



BIOLIETTEEN SÄHKÖAVUSTEINEN SUODATUS

Lappeenrannan–Lahden teknillinen yliopisto LUT

Kemiantekniikan kandidaatintutkielma

2022

Jaakko Nevala

Tarkastaja: TkT Teemu Kinnarinen

TIIVISTELMÄ

Lappeenrannan–Lahden teknillinen yliopisto LUT

LUT School of Engineering Science

Kemiantekniikka

Jaakko Nevala

Biolietteen sähköavusteinen suodatus

Kandidaatintutkielma

Kevät 2022

33 sivua, 11 kuvaa, 1 taulukko ja 0 liitettä

Tarkastaja: TkT Teemu Kinnarinen

Avainsanat: sähköavusteinen suodatus, bioliete, aktiiviliete, sähköavusteinen kuivaus

Jätevedenpuhdistuksessa syntyvän biolietteen kuivaaminen mekaanisilla kuivausmenetelmillä on hankalaa. Korkeiden kuiva-ainepitoisuuksien saavuttaminen edellyttää yleensä energiantensiivistä lämpökuivausta. Ongelmaan on etsitty ratkaisua sähköavusteisesta suodatuksesta, jossa nesteen ja kiintoaineen erotusta tehostetaan sähkökentän aikaan saamalla elektrokineettisillä ilmiöillä.

Tässä kandidaatintutkielmassa tarkastellaan sähköavusteisen suodatuksen toimintaa alan tutkimukseen perustuen. Samalla arvioidaan menetelmän käyttökelpoisuutta biolietteen kuivauksessa energiankulutuksen ja saavutettavien kuiva-ainepitoisuuksien perusteella.

Sähköavusteinen suodatus vaikuttaa lupaavalta ja energiatehokkaalta vaihtoehdolta lämpökuivaukselle. Menetelmällä voidaan saavuttaa korkeampia suodinkakun kuiva-ainepitoisuuksia kuin perinteisillä mekaanisilla kuivausmenetelmillä. Samalla energiankulutus kuitenkin pysyy merkittävästi lämpökuivausta pienempänä.

Sekä laboratorioissa että kaupallisen mittakaavan laitteistoilla tehtyjen kokeiden perusteella tehokkain sähköavusteinen kuivausmenetelmä on sähkökentän yhdistäminen panostoimiseen painesuodattimeen. Tulevaisuudessa sähköavusteisten laitteistojen käyttökelpoisuutta voitaisiin olennaisesti parantaa kehittämällä halpoja ja paremmin korroosiota kestäviä elektrodeja.

Sisällysluettelo

Tiivistelmä

1	Johdanto.....	2
2	Biolietteet ja niiden muodostuminen	3
2.1	Veden sitoutumien biolietteeseen.....	3
2.2	EPS-materiaali	4
2.3	Lietteiden muodostuminen aktiivilietepuhdistuksessa	5
3	Lietteiden käsittely.....	7
3.1	Esikäsittely.....	8
3.2	Lietteiden mekaaninen ja terminen kuivaus.....	10
4	Sähköavusteinen suodatus	12
4.1	Elektrokineettiset ilmiöt.....	12
4.2	Biolietteen sähköavusteinen suodatus	15
4.2.1	Vaikutus suodinkakun kuiva-ainepitoisuuteen	17
4.2.2	Energiankulutus.....	19
5	Laitteistojen toimintaan vaikuttavia tekijöitä	22
5.1	Lietteen ominaisuudet ja kunnostus.....	22
5.2	Elektrodien korroosio ja likaantuminen.....	25
6	Johtopäätökset.....	26
	Lähteet	28

1 Johdanto

Biologinen vedenpuhdistus aktiivilietemenetelmällä on tehokas ja laajasti käytetty prosessi jätevesien puhdistukseen. Puhdistusprosessin seurauksena muodostuu ylijäämälietteitä, jotka täytyy käsitellä ja loppusijoittaa. Eurostatin (2022) tilastojen mukaan Suomessa kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla lietettä muodostuu vuosittain noin 150 000 tonnia. Euroopassa lietteitä tuotetaan vuosittain 8,7 miljoonaa kuiva-ainetonna (EurEau, 2021).

Lietteen käsittely muodostaa merkittävän osan jätevedenpuhdistuksen kustannuksista. Muodostuva bioliete vastaa noin 1 %:a käsiteltävän jäteveden tilavuudesta mutta käsittelystä, ja loppusijoituksesta syntyvät kustannukset ovat 25–65 % koko puhdistamon toiminnan kustannuksista (Foladori et al., 2010, s. 1–4).

Puhdistusprosessissa muodostuvan biolietteen vesipitoisuus on tavallisesti yli 90 % (Gray, 2010, s. 645). Lietteen tilavuuden pienentämiseksi ja jatkokäsittelyn helpottamiseksi sitä täytyy kuivata. Valitettavasti etenkin aktiivilietepuhdistuksessa muodostuvan biolietteen kuivaaminen on hankalaa. Aktiivilietteessä vesi sitoutuu voimakkaasti kiintoaineeseen, ja sen erottaminen on vaikeaa. Tavallisilla mekaanisilla kuivausmenetelmillä kuiva-ainepitoisuudeksi aktiivilietteelle saadaan noin 20–25 massaprosenttia (Visigalli et al., 2017). Korkeampien kuiva-ainepitoisuuksien saavuttamiseksi joudutaan käyttämään paljon energiaa kuluttavaa termistä kuivausta.

Parempaa ratkaisua veden erottamiseen biolietteestä on etsitty sähköavusteisesta suodatuksesta. Sähköavusteisella suodatuksella tai vedenpoistolla tarkoitetaan erotustekniikkaa, jossa perinteisiin mekaanisiin kuivausmenetelmiin, kuten suotonauhapuristimiin ja painesuodattimiin, on yhdistetty sähkökenttä tehostamaan nesteen ja kiintoaineen erotusta (Mahmoud et al., 2013, s. 273).

Tämän kandidaatintutkielman tarkoituksena on tarkastella sähköavusteisen suodatuksen käyttökelpoisuutta jätevedenpuhdistuksessa muodostuvan aktiivilietteen kuivauksessa. Tutkielmassa perehdytään sähköavusteisen suodatuksen toimintaperiaatteeseen alan kirjallisuuden perusteella. Käyttökelpoisuuden arvioimisen kannalta keskeisiä osa-alueita ovat energiankulutus ja saavutettava suodinkakun kuiva-ainepitoisuus. Lisäksi tarkastellaan

sähköavusteisten laitteistojen toimintaan vaikuttavia tekijöitä, kuten lietteen ominaisuuksia ja elektrodien kestävyyttä.

2 Biolietteet ja niiden muodostuminen

Vedenpuhdistusprosessin seurauksena syntyvän biolietteen massasta vettä voi olla jopa 98 %. Lietteen kustannustehokkaan jatkokäsittelyn kannalta on oleellista, että lietteen sisältämän veden määrää saadaan vähennettyä. Veden poistaminen biolietteistä on kuitenkin vaikeaa, sillä lietteet sisältävät kolloidisia ja polymeerisiä (EPS) materiaaleja, jotka sitovat vettä pinnoilleen sekä flokkien sisään (Mowla & Allen, 2013).

