of iron coagulation sludge to sewers. *Journal of Environmental Engineering / October*, pp. 1027 – 1031.

Edzwald, J.,K., Becker, W., C., Wattier, K., L. (1985). Surrogate Parameters for Monitoring Organic Matter and THM Precursors. *American Water Works Association* 77, pp. 122-132.

Edzwald, J.,K., Haarhoff, J. (2011). *Dissolved Air Flotation for Water Clarification*. McGraw-Hill.

Edzwald, J.,K., Tobiason, J., E. (2011). *Chemical Principles, Source Water Composition, And Watershed Protection*. *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*, Sixth Edition. McGraw Hill Professional, Access Engineering.

EPA (2011). *Drinking Water Treatment Plant Residuals Management Technical Report*. US Environmental Protection Agency.

Evoqua (2015). Filter Press Frequently Asked Questions. Evoqua. Saatavilla (viitattu 23.1.2015): http://www.evoqua.com/en/products/sludge_biosolids_processing/filter_press/Pages/dewatering_systems_filterpress_faq.aspx.

Gregory, J. (2005). *Particles in Water Properties and Processes*. CRC Press. 173 p.

Gross, M.J., Malmrose, P.E., Cornwell, D.A. (2012). Process residuals. Water Treatment Plant Design. Fifth Edition ed. McGraw-Hill.

Hegazy, B., E-D., Fouad, H., A., Hassanain, A., M. (2012). Brick Manufacturing From Water Treatment Sludge And Rice Husk Ash. Australian Journal of Basic and Applied Sciences 6, pp. 453 – 461.

Henneberry, Y., Kraus, T., Nico, P., Horwath, W. (2012). Structural stability of coprecipitated natural organic matter and ferric iron under reducing conditions. Organic Geochemistry 48, pp. 81-89.

Holopainen, I., J., Karjalainen, H. (2004). Järvet. Veden varassa. Helsinki, Edita Publishing Oy. s. 30-43.

Hsieh, H., N., Raghu, D. (1997). Criteria Development for Water Treatment Plant Residual Monofills. American Water Works Association, 203 p.

Ippolito, J.A., Barbarick, K.A., Heil, D.M., Chandler, J.P., Redente, E.F. (2003). Phosphorus Retention Mechanisms of a Water Treatment Residual. Journal of Environmental Quality 32, pp. 1857-1864.

Ishikawa, S., Ueda, N., Okumura, Y., Iida, Y., Baba, K. (2007). Recovery of coagulant from water supply plant sludge and its effect on clarification. Journal of Material Cycles and Waste Management 9, pp. 167 – 172.

Juuti, P., Katko, T. (2006). Vaasan Vedet - Vasa och dess Vatten. Vaasan Vesi. 530 s.

Karttunen, E. (2003). Vesihuolto I. 2. Painos ed. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien liitto RIL ry. 314 s.

Karttunen, E. (2004). Vesihuolto II. 2. Painos ed. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien liitto RIL ry. 684 s.

Keeley, J., Jarvis, P., Judd, S.J. (2012). An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals. Desalination 287, pp. 132 – 137.

Keeley, J., Smith, A., D., Judd, S., J., Jarvis, P. (2014). Reuse of coagulants in water treatment: An investigation on the effect of coagulant purity has on treatment performance. Separation and Purification Technology 131, pp. 69 – 78.

Kettunen, R., Jokihaara, J., Lavapuro, M., Toikkanen, E. (2014). Vaasan Vesi – Pilvilammen pintavesilaitoksen esikäsittelyn vaihtoehtojen koeajot. Raportti, Ramboll, 13 s.

Klöve, B., Tuukkanen, T., Marttila, H., Postila, H., Heikkinen, K. (2012). Turvetuotannon kuormitus – Kirjallisuuskatsaus ja asiantuntija-arvio turvetuotannon vesistökuormitukseen vaikuttavista tekijöistä. Oulun yliopisto, Suomen ympäristökeskus, 30 s.

Kuokkanen, M., Kolppanen, R., Kuokkanen, T. (2011). Nesteiden ja kiinteiden aineiden lämpöarvojen määrittäminen. Saatavilla (viitattu 21.2.2015): http://www.oamk.fi/hankkeet/ekopelletti/docs/ekopelletti_info_010911.pdf

Kvinneland, T., Odegaard, H. (2004). The effects of polymer characteristics on nano particle separation in humic substances removal by cationic polymer coagulation. *Water Sci Technol.* 50, pp. 185-191.

Kyncl, M. (2008). Opportunities for water treatment sludge re-use. *Geoscience Engineering LIV*, 1, pp. 11-22.

L 527/2014 (2014). Ympäristönsuojelulaki. Saatavilla (viitattu 9.3.2015): <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140527>.

Lahti, H., Vieno, N., Kaunisto, T. (2011). Talousveden käsittelykemikaalit ja standardisointi. Rauma, Vesi-Instituutti WANDER. 105 s.

Laitinen, J. (2014). Johtava asiantuntija, Vesihuolto, Suomen ympäristökeskus. Keskustelut sähköpostilla 21.1.2014.

Lambor, J., L., Dutrizac, H., E. (1998). Occurrence and Constitution of Natural and Synthetic Ferrihydrite, a Widespread Iron Oxyhydroxide. *Chemical Reviews* 98, pp. 2549-2585.

Leenheer, J., A., Noyes, T., I. (1984). A filtration and column-adsorption system for on-site concentration and fractionation of organic substances from large volumes of water. *USGS Water Supply Paper* 2230.

Letterman, R., D., Yiacoumi, S. (2011). Coagulation and Flocculation. *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*. 6th edition ed. American Water Works Association.

Lohiniva, E., Mäkinen, T., Sipilä, K. (2001). Lietteiden käsittely. Uudet ja käytössä olevat tekniikat. Espoo, valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT tiedotteita 2081. 146 s.