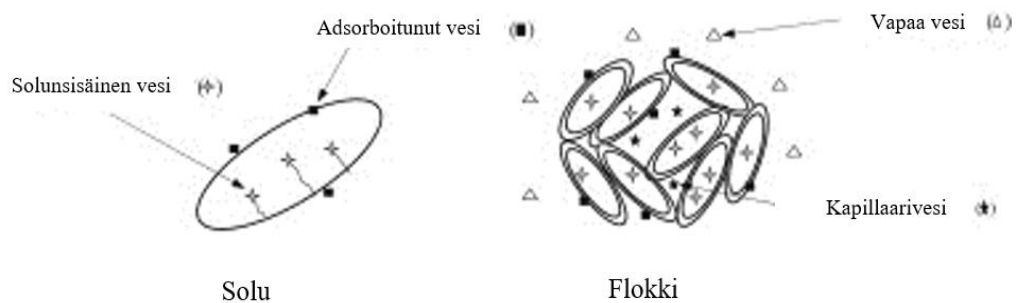
Biolietteen ominaisuuksiin vaikuttavat tietenkin puhdistusprosessi sekä puhdistettavan jäteveden ominaisuudet ja alkuperä. Esimerkiksi Suomessa metsäteollisuuden jätevesien puhdistuksessa muodostuvassa biolietteessä on kunnallisten puhdistamoiden lietteeseen verrattuna vähän ravinteita (typpeä ja fosforia), mutta enemmän tuhkaa, ligniiniä ja hiilihydraatteja (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 23–26). Ongelmana on kuitenkin sama kuin kunnallisilla vedenpuhdistamoilla; biolietteiden kuivaaminen on hankalaa verrattuna muun tyyppiin lietteisiin.

2.1 Veden sitoutumien biolietteeseen

Biolietteen sisältämä vesi voidaan jakaa vapaaseen ja sitoutuneeseen veteen. Vapaa vesi ei ole sitoutunut lietteen kiintoaineeseen ja se voidaan poistaa lietteestä esimerkiksi painovoimalaskeutuksella. Lietteen vedestä noin 70 % on vapaata vettä (Gray, 2010, s. 646).

Sitoutunut vesi määriteltiin alun perin lietteen sisältämäksi vedeksi, joka ei jäädy -20°C lämpötilassa. Tämä määritelmä ei kuitenkaan ota huomioon eri tapoja, joilla vesi voi sitoutua lietteen kiintoaineeseen, eikä sitoutumistapojen vaikutusta vedenpoisto-ominaisuuksiin (Novak, 2006). Sitoutumistavan perusteella sitoutunut vesi voidaan jakaa kolmeen eri tyyppiin (Kuva 1). Kapillaarivesi on sitoutunut flokkien sisään ja sitä voidaan poistaa ainoastaan

pieniä määriä rikkomalla flokin tai solun rakennetta mekaanisilla erotusmenetelmillä. Adsorboitunut vesi on kiinnittynyt kiintoaine partikkelien pintaan, eikä sitä voida erottaa mekaanisilla menetelmillä. Solunsisäinen vesi on sitoutunut kemiallisesti partikkelien sisään ja se voidaan poistaa ainoastaan partikkelien termokemiallisella hajotuksella. Sitoutunut vesi rajoittaa merkittävästi veden poistoa biolietteestä (Mowla & Allen, 2013; Vesilind & Hsu, 1997).



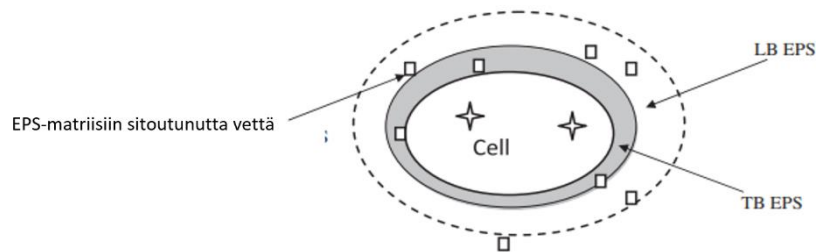
Kuva 1. Veden sitoutuminen biolietteen sisältämään kiintoaineeseen. Muokattu lähteestä (Mowla & Allen, 2013).

2.2 EPS-materiaali

Biologisen vedenpuhdistuksen yhteydessä syntyy aktiivilietettä, joka sisältää bakteerien muodostamia rykelmiä eli flokkeja. Flokkien sisällä bakteerisoluja ympäröi suurikokoisten polymeerimolekyylien matriisi. Matriisin muodostavia polymeerejä kutsutaan EPS-materiaaliksi (Extracellular polymeric substances eli solujen ulkopuoliset polymeerit) ja ne muodostuvat mikrobien biologisen toiminnan seurauksena (Laspidou & Rittmann, 2002). EPS-materiaali koostuu useista erityyppisistä polymeereistä kuten hiilihydraateista, nukleiinihappoista ja proteiineista. Aktiivilietteessä proteiinit ovat yleisimpiä (Liu & Fang, 2003).

EPS-materiaalit voidaan jakaa liukeneviin ja sidottuihin materiaaleihin. Liukeneviin EPS-materiaaleihin kuuluvat esimerkiksi kolloidiset partikkelit ja veteen liukenevat makromolekyylit (Laspidou & Rittmann, 2002). Sidottu EPS luokitellaan vahvasti sitoutuneeseen (TB-EPS) ja heikosti sitoutuneeseen (LB-EPS) materiaaliin. TB-EPS on kiinnittynyt tiukasti

aivan solun pintaan ja LB-EPS muodostaa ulomman limakerroksen. Tällöin solun ympärille muodostuu kaksikerroksinen rakenne (Kuva 2) (Mowla & Allen, 2013).

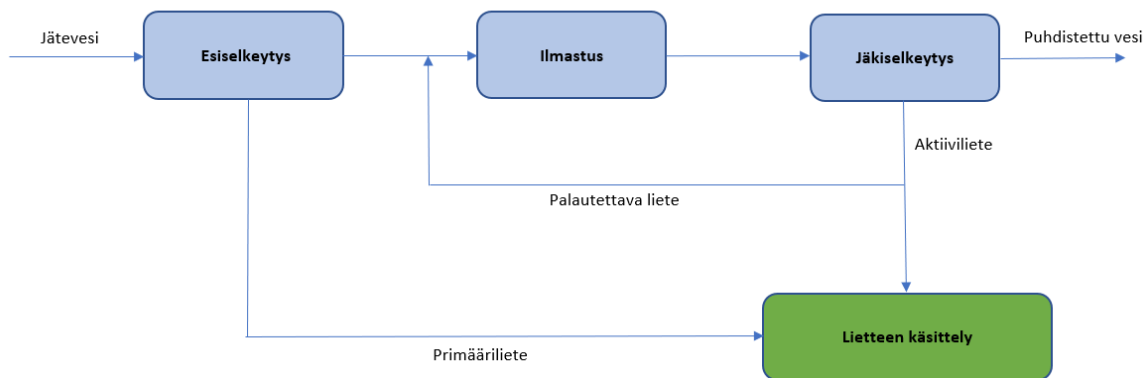


Kuva 2. Kaksikerroksinen EPS-rakenne solun ympärillä. Muokattu lähteestä (Mowla & Allen, 2013).

EPS-materiaalit vaikuttavat merkittävästi aktiivilietteen vedenpoisto-ominaisuuksiin. Kuten Kuvasta 2 nähdään ne sitovat vettä, mutta niillä on vaikutusta myös flokkien muodostumiseen sekä lietteen laskeutettavuuteen. Yleisesti EPS-materiaalien pitoisuuden kasvu vaikeuttaa veden poistoa (Liu & Fang, 2003). Syitä vedenpoisto-ominaisuuksien heikkenemiseen ovat esimerkiksi mikrobien pintavarauksen kasvu, joka vaikeuttaa flokkien muodostumista, lisääntynyt kapillaariveden sitoutuminen flokkeihin sekä veden läpäisyä haittaavan kerroksen muodostuminen suodattimien pinnoille (Mowla & Allen, 2013).

2.3 Lietteiden muodostuminen aktiivilietepuhdistuksessa

Useimmat vedenpuhdistuslaitokset hyödyntävät aktiivilietepuhdistusta, jossa muodostuu kahdenlaista lietettä: Esiselkeytyksen yhteydessä syntyy primäärilietettä sekä sekundäärilietettä eli aktiivi- tai biolietettä. Aktiiviliete muodostuu biologisen puhdistuksen seurauksena ja se erotetaan puhdistettavasta vedestä jälkiselkeytyksessä (Foladori et al., 2010, s. 1). Aktiivilietepuhdistuksen päävaiheet ja lietteen muodostuminen on esitetty Kuvassa 3.



Kuva 3. Aktiivilieteprosessi ja lietteen muodostuminen.

Ennen varsinaista biologista puhdistusta jätevesi käy läpi mekaanisen esipuhdistuksen ja esiselkeytyksen. Esiselkeytyksessä laskeutetut kiintoainepartikkelit poistuvat primäärilietteenä (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 17). Primäärilietteen kiintoainepitoisuus on 2–7 % ja sen vedenpoisto-ominaisuudet ovat hyvät myöhemmin prosessissa muodostuvaan aktiivilietteeseen verrattuna. (Foladori et al., 2010, s. 8).

Aktiivilieteprosessi perustuu mikro-organismien toimintaan. Yksinkertaisimmillaan tämä tarkoittaa jäteveden sekoittamista mikro-organismien kanssa aerobisissa olosuhteissa. Tällöin mikrobit puhdistavat vettä hajottamalla jätevedessä olevaa orgaanista materiaalia, joka toimii hiilen ja energian lähteenä mikrobien kasvulle ja lisääntymiselle. Mikrobien kasvun seurauksena veteen alkaa muodostua flokkeja. Yleensä orgaanisen aineen hajotus tapahtuu ilmastustankissa, jossa jäteveden sekaan puhalletaan ilmaa tai puhdasta happea. Ilmastuksella varmistetaan mikro-organismeille riittävä hapensaanti. Ilmastustankissa on myös jatkuva sekoitus, jonka avulla flokit saadaan pidettyä osana suspensiota estämällä niiden ennenaikainen laskeutuminen sekä varmistetaan jäteveden ja mikrobien riittävä sekoittuminen (Innerebner, Khodaei & Rogensues, 2018, s. 20).

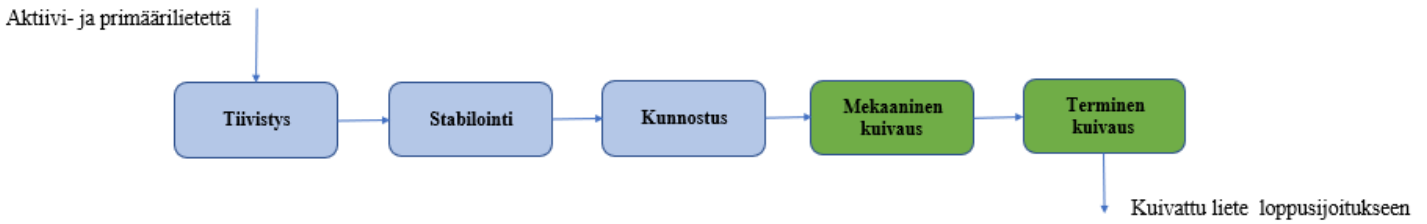
Ilmastuksen jälkeen suspensio siirretään jälkiselkeytykseen, jossa flokit laskeutuvat painovoiman vaikutuksesta. Puhdistettu vesi poistuu selkeytyksestä ylitteenä. Jälkiselkeytyksestä poistuvaa lietettä kutsutaan aktiivilietteeksi ja osa siitä kierrätetään takaisin puhdistusprosessiin, jossa sen sisältämät mikrobit voidaan hyödyntää uudestaan (Innerebner, Khodaei & Rogensues, 2018, s. 22). Ilmastuksen tai jälkiselkeytyksen yhteydessä vedestä voidaan

poistaa myös tyypeä pelkistämällä nitriittiä typpikaasuksi heterotrofisten bakteerien avulla. Poistuvan aktiivilietteen kuiva-ainepitoisuus on yleensä noin 0,5–1,5 % (Foladori et al., 2010, s. 8).

Jätevedet sisältävät myös fosforia, joka on poistettava puhdistusprosessin yhteydessä. Fosforin poistaminen voidaan toteuttaa alumiini- tai rautasulfaatilla saostamalla. Saostus voidaan tehdä useassa prosessin vaiheessa. Ilmastuksen yhteydessä toteutettavaa saostusta kutsutaan rinnakkaissaostukseksi. Esiselkeytyksen yhteydessä tapahtuva saostus tunnetaan esisaostuksena ja jälkiselkeytyksen yhteydessä tapahtuva jälkisaostuksena (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 18).