Lomni, E., Stevens, D., P., McKaughlin, M., J. (2010). Effect of water treatment residuals on soil phosphorus, copper and aluminium availability and toxicity. *Environmental Pollution* 158, pp. 2110 – 2116.

Martel, C., J. (1988). Predicting freezing design depth of sludge-freezing beds. *Journal of Cold Regions Engineering* 2, pp. 145 – 156.

Matilainen, A. (2007). Removal of the Natural Organic Matter in the Different Stages of the Drinking Water Treatment Process. Doctor of Philosophy. Tampere. Tampere University of Technology. 121 p.

Matilainen, A., Vepsäläinen, M., Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science* 159, pp. 189 – 197.

Matilainen, A., Gjessing, E., T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M. (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere* 83, pp. 1431 – 1442.

MMM 24/11 (2011). Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista. Maa- ja metsätalousministeriö.

Mäensivu, M., Teppo, A. (2014). Kyrönjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma vuoteen 2021 –luonnos. Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, raportteja XX, 131 s.

Mäkilä, M. (1994). Suon energiasisällön laskeminen turpeen ominaisuuksien avulla. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 121.

Nair, A., T., Ahammed, M., M. (2013). The reuse of water treatment sludge as coagulant for post—treatment of UASB reactor treating urban wastewater. *Journal of Cleaner Production*, In Press.

OIVA – ympäristö- ja paikkatietopalvelu (2015). Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus. Saatavilla (viitattu 4.1.2015): <https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/oiva.asp>

Owen, P.G. (2002). Water-treatment works' sludge management. *Water and Environment Journal* 16, pp. 282 – 285.

Parsons, S., Jefferson, B. (2006). *Introduction to Potable Water Treatment Processes*. Wiley-Blackwell. 190 p.

Peltokangas, J., Heinänen, J., Viitasaari, M. (1991). *Vesihuoltotekniikan yksikköoperaatiota ja yksikköprosessit. Osa 1: Vedenhankinta*. Tampere, Tampereen teknillinen korkeakoulu. 182 s.

Perdue, E.M., Ritchie, J.D. (2003). Dissolved Organic Matter in Freshwaters. In: Turkian, H.D.H.K. (ed.). *Treatise on Geochemistry*. Oxford, Pergamon. pp. 273-318.

Pernitsky, D., J. (2003). Coagulation 101. Saatavilla (viitattu 15.1.2015): <https://awwoa.ab.ca/pdfs/Coagulation%20101.pdf>

Petruzzelli, D., Volpe, A., Limoni, N., Passino, R. (2000). Coagulant removal and recovery from water clarifier sludge. *Water Research* 34, pp. 2177 – 2182.

Peuranen, S., Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Hollender, A. (1994). The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout. *Annales Zoologici Fennici* 31, s. 389 – 396.

Rantanen, P., Valve, M., Kangas, A. (2008). Lietteen loppusijoitus –esiselvitys. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1. 77 s.

Russel, J., Witko, J.B., Houck, C.P., Mctigue, N.E., Sorg, T.J., Wolfe, T.A., Bhayani, B.P., Brobst, B., Burris, B., Carr, S., Conlon, W.J., George, D., Smith, J.E.J., Peck, B., Behr-Andres, C., Browne, D., Granato, T., Harms, L., Lough, C., Lue-Hing, C., Mcmillan, S.I., Mickley, M., Murphy, P., Murray, D.A., Newkirk, D.D., Novak, J., Parsons, J.M., Pitt, W., Semon, J., Shepherd, B., Stephens, T., Tsang, R., Wang, M., Wolfe, T.D., Zenz, D. (1996). *Management of Water Treatment Plant Residuals (Technology transfer handbook)*. New York / Denver, U.S.A, American Society of Civil Engineers / American Water Works Association. 294 p.

S 1999/31/EC (1999). Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. Saatavilla (viitattu 21.12.2014): <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31999L0031>

SCFI (2015). What is Super Critical Water Oxidation?. Saatavilla (viitattu 17.2.2015): <http://www.scfi.eu/products/>

SFS 3008 (1990). Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

SFS 3020 (1979). Veden kemiallisen hapen kulutus, COD Cr, määrittäminen. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

SFS 3036 (1981). Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD Mn arvon tai KMnO₄ luvun) määrittäminen. Hapetus permanganaatilla. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

SFS-EN 872 (2005). Water quality. Determination of suspended solids. Method by filtration through glass filters. Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

SFS-EN 1408 (2008). Chemicals used for treatment of water intended for human consumption (diallyldimethylammonium chloride). Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

SFS-EN 7887 (2012). Water quality. Examination and determination of colour (ISO 7887:2011). Suomen Standardoimisliitto SFS ry.

Shiklomanov, I.A., Rodda, J.,C. (2003). *World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century*. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press. 416 p.

Sotero-Santos, R.B., Rocha, O., Povinelli, J. (2007). Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. *Chemosphere* 68, pp. 628 – 636.

Särkkä, J. (1996). *Järvet ja ympäristö, Limnologian perusteet*. Tampere, Tammer-Paino Oy. 157 s.

Tchobanoglous, G., Stensel, D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W. (2013). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. Fifth edition ed. McGraw-Hill Education. 2048 p.

Timofeeva, S., S., Bejm, A., M., Bejm, A., A. (1994). Ecologo-technological principles of flocculant choice for wastewater treatment from clay suspensions. *Khimiya i Tekhnologiya Vody* 16, pp. 72-76.

Tolonen, K., Koskenniemi, E., Bonde, A., Koivunen, J., Kyröläinen, H., Saari, K., Teppo, A. (2014). Kyrönjoen valuma-alueen humuskuorma ja siihen vaikuttavat tekijät - veden hankinnan haasteita. Etelä-Pohjanmaan elinkino-, liikenne- ja ympäristökeskus.

Tolonen, M. (2014). Kyrönjoen vesistötyöt. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. *Kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuonna 2013*, 76, 38 s.