3 Lietteiden käsittely

Lietteen käsittelyn tavoitteena on kuljetus- ja jatkokäsittelykustannusten vähentäminen. Kustannussyiden lisäksi käsittelyllä pyritään mahdollistamaan lietteen turvallinen ja ympäristöystävällinen loppusijoitus. Lietteenkäsittelyprosessin vaiheet voidaan jakaa kahteen osa-alueeseen; esikäsittelyyn ja lietteen kuivaukseen. Esikäsittelyvaiheiden tarkoituksena on lietemäärä pienentäminen sekä lietteen ominaisuuksien parantaminen kuivauksen ja loppusijoituksen kannalta. Määrän pienentäminen tarkoittaa käytännössä kuiva-ainepitoisuuden kasvattamista. Ominaisuuksien parantaminen pitää sisällään lietteen vedenpoisto-ominaisuuksien parantamisen ja biologisen aktiivisuuden vähentämisen. Esikäsittelyyn sisältyy lietteen tiivistys, stabilointi ja kunnostus. Kuivaus tapahtuu yleensä kahdessa vaiheessa; ensin mekaanisesti ja sen jälkeen termisesti (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 37–38. Kuvassa 4 on esimerkki tavanomaisen lietteenkäsittelyprosessin vaiheista. Lietteenkäsittelyprosessista on kuitenkin olemassa useita variaatioita. Prosessin vaiheet eivät välttämättä aina ole Kuvassa 4 esitetystä järjestyksessä, eikä prosessi välttämättä sisällä kaikkia Kuvan 4 vaiheita. Esimerkiksi lietteen terminen kuivaus ei aina ole tarpeellista. On myös mahdollista, että liete stabiloidaan mädättämällä ennen mekaanista kuivausta.



Kuva 4. Lietteenkäsittelyprosessin vaiheet. Esikäsitteilyyn kuuluvat vaiheet on merkitty sinisellä ja kuivausvaiheet vihreällä.

3.1 Esikäsitteily

Esikäsitteily ensimmäinen vaihe on tavallisesti lietteen tiivistys, jossa kiintoainepitoisuutta pyritään nostamaan ja lietteen tilavuutta pienentämään. Tiivistäminen toteutetaan tavallisesti gravitaatiolaskeutuksella tai flotaatiotiivistyksellä. Gravitaatiolaskeutus on yleisin tiivistysmenetelmä. Sen avulla primääri- ja aktiivilietteen seoksen kiintoainepitoisuudeksi saadaan noin 5–10 % (Tchobanoglous et al., 2003, s. 1488–1492).

Flotaatiotiivistys on harvinaisempi menetelmä. Se perustuu lietepartikkelien sitoutumiseen pinnalle nouseviin ilmakupliin. Pinnalle kohonnut kiintoaine poistetaan kaapimalla. Ilmakuplat muodostetaan liuottamalla ilmaa nesteeseen kovassa paineessa. Paineen laskiessa liuennut ilma vapautuu ja muodostaa kuplia. Flotaatio on käyttökelpoinen etenkin aktiivilietteelle, jonka laskeutusominaisuudet ovat huonot (Andreoli et al., 2007, s. 80–81). Kiintoaineen erotusta voidaan tehostaa polyelektrolyyteillä. Flotaation etuna on lyhyempi viipymäaika, mutta haittapuolia ovat suuremmat laskeutusta suuremmat käyttökustannukset. (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 39).

Stabiloinnin tavoitteena on pysäyttää aktiivilietteessä tapahtuva biologinen toiminta ja stabiloida lietteen biohajoava osa. Tämä estää lietteen mätänemisen ja hajuhaittojen syntymisen. Samalla pystytään hävittämään lietteestä haitalliset taudinaiheuttajat kuten bakteerit ja virukset. Stabilointi voidaan toteuttaa kemiallisesti, biologisesti tai lämpökäsittelyllä (Andreoli et al., 2007, s. 49).

Yleisin stabilointimenetelmä on anaerobinen biologinen käsittely eli mädätys, jossa lietteen sisältämä orgaaninen aine hajoaa monivaiheisen biokemiallisen prosessin seurauksena. Anaerobinen hajotus perustuu useiden erityyppisten bakteerien toimintaan. Prosessissa

hiilihydraattien, rasvojen ja proteiinien hajoamistuotteet muodostavat aluksi orgaanisia happoja, jotka bakteerien vaikutuksesta muuttuvat lopulta hiilidioksidiksi ja metaaniksi. Metaani voidaan kerätä talteen ja hyödyntää polttoaineena. Lietteiden määrä pienenee, sillä osa orgaanisesta aineesta muuttuu kaasuiksi. Orgaanisen aineen hajoaminen laskee kuitenkin kuiva-ainepitoisuutta. (Gray, 2010, s. 585–599). Anaerobisesti käsitelty liete voidaan loppusijoittaa kaatopaikalle tai kompostoida. Sitä voidaan tarvittaessa steriloida lämpökäsittelyllä. Kuivattuna liete voidaan myös hyödyntää polttamalla (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 43).

Toinen biologinen stabilointimenetelmä on aerobinen käsittely. Sen toiminnassa on paljon yhtäläisyyksiä aktiivilieteprosessiin, sillä molemmat prosessit perustuvat mikro-organismien toimintaan aerobisissa olosuhteissa. Toisin kuin aktiivilieteprosessissa liete ei aerobisen käsittelyn aikana sisällä enää riittävästi sopivaa orgaanista ainetta mikro-organismien ravinnoksi, vaan ne joutuvat käyttämään energian lähteenä omaa solumassansa. Solumassan hajoaminen tapahtuu hapetusreaktiossa, jossa vapautuu hiilidioksidia, vettä ja ammoniakkia. Aerobista käsittelyä voidaan hyödyntää osana typenpoistoa, sillä vapautuva ammoniakki hapettuu nitraatiksi ja edelleen typpikaasuksi. Aerobisen käsittelyn energiankulutus on suurempi kuin mädätyksellä ja lopputuotteen kuivattavuus on heikompi. Lopputuote on kuitenkin stabiilimpaa, hajuhaitat ovat vähäisempiä ja investointikustannukset matalampia kuin anaerobisessa käsittelyssä (Andreoli et al., 2007, s. 67–73; Tchobanoglous et al., 2003, s. 1533–1539).

Kalkkistabilointi on yleisin kemiallisen stabiloinnin menetelmä. Lietteeseen sekoitetaan kalsiumhydroksidia, joka nostaa lietteiden pH-arvon yli 11:een. Voimakkaasti emäksinen ympäristö tuhoaa tehokkaasti bakteerit ja virukset mutta ei vähennä orgaanisen aineen määrää lietteessä, joten lietettä ei saada pysyvästi stabiloitua. Mätänemistä ei kuitenkaan tapahdu, jos pH pidetään korkeana. Kalkin lisääminen kuitenkin kasvattaa kuivattavan lietteiden määrää, joten kalkkistabilointi toteutetaan yleensä vasta kuivaamisen jälkeen loppukäsittelynä. Kalkkistabiloitua lietettä voidaan hyödyntää esimerkiksi maataloudessa (Gray, 2010, s. 653–654).

Kunnostuksen tarkoituksena on parantaa lietteiden vedenpoisto-ominaisuuksia mekaanisen vedenerotuksen tehostamiseksi. Yleisin tapa lietteiden kunnostuksessa on kemikaalien lisääminen eli kemiallinen kunnostus, joka perustuu lietepartikkelien pintavarauksien neutralointiin. Pintavarauksen pienentyminen vähentää lietepartikkelien välisiä hylkiviä

vuorovaikutuksia, mikä tehostaa partikkelien sitoutumista ja flokkien muodostumista. Suurikokoisten flokkien muodostaman suodinkakun ominaisuudet, kuten kasvanut huokoisuus, tehostavat vedenpoistoa etenkin mekaanisia menetelmiä käytettäessä (Saveyn et al. 2005).