Vaasan Vesi (2014). Raakaveden pumppaus. Saatavilla (viitattu 20.10.2014): http://www.vaasanvesi.fi/Suomeksi/Esittely/Pilvilammen_vesilaitos

Vaasan Vesi (2015). *Analyysitulokset vuosilta 2010 – 2014*. Pilvilammen laboratorio ja Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio.

Vainonen, A. (2014). Ylitarkastaja, Ympäristö ja luonnonvarat / Ympäristövalvonta, Pirkanmaan ELY. Keskustelut sähköpostilla 28.1.2014.

Verrelli D.I. (2008). *Drinking water treatment sludge production and dewaterability*. 2008. PhD thesis ed., 963 p.

Verrelli, D.I., Dixon, D.R., Scales, P.J. (2009). Effect of coagulation conditions on the dewatering properties of sludges produced in drinking water treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 348, pp. 14-23.

Verrelli, D.I., Dixon, D.R., Scales, P.J. (2010). Assessing dewatering performance of drinking water treatment sludges. *Water Research* 44, pp. 1542-1552.

Vesi- ja viemärlaitosyhdistys (2008). *Vesilaitostekniikka ja hygienia*. 4. painos ed. Helsinki, 43 s.

VVY (2011). *Tilasto lietteen hyödyntämisestä vuosina 1998-2011*. Vesilaitosyhdistys. Saatavilla (viitattu 20.12.2014): http://www.vvy.fi/files/3053/YKliete1998_2010fin.pdf

VVY (2015). Talousvesi. Vesilaitosyhdistys. Saatavilla (viitattu 3.2.2014): http://www.vvy.fi/vesihuolto_linkit_lainsaadanto/talousvesi

Wakeman, R.J. (2007). Separation technologies for sludge dewatering. *Journal of hazardous materials* 144, s. 614-619.

Weather Underground. Saatavilla (viitattu 15.2.2015): <http://www.wunderground.com/>

Xu, G.R., Yan, Z.C., Wang, N., Li, G.B. (2009). Ferric coagulant recovered from coagulation sludge and its recycle in chemically enhanced primary treatment. *Water Science and Technology* 60, pp. 211 – 219.

Yang, Y., Zhao, Y., Q., Babatunde, A., O., Wang, L., Ren, Y., X., Han, Y. (2006). Characteristics and mechanism of phosphate adsorption on dewatered alum sludge. *Separation and Purification Technology*, 51, pp. 193 – 200.

Vaasan juomavesilaitoksen flotaatiolietteen polymeerikokeet

10.9.2014

1. Taustaa

Vaasan Vesi etsii ratkaisua juomaveden valmistuksessa muodostuvan rauta/humus lietteen käsittelyyn. Koska liete on hyvin märkää ja sitä muodostuu paljon, niin todennäköisesti liete tulisi pyrkiä kuivaamaan mekaanisesti. Tällöin lietteen määrää saadaan merkittävästi vähennettyä.

2. Tutkimuksessa käytetty näyte-erä

Laboratoriokokeissa käytettiin Vaasan Veden lähettämää ~20L juomavesiliete-näytettä. Näyte oli 2-3 päivää vanhaa kun kokeet suoritettiin.

Näytteen kuiva-aine pitoisuutta ei analysoitu, mutta sen arvioitiin olevan noin 1,5%.

3. Suoritetut laboratoriokokeet

3.1. Koesarja 1.

Otettiin juomavesilietettä 100ml ja lisättiin 0,1% polymeeriliuosta 4-12ml. Tavoitteena oli löytää sellainen polymeeri, joka saa aikaan hyvän flokin muodostumisen juomavesilietteessä.

Kokeiltiin seuraavat polymeerit:

Superfloc C492WMW
Superfloc C498HMW
Superfloc A100
Superfloc A125V
Superfloc N100

10.9.2014

3.2. Koesarja 2.

Koesarjan 1. perusteella valittiin jatkokokeisiin seuraavat polymeerit:

Superfloc A100
Superfloc A125V
Superfloc N100

Otettiin 200ml lietettä ja kokeiltiin 3 eri polymeeriannosta. 0,1% polymeeria lisättiin 200ml panokseen 4, 8 tai 12ml. A100 polymeerilla käytettiin vain 8ml polymeerimäärää.

Polymeerin lisäämisen jälkeen sekoitettiin lietettä ~15sek ja tämän jälkeen kaadettiin liete vakuumi-suodattimelle.

Arvioitiin silmämääräisesti suodattimelle jääneen flokin laatua ja mitattiin lietteestä erotetun rejektiveden(suodoksen) määrä.

4. Tulokset ja johtopäätökset

Koesarjassa 1. todettiin, että kationiset polymeerit eivät muodosta kunnollista flokkia edes suurilla annoksilla. Siksi niitä ei kannata tiukia tarkemmin. Sen sijaan anioniset ja non-ioninen polymeeri muodostaa hyvän flokin juomavesilietteessä.

Koesarjassa 2. todettiin, että polymeeri-annos 4ml on liian pieni ja lietteestä erottuva rejektivesi jää hyvin likaiseksi. Annoksella 8ml ja 12ml rejektiveden kirkkaus paranee merkittävästi, mutta siinä on edelleen voimakas punaruskea väri. Sekä 8ml, että 12ml annoksella rejektiveden kirkkaus oli suunnilleen samanlainen.

Parhaiten toimi A125V ja N100 polymeerit.

Vaikka kiintoaine saatiin poistettua tehokkaasti, niin rejektiveden punaruskeaa väriä ei pystytty poistamaan kokonaan polymeerilla. Tarvittaessa tämä voisi olla mahdollista saostuskemikaaleilla.

10.9.2014

Alla olevassa kuvassa näkyy miltä lieteflokit näyttävät vakuumisudattimella suodatuksen jälkeen.