Kemialliseen kunnostukseen voidaan käyttää orgaanisia polyelektrolyyttejä, jotka ovat suurikokoisia polymeerejä. Pintavarauksia neutraloivan vaikutuksen lisäksi polyelektrolyytit kykenevät irrottamaan partikkelien pintaan adsorboitunutta vettä (Andreoli et al., 2007, s. 83). Suurikokoiset polymeerimolekyylit voivat myös edesauttaa flokkien muodostumista sitomalla lietepartikkeleita yhteen (Tuán, 2011, s 25–27). Polyelektrolyytit ovat suosittuja kunnostusaineita, sillä ne ovat biohajoavia ja kunnostukseen tarvittava kemikaaliannos on pienempi kuin epäorgaanisilla aineilla (Saveyn et al. 2005).

Epäorgaaniset kunnostusaineet ovat yleensä raudan tai alumiinin suoloja kuten rautakloridia, rautasulfaattia tai alumiinikloridia. Myös kalsiumoksidia voidaan käyttää kunnostusaineena. Neutraloivan vaikutuksen lisäksi epäorgaaniset aineet irrottavat EPS-materiaalin sitomaa vettä. Epäorgaaniset aineet myös sitoutuvat EPS-materiaalin polymeerien kanssa muodostaen tiiviimpiä ja kestävämpiä flokkeja, mikä parantaa lietteen kuivattavuutta tekniikoilla, jotka hyödyntävät suurta painetta (Niu et al., 2013). Lietteiden laadun vaihdellessa suuresti epäorgaanisten aineiden toiminta on varmempaa kuin orgaanisten. Ne kuitenkin kasvattavat epäorgaanisen aineen määrää lietteessä, mikä vaikeuttaa esimerkiksi lietteen polttamista (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 50).

3.2 Lietteiden mekaaninen ja terminen kuivaus

Kuivauksessa lietteen tilavuus pienenee, kun siitä poistetaan vettä. Mekaaniset kuivausmenetelmät ovat yleisimpiä. Aktiivilietteiden mekaaninen kuivattavuus on kuitenkin varsin heikko. Korkeita kuiva-ainepitoisuuksia tavoiteltaessa voidaan käyttää lämpökuivausta. Mekaaniseen kuivaukseen on käytettävissä useita eri laitteita kuten vakuumisuodattimia, suotonauhapuristimia, panostoimisia painesuodattimia ja sentrifugeja/linkoja. Taulukossa I on vertailtu eri mekaanisten kuivausmenetelmien avulla saavutettavia kuiva-ainepitoisuuksia primääri- ja aktiivilietteelle.

Taulukko I. Tyypillisiä kuiva-ainepitoisuuksia mekaanisille kuivaustekniikoille. Muokattu lähteestä (Andreoli et al., 2007, s. 93)

Kuiva-ainepitoisuus, %		
Menetelmä	Primääriliete	Aktiiviliete
Sentrifugi	29 - 34	14 - 20
Vakuumisuodatus	25 - 32	12 - 18
Suotonauhapuristin	31 - 37	13 - 19
Painesuodatin (panos)	40 - 46	27 - 33

Kuten Taulukosta I nähdään, primääriliete on huomattavasti helpompi kuivattava kuin aktiiviliete. Vedenpuhdistamoilla kuivattava liete on usein primääri- ja aktiivilietteen seos, joten erityyppisten litteiden suhteella on merkittävä vaikutus saavutettavaan kuiva-ainepitoisuuteen (Gray, 2010, s. 655).

Suotopuristimilla (painesuodatin) saavutetaan mekaanisista menetelmistä korkeimmat kuiva-ainepitoisuudet. Suotopuristin on kuitenkin ylläpito- ja investointikustannuksiltaan kallis (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 57). Laite on myös panostoiminen ja sen kuivaussykli voi kestää useita tunteja (Tchobanoglous et al., 2003, s. 1568). Suotonauhapuristimet puolestaan ovat jatkuvatoimisia ja pystyvät tuottamaan korkeita kuiva-ainepitoisuuksia primäärilietteelle. Ne ovat kuitenkin herkkiä lietteen laadun vaihtelulle, eivätkä kovin tehokkaita aktiivilietteen kuivauksessa (Gray, 2010, s. 659–661).

Sentrifugeissa/lingoissa kiintoaineen ja nesteen erotus perustuu keskipakovoimaan. Lingot ovat laajasti käytetty menetelmä lietteen kuivaamiseen ja ne ovat Suomessa yleisiä kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla. Niiden etuja ovat suhteellisen pieni tilantarve ja helppohoitaisuus (Lohiniva, Mäkinen & Sipilä, 2001, s. 53). Linkojen energiankulutus on kuitenkin korkea ja niillä on vaikeuksia käsitellä lietteitä, jotka sisältävät todella hienojakoista kiintoainetta (Tchobanoglous et al., 2003, s. 1563).

Termisellä eli lämpökuivauksella kuiva-ainepitoisuudeksi voidaan saada yli 90 %. Lämpökuivauksen toiminta perustuu veden haihduttamiseen lämmön avulla. Terminen kuivaus toimii samalla myös lietteen stabilointi- ja kunnostusmenetelmänä. Kuivauksessa lietteen lämpötila nousee, mikä tuhoaa lietteestä mikro-organismit ja stabiloi lietteen. Lämpötila myös

hajottaa solujen rakenteen, mikä mahdollistaa solujensisäisen veden poistamisen. Lämpökuivauksen haittapuolia ovat suuret investointikustannukset ja korkeasta energiankulutuksesta aiheutuvat käyttökustannukset (Gray, 2010, s. 645).

4 Sähköavusteinen suodatus

Sähköavusteisessa suodatuksessa erilaisiin suodatusmenetelmiin yhdistetään sähkökenttä. Tavoitteena on parantaa nesteen ja kiintoaineen erotusta hyödyntämällä sähkökentän aikaansaamia elektrokineettisiä ilmiöitä (Zhang et al., 2000). Biolietteiden kuivauksen yhteydessä vastaavia tekniikoita, joissa paineen avulla toimivaan erotusmenetelmään yhdistetään sähkökenttä, kutsutaan elektrokuivaukseksi tai sähköavusteiseksi kuivaukseksi/vedenpoistoksi (Saveyn et al., 2006). Hyödyntämällä sähkökenttää biolietteiden kuivauksessa voidaan tehostaa veden poistoa irrottamalla lietteen kiintoaineeseen sitoutunutta vettä (Jae-KungLee et al., 2002).