10.9.2014

Alla olevassa kuvassa on esitetty rejektiveden kirkkaus käyttäen Superfloc N100 polymeeriä.



polymeeri-
annos

4ml

8ml

12ml

Kuvasta näkyy miten isompi polymeeriannos vaalentaa rejektiveden väriä.

10.9.2014

Alla olevassa kuvassa on esitetty rejektiveden kirkaus käyttäen Superfloc A125V polymeeria.



polymeeri-
annos

4ml

8ml

12ml

Kuvasta näkyy, että polymeeriannoksen kasvattamisella oli pienempi vaikutus rejektiveden väriin verrattuna N100 polymeeriin.

Kokeiden perusteella voidaan todeta, että N100 ja A125V polymeereilla saadaan lietteeseen muodostumaan hyvä flokki. Tällöin lietettä todennäköisesti pystyy kuivaamaan mekaanisesti esim. kammiosuotopuristimella.

Molempia edellä mainittuja polymeereja kannattaa kokeilla pilot-mittakaavassa lietteen kuivaustutkimuksissa.

Polymeerin avulla rejektivesi saatiin hyvin kirkaaksi ja kiintoaine poistettua, mutta punaruskeaa väriä ei saatu kokonaan poistettua.

Tämän tutkimuksen perusteella ei voi arvioida, miten paljon lietteen määrää pystytään vähentämään käyttäen mekaanista kuivausta. Erilaisten mekaaniseen kuivaukseen tarkoitettujen laitteiden (kuten kammiosuotopuristin) kokeilu on tarpeellista tämän selvittämiseksi.

VAASA

Laboratory report

ANDRITZ Reference : 14 10 66
Sludge : Drinking WTP sludge from river

Sample receipt date : 2nd of October 2014
Sample analyse date : 3rd of October 2014

Customers : VAASA
Contacts : Sami Franssila
E-mail : sami.franssila@vaasa.fi

Contact : ANDRITZ SEPARATION - APROTECH
Andritz area manager : Henri SUNTIO
Phone : +358 40 716 8484
E-mail : henri.suntio@aprotech.fi
www.andritz.com

Sample analysed by : Cécile PAQUETTE
Phone : 02 54 61 33 28
E-mail : cecile.paquette@andritz.com

Reporter : Christian DOUSSET
Phone : 02 54 61 33 15 / 06 11 13 44 62
E-mail : christian.dousset@andritz.com

Contents

- 1°) **Trial objectives**
- 2°) **Sludge characteristics**
- 3°) **Conditioning choice**
- 4°) **Test on laboratory centrifuge**
- 5°) **Conclusion**

1°) Trial objectives

Laboratory centrifuge trials have been performed to estimate final dryness by using horizontal centrifuge. The sample is taken from sedimentation and target is to remove/dewater humus from river water and to analyse the dewatering properties of sludge.

2°) Sludge characteristics

Origin	River
Type	Drinking water plant
Concentration	is not stable

3°) Conditioning choice

Only polymer using : we have not achieved good flocculation even very high polymer consumption.

Tested polymer : anionic (AN 910 SH SNF, AN 934 SH SNF...) and cationic (EM 330 CT SNF, EM 330 MBL SNF and EM 640 HIB SNF)

⇒ So, we have tested coagulant + polymer.

Lime using :

Addition of lime has produced a quick increasing of pH and has prevented coagulation and/or flocculation of this sludge.

FeCl₃ + polymer using :

We have obtained good flocculation : good flocs, resistant to high shear force – clear overflow

In order to optimize FeCl₃ and polymer dosage, it is necessary to have an important contact time and a permanent mixing during the addition of FeCl₃ and polymer. For these tests, the FeCl₃ is prepared at 60 g/l to have a good dispersion of the coagulant in the product.

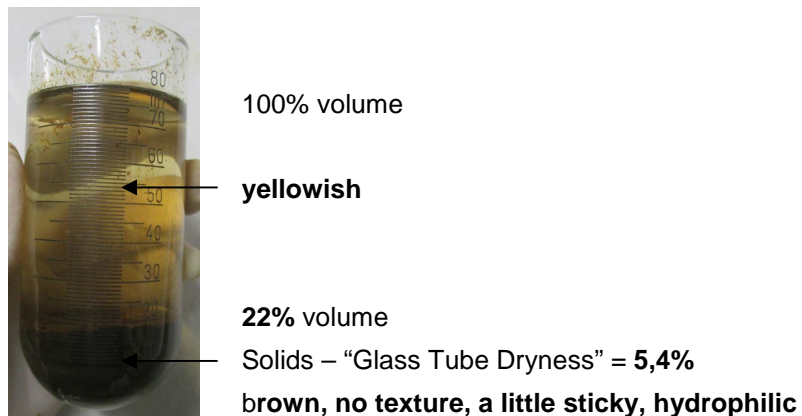
FeCl₃ dosage : **6%/TS**

Selected polymer : emulsion 640 HIB SNF – polymer dosage : **9,4kgactive/TSS**

4°) Test on laboratory centrifuge

Méthods**Centrifugation tests = Tube Dryness Test :**

Centrifugation for 5 minutes at 2000 « g » force with polymer. We measure the “glass tube dryness”. (80 ml glass tubes are used.)

**Dewatering test = « basket » dryness :**

Sludge has been flocculated and thickened before to be introduced in the basket screen. We used a basket screen (112 µm) and a lab centrifuge. We measure the basket dryness 10 and 20 min

Dryness Belt filter press MP laboratory test :

Flocculated and thickened sludge is pressed at medium pressure.

Results :

Lab test	Unit	Result
pH		6,5
T	°C	20
Conductivity	μS/cm	1 000
Suspended Solids	gSS/l	10,8
Total solids	%	1,2
Organic Matter	% / TS	51,6
FeCl3 dosage	% / TS	6
Polymer		EM 640 HIB SNF
Polymer consumption	kgactive/TSS	9,4
Tube test		
Tube dryness	%	5,4
Volumic % of solid	%	22
Basket test		
Basket dryness 10'	%	16
Basket dryness 20'	%	18,8
Belt filter test		
Dryness Belt filter press MP laboratory test	%	7,8

Note :

After belt filter press lab test, we can notice that the sludge has no texture and important creeping phenomenon appears.

Sludge is very fine → For basket tests, we need to adapt lab procedures.

5°) Conclusion

Our lab tests show that this sludge is very difficult to dewater due to its characteristics (sludge very fine, hydrophilic, poor dryness....).

Our lab job leads us to estimate the following performances:

Feed concentration: 10g/l

45 < Volatile < 55%.

Centrifuge Cake dryness performances estimation :16 (+-2) %

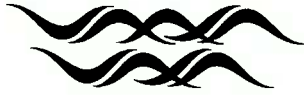
Conditioning needed:

FeCl3: 6 – 7% FeCl3/TS

Polymer dosage estimation: 10 (+-1) kgActive material/TSS

Christian DOUSSE

LIITE C: KAMMIOSUOTOPURISTIMEN KOEAJOJEN ANALYYSITULOKSET



Vaasan kaupunki
Ympäristölaboratorio

TUTKIMUSTODISTUS
Päivä: 17.11.14

Sivu: 1

Pilvilammen vesilaitos
Vaasan kaupunki/Vaasan Vesi
Vesilaitoksentie 243
65380 VAASA



Tutkimuksen syy:		Näytteen ottaja:				
Näyttenumero	Näytematriisi	Näytteenottopaikka	Ottopvm	Saap.pvm	Tutk.al.pvm	
1)	2014-02976-1	Liete	Tuleva liete, Pilvilampi	230914	230914	230914
2)	2014-02976-2	Liete	Tuleva liete+polymeerit	230914	230914	230914
3)	2014-02976-3	Liete	Näyte lietekaivosta Kuivattu liete Näyte kammionsuotopuristimesta	230914	230914	230914

Tutkimus	Näyte 1	Näyte 2	Näyte 3	Yksikkö	Menetelmä
----------	---------	---------	---------	---------	-----------

Mittausepävarmuudet liitteenä

Lisätiedot

Liete tutkittiin Nab Labs Oy:ssä. Tutkimustodistus 2014-4886,
7.11.2014 liitteenä.

Kemisti Tarmo Järvenpää
Puh. (0400) 562 464

Selosteen saa kopioida vain kokonaan. Testaustulos koskee vain tutkittua näytettä.

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio
Kruunantie 36
65230 VAASA

(06) 325 2260 (kanslia)
(06) 325 2270 (laboratorio)
etunimi.sukunimi@vaasa.fi

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio
Christina Westlin
 Kruunantie 36
 65230 Vaasa

Maksaja
 Vaasan kaupunki
 Laskentatoimi
 PL 129
 65101 Vaasa



Näytetiedot

Näyte	Muu liete			
Näyte otettu	23.09.2014	Ottoklo		
Saapunut	25.09.2014	Näytteen ottaja	Asiakas	
Tutkimus alkoi	25.09.2014	Näytteenoton syy	Asiakkaan tutkimus	
Tutkimus valmis	05.11.2014			
Viite	"Ympäristölaboratorio"			

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4686-1 2014-2976-1 Vaasan vesi, tuleva liete, Pilvilampi 23.9.2014	4686-2 2014-2976-2 Vaasan vesi, Lietekaivo, tuleva liete + polymeerit 23.9.2014	4686-3 2014-2976-3 Vaasan vesi, kammiosuotopuristin, kuivattu liete 23.9.2014
pH-arvo	* SFS 3021:1979		3,8	4,0	6,5
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	0,30	0,29	9,9
Hekutusjäännös	SFS 3008:1990	%	39,1	36,3	39,7
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			0,9
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			9,3
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			12
Kadmium	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			< 0,5
Koboltti	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			7,6
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			1 500
Kokonaiskromi	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			31
Kupari	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			36
Lyijy	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			9
Nikkeli	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			22
Rauta	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			220 000
Sinkki	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			43
Vanadiini	* SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			32
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	29	35	
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	40	45	
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	2 000	2 000	
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	0,23	0,39	
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	2 800	2 700	
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	25	26	
Kok.N	* SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	24	26	
Kok.P	* A40B (Aquakem)	mg/l	3,8	3,5	
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	51	54	
Kupari	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	110	120	
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	18	20	
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	91	93	
Rauta	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	470 000	450 000	
Sinkki	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	220	310	
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	72	73	

* Akkreditoitu määrittämenetelmä. Akkreditointi ei koske mahdollista lausuntoa.

Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Tutkimustodistuksen osittainen kopioiminen kielletty



Allan Witick
Laboratoriopäällikkö

Mittausepävarmuustiedot

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4686-1	4686-2	4686-3
pH-arvo	SFS 3021:1979		± 0,2	± 0,2	± 0,2
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			± 0,2
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 2
Kadmium	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			
Koboltti	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 2
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 330
Kokonaiskromi	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 6
Kupari	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 7
Lyijy	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 2,5
Nikkeli	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 4
Rauta	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 43 000
Sinkki	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 9
Vanadiini	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			± 6
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 3	± 4	
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 4	± 4	
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 200	± 210	
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,02	± 0,04	
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 2	± 3	
Kok.N	SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	± 4	± 4	
Kok.P	A40B (Aquakem)	mg/l	± 0,4	± 0,4	
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 5	± 5	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 11	± 12	
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 2	± 2	
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 9	± 9	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 47 000	± 45 000	
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 22	± 31	
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 7	± 7	