4.1 Elektrokineettiset ilmiöt

Sähköavusteisessa suodatuksessa kiintoaineen ja nesteen suspensio saatetaan katodin ja anodin väliin. Kytettäessä elektrodit virtalähteeseen niiden välille muodostuu sähkökenttä, joka läpäisee suspension ja saa aikaan elektrokineettiset ilmiöt. Biolietteen suodatuksen kannalta olennaiset elektrokineettiset ilmiöt ovat elektro-osmoosi, elektroforeesi ja elektromigraatio. Näiden lisäksi elektrodeilla tapahtuu sähkökemiallisia reaktioita (Mahmoud et al., 2010).

Elektroforeesi tarkoittaa sähkökentän aikaansaamaa suspension kiintoainepartikkelien liikettä. Partikkelien varaus määrää niiden liikesuunnan sähkökentässä. Liikesuunta on kohti vastakkaisen varauksen omaavaa elektrodia (Mahmoud et al., 2010). Aktiivilietteen sisältämä kiintoaine, kuten mikrobisolut, flokit ja EPS-materiaali, omaavat negatiivisen pintavarausten, joten niiden liikesuunta on kohti anodia (Liu & Fang, 2003). Partikkelien elektroforeettinen nopeus voidaan laskea Yhtälöllä 1.

$$v_{ef} = \frac{\varepsilon_0 \varepsilon_r \zeta E}{\eta} \gamma \quad (1)$$

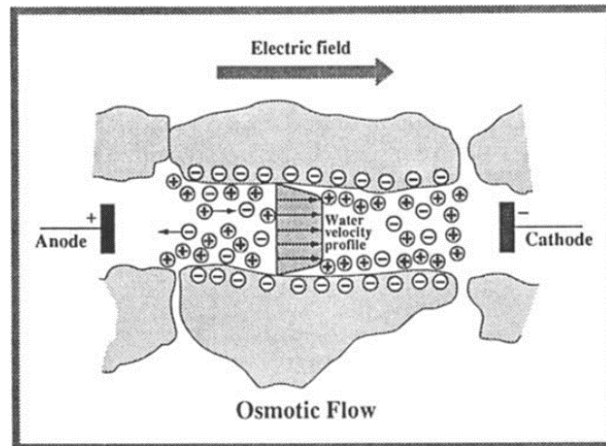
Yhtälössä v_{ef} on elektroforeettinen nopeus (m/s), ε_0 on tyhjiön permittiivisyys ($8,854 \cdot 10^{-12}$ C/(V*m)), ε_r on nesteen suhteellinen permittiivisyys, E on sähkökentän voimakkuus (V/m), ζ on Zeta-potentiaali (V), η on nesteen viskositeetti ja γ on partikkelinmuotokerroin (Tuán, 2011, s. 39).

Elektromigraatio on ionien liikettä sähkökentässä. Ionien liikesuunta määräytyy samalla tavalla kuin elektroforeesissa. Elektromigraatiota voidaan pitää elektroforeesin erikoistapauksena, kun partikkelikoko on lähellä nollaa (Mahmoud et al., 2010). Ionien liikettä kuvaa ioninen liikkuvuus (Yhtälö 2).

$$u = \frac{zDF}{RT} \quad (2)$$

Yhtälössä $2 u$ ($\text{m}^2/(\text{V} \cdot \text{s})$) on ioninen liikkuvuus, z on ionin varausluku, D on ionikohtainen diffuusiokerroin (m^2/s), T on lämpötila (K), R on yleinen kaasuvakio ($8.314 \text{ J}/(\text{mol} \cdot \text{K})$) ja F on Faradayn vakio ($96,487 \text{ C}/\text{mol}$) (Atkins, De Paula & Keeler, 2018, s. 704).

Elektro-osmoosi tarkoittaa nesteen virtausta sähkökentän vaikutuksesta varatun pinnan, kuten kapillaariputken tai huokoisen materiaalin, ohi. Toisin kuin elektroforeesissa, jossa partikkelit liikkuvat nesteessä, elektro-osmoosissa on kyse bulkkinesteen virtauksesta. Kuvassa 5 on esimerkki veden elektro-osmoottisesta virtauksesta negatiivisen pintavarauksen omaavassa huokosessa.

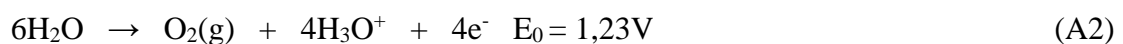


Kuva 5. Elektro-osmoottinen virtaus huokosessa (Hiemenz & Rajagopalan, 1997, s. 551)

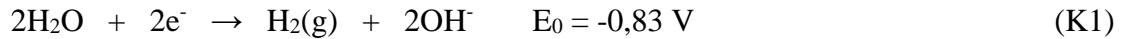
Elektro-osmoottinen virtaus saa alkunsa kiintoaineen ja nesteen rajapinnasta, johon on muodostunut sähköinen kaksoiskerros. Sähkökenttä saa kaksoiskerroksen ionit liikkumaan kohti vastakkaisen varauksen omaavaa katodia, mikä puolestaan aiheuttaa bulkkinesteen virtauksen. Elektro-osmoottinen virtaus pinta-alan A (m^2) läpi voidaan laskea Yhtälöllä 3 (Hiemenz & Rajagopalan, 1997, s. 550–552).

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\varepsilon_0 \varepsilon_r \zeta E}{\eta} A \quad (3)$$

Elektrodien välinen jännite on usein suurempi kuin monien aineiden elektrolyyttiseen hajottamiseen tarvittava jännite. Tästä syystä sähköavusteisen suodatuksen yhteydessä elektrodeilla tapahtuu hapettumis- ja pelkistymisreaktioita. Mahdolliset anodilla tapahtuvat hapettumisreaktiot ovat:



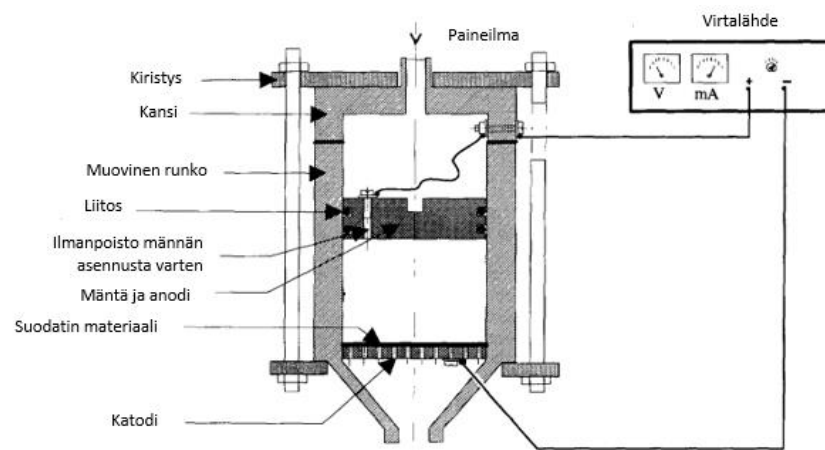
Mahdolliset katodilla tapahtuvat pelkistymisreaktiot ovat:



E_0 on tapahtuvan reaktion standardipotentiaali ja M on elektrodin materiaali. Mahdollisista anodireaktioista yleensä tapahtuu A1 ja katodireaktioista K1 (Weber & Stahl, 2002). Reaktioiden K1 ja A2 seurauksena elektrodille voi muodostua kaasukerros, joka aiheuttaa sähkövastuksen kasvamisen (Mahmoud et al., 2010).