Määrittämisspäivämäärät

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4686-1	4686-2	4686-3
Esikäsitteily	Mikroaaltopoltto		30.09.2014	30.09.2014	29.09.2014
pH-arvo	SFS 3021:1979		02.10.2014	02.10.2014	05.11.2014
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	26.09.2014	26.09.2014	03.10.2014
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			05.11.2014
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			07.10.2014
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			07.10.2014
Kadmium	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Koboltti	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			14.10.2014
Kokonaiskromi	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			10.10.2014
Kupari	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Lyijy	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Nikkeli	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Sinkki	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Vanadiini	SFS-EN ISO 11885: 09 modif.	mg/kg			03.10.2014
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014	
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014	

Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Tutkimustodistuksen osittainen kopioiminen kielletty

Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	03.10.2014	03.10.2014
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	03.10.2014	03.10.2014
Kok.N	SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	06.10.2014	06.10.2014
Kok.P	A40B (Aquakem)	mg/l	03.10.2014	03.10.2014
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	06.10.2014	06.10.2014



Tilaaja:

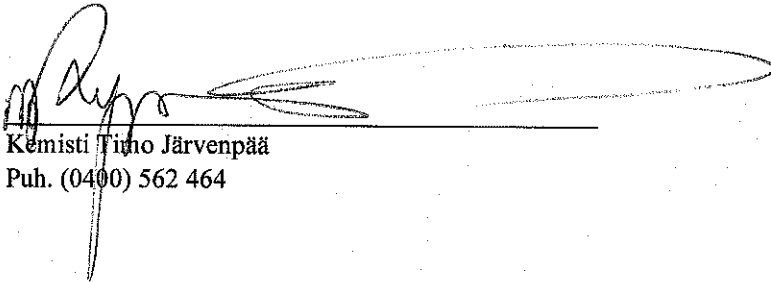
Pilvilammen vesilaitos
Vaasan kaupunki/Vaasan Vesi
Vesilaitoksentie 243
65380 VAASA

Näytematriisi:	Liete	Näytteenottopvm:	01.10.14	klo:	09:30
Näyttenumero:	2014-03093-01	Saapumispvm:	02.10.14	klo:	08:15
Näytteenottoaika:	Lietekaivo, Pilvilampi	Tutk. aloittamispvm:	02.10.14		
Tarkennus:					
Näytteenottaja:	Franssila				
Tutkimuksen syy:	-				

Tutkimus	Tulos	Epäv.	Yksikkö	Menetelmä
-----------------	--------------	--------------	----------------	------------------

Lisätiedot

Lietenäyte tutkittiin Nab Lab Oy:ssä. Tutkimustodistus 2014-5165,
17.11.2014 liitteenä.



Kemisti Tiina Järvenpää
Puh. (0400) 562 464

Selosteen saa kopioida vain kokonaan. Testaustulos koskee vain tutkittua näytettä.

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio
Kruunantie 36
65230 VAASA

(06) 325 2260 (kanslia)
(06) 325 2270 (laboratorio)
etunimi.sukunimi@vaasa.fi

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio

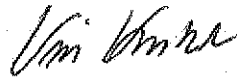
Kruunantie 36
65230 Vaasa



Näytetiedot

Näyte otettu 02.10.2014 Ottoklo
Saapunut 06.10.2014 Näytteen ottaja Asiakas
Tutkimus alkoi 06.10.2014 Näytteenoton syy Asiakkaan tutkimus
Tutkimus valmis 24.10.2014
Viite "Ympäristölaboratorio"
Yhteyshenkilö Allan Witick, 040 539 9786

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4887-1 2014-3093-1, Vaasan Vesi Iietekaivo, Pilvilampi
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	13 000
pH-arvo	* SFS 3021:1979		4,0
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	9 600
Kok.N	* SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	100
Kok.P	* A40B (Aquakem)	mg/l	17
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	42,4
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	1,3
Rauta	* SFS-EN ISO 11885:09 modif.	mg/l	2 900


Virve Kustula
Tutkija

Mittausepävarmuustiedot

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4887-1
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	± 2 600
pH-arvo	SFS 3021:1979		± 0,2
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 960
Kok.N	SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	± 15
Kok.P	A40B (Aquakem)	mg/l	± 2
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	
Rauta	SFS-EN ISO 11885:09 modif.	mg/l	± 440

Määrittämisspäivämäärät

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4887-1
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	06.10.2014
Esikäsitteily	Mikroaaltopolitto		20.10.2014
pH-arvo	SFS 3021:1979		06.10.2014
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	08.10.2014
Kok.N	SFS-EN ISO 11905-1:1998 modif.	mg/l	06.10.2014
Kok.P	A40B (Aquakem)	mg/l	06.10.2014
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	07.10.2014
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	07.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 11885:09 modif.	mg/l	24.10.2014

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio

 Kruunantie 36
 65230 Vaasa




Näytetiedot	Näyte	Muu liete		
	Näyte otettu	03.10.2014	Ottoklo	
	Saapunut	08.10.2014	Näytteen ottaja	Asiakas
	Tutkimus alkoi	08.10.2014	Näytteenoton syy	Asiakkaan tutkimus
	Tutkimus valmis	26.11.2014		
	Viite	"Ympäristölaboratorio"		
	Yhteyshenkilö	Allan Witick, 040 539 9786		

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-1 2014-3108-1 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Tuleva liete 3.10.2014	4972-2 2014-3108-2 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Liete+polyme eri 3.10.2014	4972-3 2014-3108-3 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kirkaste 3.10.2014	4972-4 2014-3108-4 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kuivattu liete 3.10.2014
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	2 100	1 800	240	
pH-arvo	* SFS 3021:1979/ISO 10390:2006		3,8	3,9	3,7	4,4
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	1 300	1 200	180	6 600
Hekutusjäännös	SFS 3008	%	41,7	40,6	45,8	41,8
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	0,22	0,20	0,04	4,4
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	18	16	5	
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	54	46	7	
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	46	38	4	
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	0,19	0,21	0,07	
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	6,0	3,6	0,72	
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	2 700	2 500	370	
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	37	33	5,8	
Kupari	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	70	73	14	
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	21	18	4,4	
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	66	62	27	
Rauta	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	390 000	300 000	44 000	
Sinkki	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	110	120	70	
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	54	50	70	
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%				0,15
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				28
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				22
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				0,09
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				5,4
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				1 400
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				21
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				40
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				8,4
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				24
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				180 000
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				52
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				32

Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Tutkimustodistuksen osittainen kopioiminen kielletty

Analyyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-5 2014-3138-1 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, tuleva liete 7.10.2014	4972-6 2014-3138-2 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Liete + polymeeri 7.10.2014	4972-7 2014-3138-3 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kirkaste1 7.10.2014	4972-8 2014-3138-4 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kirkaste2 7.10.2014
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	13 000	9 500	40	6,2
pH-arvo	* SFS 3021:1979		3,9	3,9	3,9	4,3
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	9 000	6 200	76	57
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	42,3	41,0	46,6	46,7
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	1,3	0,9	0,02	0,02
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	150	110	9	9
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	320	200	1,4	0,76
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	340	170	0,99	0,55
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	1,1	0,61	0,25	0,21
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	70	55	5,3	5,3
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	20 000	12 000	230	130
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	250	150	1,7	1,0
Kupari	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	520	310	3,9	2,9
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	120	67	1,5	1,2
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	340	210	36	31
Rauta	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	2 200 000	1 500 000	8 000	1 200
Sinkki	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	660	480	180	96
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	400	240	1,1	0,83
Analyyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-9 2014-3138-5 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kuivattu liete1 7.10.2014	4972-10 2014-3138-6 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kuivattu liete2 7.10.2014		
pH-arvo	ISO 10390:20056	pH	4,1	4,1		
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	38 000	65 000		
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	41,9	41,9		
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	6,4	11,7		
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%	0,5	0,8		
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	19	23		
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	18	20		
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	0,07	0,08		
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	4,9	5,8		
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	1 100	1 300		
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	17	19		
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	30	34		
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	6,5	7,3		
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	18	20		
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	140 000	170 000		
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	37	40		
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	27	31		

* Akkreditoitu määritysmenetelmä. Akkreditointi ei koske mahdollista lausuntoa.

	
---	---

Allan Witick
Laboratoriopäällikkö

Mittausepävarmuustiedot

Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	± 430	± 370	± 48	
pH-arvo	SFS 3021:1979/ ISO 10390:2006		± 0,2	± 0,2	± 0,2	± 0,2
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 130	± 130	± 18	± 660
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	± 3	± 2	± 0,8	
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 5,4	± 4,6	± 0,7	
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 4,6	± 3,8	± 0,4	
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,019	± 0,021	± 0,007	
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,60	± 0,36	± 0,072	
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 270	± 250	± 3,70	
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 3,7	± 3,3	± 0,58	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 7,0	± 7,3	± 1,4	
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 2,1	± 1,8	± 0,44	
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 6,6	± 6,2	± 2,7	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 39 000	± 30 000	± 4 400	
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 11	± 12	± 0,70	
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 5,4	± 5,0	± 7,0	
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%				± 0,1
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 4
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 0,03
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 1
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 4
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 8
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 2
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 5
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 10
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				± 6
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-5	4972-6	4972-7	4972-8
pH-arvo	SFS 3021:1979		± 0,2	± 0,2	± 0,2	± 0,2
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 32	± 20	± 0,14	± 0,076
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 34	± 17	± 0,099	± 0,055
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,11	± 0,061	± 0,025	± 0,021
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,70	± 0,055	± 0,053	± 0,053
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 2 000	± 1 200	± 23	± 13
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 25	± 15	± 0,017	± 0,10
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 52	± 31	± 0,39	± 0,29
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 12	± 6,7	± 0,15	± 0,12
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 34	± 21	± 3,6	± 3,1
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 220 000	± 150 000	± 800	± 120
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 66	± 48	± 18	± 9,6
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 40	± 24	± 0,11	± 0,083
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	± 2 600	± 1 900	± 8	± 1
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 900	± 600	± 8	± 6
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	± 22	± 16	± 1	± 1
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-9	4972-10		
pH-arvo	ISO 10390:20056	pH	± 0,2	± 0,2		
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 3 800	± 6 500		

Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%	± 0,1	± 0,2
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg		
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 4	± 4
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 0,03	± 0,03
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 1,0	± 1
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg		
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 3	± 4
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 6	± 7
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 1	± 1
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 4	± 4
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg		
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 7	± 8
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	± 5	± 6

Määrittämissä

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-1	4972-2	4972-3	4972-4
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	
Esikäsitteily	Mikroaaltopoltto-AR		10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	14.10.2014
pH-arvo	SFS 3021:1979/ ISO 10390:2006		09.10.2014	09.10.2014	09.10.2014	09.10.2014
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014
Hekutusjäännös	SFS 3008	%	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	05.11.2014	05.11.2014	05.11.2014	
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%				05.11.2014
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				23.10.2014
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-5	4972-6	4972-7	4972-8
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
Esikäsitteily	Mikroaaltopoltto-AR		10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
pH-arvo	SFS 3021:1979		09.10.2014	09.10.2014	09.10.2014	09.10.2014
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014

Hekutusjäännös	SFS 3008	%	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	05.11.2014	05.11.2014	05.11.2014	05.11.2014
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014	23.10.2014
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	4972-9	4972-10		
Esikäsittely	Mikroaaltopoltto-AR		14.10.2014	14.10.2014		
pH-arvo	ISO 10390:20056	pH	09.10.2014	09.10.2014		
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	14.10.2014	14.10.2014		
Hekutusjäännös	SFS 3008	%	10.10.2014	10.10.2014		
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	10.10.2014	10.10.2014		
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%	05.11.2014	05.11.2014		
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg	23.10.2014	23.10.2014		