4.2 Biolietteen sähköavusteinen suodatus

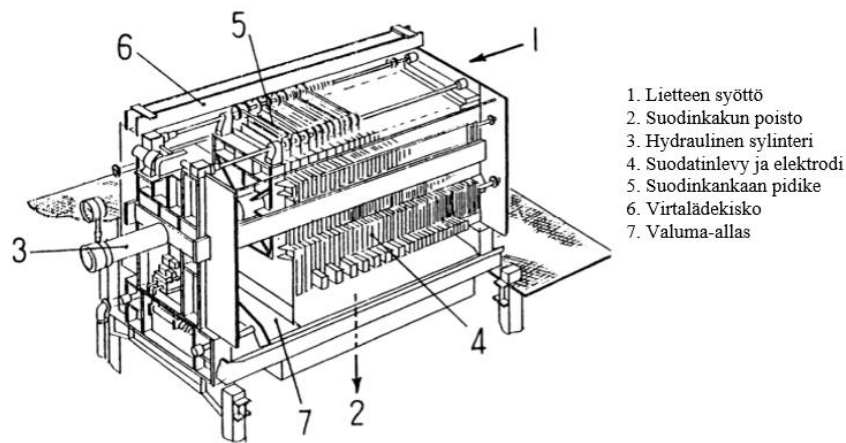
Biolietteen kuivauksessa sähkökenttä yhdistetään paineen ja puristuksen avulla toimiviin vedenpoistotekniikoihin. Laboratoriomittakaavassa suodatuksessa hyödynnetään yleisimmin paineistettua sylinterimäistä laitteistoa (Tuán, 2011, s. 41). Kuvassa 6 on esimerkki laboratoriolaitteesta, jossa paine tuotetaan mekaanisesti paineilman ja männän avulla. Anodi on kiinnitetty mäntään ja katodi on laitteiston pohjalla suodatin materiaalin alla (Gazbar et al., 1994).



Kuva 6. Laboratoriossa suodatukseen käytettävä sylinterimäinen laitteisto. Muokattu lähteestä (Gazbar et al., 1994).

Uudemmissa tutkimuslaitteistoissa on hyödynnetty erilaisia elektrodien konfiguraatioita, esimerkiksi yhdistämällä sylinterimäiseen laitteistoon kaareva anodi (Yang et al., 2018). Lisäksi on tutkittu uudenlaista Push-tyyppin laitteistoa, jossa liete pumpataan ruuvipumpulla paikallaan pysyvien elektrodien väliin (Sun et al., 2021). Kaupallisen ja pilottimittakaavan laitteissa sähkökenttä on yhdistetty erilaisiin puristimiin kuten kammio- tai nauhapuristimiin (Saveyn et al., 2006; Zhang et al., 2017; Raats et al., 2002; Snyman et al., 2000; Kondoh & Hiraoka, 1990). Kuvassa 7 on esimerkki kaupallisen mittakaavan sähköavusteisen kammiosuotopuristimen rakenteesta. Elektrodit on yhdistetty suodatinlevyihin, jotka sisältävät suodatinkankaan sekä membraanin (Kondoh & Hiraoka, 1990). Sähköavusteisissa

laitteistoissa voidaan hyödyntää joko vakiojännitettä, virtaa tai sähkökenttää (Mahmoud, 2016).



Kuva 7. Sähköavusteinen kammiosuotopuristin, jossa elektrodit on yhdistetty suodatinlevyihin. Muokattu lähteestä (Kondoh & Hiraoka, 1990).

Sähkökentän lisäksi mekaaninen vedenpoisto on keskeisessä osassa sähköavusteisissa tekniikoissa. Mekaaninen vedenpoisto voidaan jakaa kahteen vaiheeseen: Suodatusvaiheessa paine työntää suspensiota kohti suodatinmateriaalia. Kiintoaine muodostaa huokoisen suodinkakun suodatinmateriaalin päälle ja vesi virtaa kakun sekä suodattimen läpi. Puristusvaiheessa mekaanisen paineen tuottava elementti, kuten mäntä, tulee kontaktiin suodinkakun kanssa ja puristaa sitä (Mahmoud et al., 2010).

Sähkökentän ja mekaanisen paineen yhdistämisen etuina ovat elektrodien parempi kontakti suodinkakun kanssa, nopeampi veden virtaus ulos suodinmateriaalista ja elektrodille

muodostuvan kaasukerroksen aiheuttaman sähkövastuksen pieneneminen (Zhang et al., 2017). Helposti kokoonpuristuvien ja suuria flokkeja sisältävien aktiivilietteiden kuivauksessa sähköavusteisuudesta on hyötyä pääasiassa vain puristusvaiheessa, joten sähkökentän hyödyntäminen koko mekaanisen prosessin ajan ei ole tarpeellista (Mahmoud et al., 2016). Vastaavasti epäorgaanisilla mineraalilietteilä sähkökentän on havaittu tehostavan myös suodatusvaihetta. Hidastunut kakun muodostuminen katodilla vähentää merkittävästi suodatusvastusta ja nopeuttaa suodatusta, joten epäorgaanisilla lietteillä sähkökenttää kannattaa hyödyntää koko vedenpoistoprosessin ajan (Weber & Stahl, 2003).

4.2.1 Vaikutus suodinkakun kuiva-ainepitoisuuteen

Paremmat kiintoaineen ja veden erottumisen saavat aikaan elektro-osmoosi ja elektroforeesi. Elektro-osmoosi aiheuttaa veden virtauksen suodinkakun huokosissa sekä mahdollistaa adsorboituneen veden ja kapillaari veden erottamisen kiintoaineesta. Elektroforeesi puolestaan liikuttaa kiintoainepartikkeleja kohti anodia, mikä hidastaa suodinkakun muodostumista katodille ja parantaa veden virtausta. Biolietteiden suodatuksesta saatujen kokeellisten tulosten perusteella elektroforeesin merkitys on kuitenkin vähäinen ja elektro-osmoosi on pääasiassa vastuussa tehokkaammasta erotuksesta (Jae-KungLee et al., 2002). Elektroforeesin vähäinen vaikutus saattaa johtua lietepartikkelien suuresta koosta (Mahmoud et al., 2016). Elektroforeesin vaikutusta ei ole havaittu suodatuskokeissa, mutta tutkittaessa suodinkakun koostumusta sillä on huomattu olevan vaikutus kakun rakenteeseen. Elektroforeesin seurauksena suodinkakku on huokoisempi katodin lähistöllä kuin anodin läheisyydessä (Cao et al., 2018).