Vaasan kaupungin ympäristölaboratorio

 Kruunantie 36
 65230 Vaasa



Näytetiedot	Näyte	Muu liete		
	Näyte otettu	10.10.2014	Ottoklo	
	Saapunut	10.10.2014	Näytteen ottaja	Asiakas
	Tutkimus alkoi	10.10.2014	Näytteenoton syy	Asiakkaan tutkimus
	Tutkimus valmis	26.11.2014		
	Viite	"Ympäristölaboratorio"		
	Yhteyshenkilö	Allan Witick, 040 539 9786		

Analyyysi	Menetelmä	Yksikkö	5024-1 2014-3163-1 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Tuleva liete 8.10.2014	5024-2 2014-3163-2 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Liete+polyme eri 8.10.2014	5024-3 2014-3163-3 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kuivattu liete 8.10.2014	5024-4 2014-3163-4 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, Kirkaste 1 8.10.2014
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	4 200	4 700		5,9
pH-arvo	* SFS 3021:1979/ ISO 10390:2006		3,9	4,1	4,1	4,6
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	2 300	2 200	26 000	41
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	42,8	40,2	42,2	63,6
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	0,4	0,4	5,6	0,02
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	29	42		2
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	160	170		1,2
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	110	93		0,62
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	0,21	0,24		0,26
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	12	21		2,8
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	5 900	5 300		95
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	77	71		1,5
Kupari	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	160	160		3,9
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	49	34		1,4
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	120	120		25
Rauta	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	710 000	780 000		4 800
Sinkki	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	210	260		110
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	110	110		0,59
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			0,8	
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			40	
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			22	
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			0,09	
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			5,5	
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			1 200	
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			18	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			36	
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			7,3	
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			21	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			170 000	
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			40	
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			30	

Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Tutkimustodistuksen osittainen kopioiminen kielletty

Analyyssi	Menetelmä	Yksikkö	5024-5 2014-3163-5 Vaasan vesi/Pilvilam men vesilaitos, kirkaste 2 8.10.2014			
Kiintoaine (GF/A)	* SFS-EN 872:2005	mg/l	82			
pH-arvo	* SFS 3021:1979		4,3			
CODCr	* SFS 5504:1988	mg/l	110			
Hekktusjäännös	SFS 3008	%	48,9			
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	0,03			
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	10			
Antimoni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	3,3			
Arseeni	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	1,2			
Kadmium	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	0,11			
Koboltti	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	5,6			
Kokonaisfosfori	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	180			
Kromi	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	5,5			
Kupari	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	5,2			
Lyijy	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	2,1			
Nikkeli	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	31			
Rauta	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	13 000			
Sinkki	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	100			
Vanadiini	* SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	2,5			

* Akkreditoitu määritysmenetelmä. Akkreditointi ei koske mahdollista lausuntoa.

	
---	---

Allan Witick
 Laboratoriopäällikkö

Mittausepävarmuustiedot

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	5024-1	5024-2	5024-3	5024-4
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	± 833	± 943		± 1
pH-arvo	SFS 3021:1979/ ISO 10390:2006		± 0,2	± 0,2		± 0,2
pH-arvo	ISO 10390:20056	pH			± 0,2	
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 230	± 220	± 2 600	± 4
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			± 0,2	
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	± 4	± 6		± 0,3
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 16	± 17		± 0,12
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 11	± 9,3		± 0,062
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,021	± 0,024		± 0,026
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 1,2	± 2,1		± 0,28
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 590	± 530		± 9,5
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 7,7	± 7,1		± 0,15
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 16	± 16		± 0,39
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 4,9	± 3,4		± 0,14
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 12	± 12		± 2,5
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 71 000	± 78 000		± 480
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 21	± 26		± 11
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 11	± 11		± 0,059
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 4	
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 0,03	
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 1	
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 4	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 7	
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 1	
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 4	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg				
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 8	
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			± 6	
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	5024-5			
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	± 16			
pH-arvo	SFS 3021:1979		± 0,2			
pH-arvo	ISO 10390:20056	pH				
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	± 11			
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	± 1			
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,33			
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,12			
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,011			
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,56			
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 18			
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,55			
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,52			
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,21			
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 3,1			
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 1 300			
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 10			
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	± 0,25			

Määrittämisspivämäärät

Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Tutkimustodistuksen osittainen kopioiminen kielletty

Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	5024-1	5024-2	5024-3	5024-4
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	13.10.2014	13.10.2014		13.10.2014
Esikäsitteily	Mikroaaltopoltto-AR		10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
pH-arvo	SFS 3021:1979/ ISO 10390:2006		10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014	10.10.2014
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014	14.10.2014
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	13.10.2014	13.10.2014	13.10.2014	13.10.2014
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	13.10.2014	13.10.2014	13.10.2014	13.10.2014
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	11.11.2014	11.11.2014		11.11.2014
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	24.10.2014	24.10.2014		24.10.2014
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	24.10.2014	24.10.2014		24.10.2014
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014	23.10.2014		23.10.2014
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	%			11.11.2014	
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	mg/kg			24.10.2014	
Analyysi	Menetelmä	Yksikkö	5024-5			
Kiintoaine (GF/A)	SFS-EN 872:2005	mg/l	13.10.2014			
Esikäsitteily	Mikroaaltopoltto-AR		10.10.2014			
pH-arvo	SFS 3021:1979		10.10.2014			
CODCr	SFS 5504:1988	mg/l	14.10.2014			
Hehkutusjäännös	SFS 3008	%	13.10.2014			
Kuiva-aine	SFS 3008:1990	%	13.10.2014			
Kok.N (Kjeld.)	SFS 5505:1988 modif.	mg/l	11.11.2014			
Antimoni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	24.10.2014			
Arseeni	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Kadmium	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Koboltti	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Kokonaisfosfori	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	24.10.2014			
Kromi	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Kupari	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Lyijy	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Nikkeli	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Rauta	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Sinkki	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			
Vanadiini	SFS-EN ISO 17294-2:05 modif.	µg/l	23.10.2014			