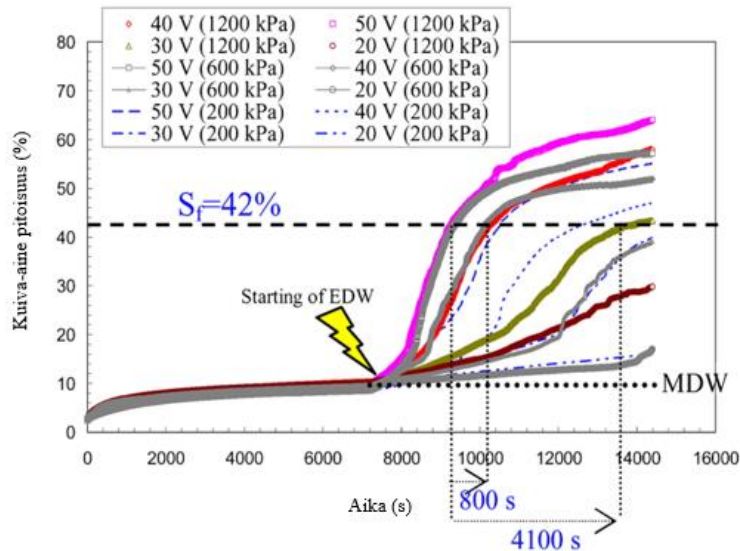
Veden erotusta tehostaa myös sähkövirran aiheuttama lietteen lämpeneminen. Lämpötilan kasvu saa aikaan lietteen viskositeetin pienenemisen, mikä nopeuttaa veden erottumista. Lietteiden lämpeneminen kuitenkin kasvattaa voimakkaasti energiankulutusta (Mahmoud et al., 2011).

Veden ja kiintoaineen tehostunut erottuminen sähköavusteisissa tekniikoissa nostaa merkittävästi suodinkakun kuiva-ainepitoisuutta. Mekaanisilla kuivausmenetelmillä, kuten suotopurismilla, sentrifugeilla ja suotonauhapuristimilla aktiivilietteen kuiva-ainepitoisuudeksi saadaan yleensä 20–25 massa-% ja korkeimmillaan 35 % (Visigalli et al., 2017; Mahmoud

et al., 2011). Sähköavusteisella laitteistolla voidaan laboratorio-olosuhteissa saada aktiivilietteen suodinkakun kuiva-ainepitoisuudeksi korkeimmillaan yli 60 %. Näin korkean kuiva-ainepitoisuuden saavuttaminen vaatii kuitenkin korkean jännitteen ja pitkän kuivausajan (Saveyn et al., 2006).

Suuremman mittakaavan laitteilla saavutettavat kuiva-ainepitoisuudet ovat tyypillisesti matalampia ja vaihtelevat paljon eri laitteiden välillä. Pilottikoon sähköavusteisilla suotonauhapuristimilla kuiva-ainepitoisuudeksi on saatu 20–24 %. Kiintoainepitoisuus jää suotonauhapuristimilla alhaisemmaksi, mutta samalla kuitenkin kasvatetaan tuotantokapasiteettia (Raats et al., 2002; Snyman et al., 2000). Syy alhaiseen kuiva-ainepitoisuuteen suotonauhapuristimilla on lyhyt kontaktiaika. Kammiosuotopuristimilla kakun kuiva-ainepitoisuudeksi saadaan yli 40 % (Saveyn et al., 2006; Kondoh & Hiraoka, 1990). Lietteenpolttolaitoksen yhteyteen rakennetussa kaupallisen mittakaavan kuivausyksikössä käsiteltiin sähköavusteisesti 80 tonnia lietettä vuorokaudessa. Käytetyssä laitteistossa mekaaninen puristus yhdistettiin vaakasuunnassa vaikuttavaan monikerroksiseen sähkökenttään. Laitteisto oli kehitetty laboratorio- ja pilottikokeiden perusteella ja sillä pystyttiin taloudellisesti saavuttamaan 40 % kuiva-ainepitoisuus (Zhang et al., 2017).

Tärkeimmät suodinkakun kuiva-ainepitoisuuteen vaikuttavat tekijät ovat käytetty jännite/sähkövirta ja mekaaninen paine. Sähkövirran tai jännitteen kasvattaminen nostaa kuiva-ainepitoisuutta ja nopeuttaa vedenpoistoa. Myös suurempi mekaaninen paine kasvattaa kuiva-ainepitoisuutta ja nopeuttaa suodatusta (Jae-KungLee et al., 2002). Kuva 8 esittää jännitteen ja mekaanisen paineen vaikutuksen kuiva-ainepitoisuuteen ja vedenpoiston nopeuteen laboratorioskokeissa. Arvot 800 sekuntia ja 4100 sekuntia kertovat, kuinka paljon pidempään kesti saavuttaa 42 % kuiva-ainepitoisuus, kun jännite oli maksimiarvon (50 V) sijaan 40 V ja 30 V.



Kuva 8. Jännitteen ja paineen vaikutus kuiva-ainepitoisuuteen laboratoriomittauksissa. MDW kertoo mekaanisessa vaiheessa saavutetun pitoisuuden ja EDW osoittaa jännitteen kytkemisen ajankohdan. Muokattu lähteestä (Mahmoud et al., 2011).

Jännitteen vaikutus kuiva-ainepitoisuuteen ja prosessin nopeuteen on suurempi kuin mekaanisen paineen. Mekaanisen paineen vaikutus kuitenkin korostuu, kun jännite on pienempi (Mahmoud et al., 2011). Paineella ei ole suurta vaikutusta kuiva-ainepitoisuuteen tai nopeuteen, kun vakio jännitteen sijaan sähkövirta pidetään vakiona, (Mahmoud et al., 2016).

4.2.2 Energiankulutus

Sähköavusteisesti voidaan saavuttaa todella korkeita suodinkakun kuiva-ainepitoisuuksia. Energiankulutus asettaa kuitenkin rajan taloudellisuudelle ja käytännöllisyydelle. Vedenpoistoon tarvittava energia kasvaa voimakkaasti kuiva-ainepitoisuuden kasvaessa (Yu et al., 2017). Energiatohokkuuden kannalta on myös olennaista, että sähkökenttää ei hyödynnetä koko kuivausprosessin ajan (Mahmoud et al., 2016).

Useissa tutkimuksissa (Jae-KungLee et al., 2002; Raats et al., 2002; Lee et al., 2007) on mitattu energiankulutusta kuiva-ainekiloa kohden (kWh/kg_{DS}). Jae-Kung lee et al. (2002) mittasivat laboratoriossa sylinterimäisellä laitteistolla (Kuva 6) energiankulutukseksi 1.47 kWh/kg_{DS}. Puristuslaitteistolla tehdyissä kokeissa Lee et al. (2007) mittasivat energiankulutukseksi 0.376–0.451 kWh/kg_{DS}. Täysikokoisella suotonauhapuristimella Raats et al. (2002) havaitsivat energian kulutuksen laskevan, kun tuotantokapasiteettia kasvatettiin. Maksimi

kapasiteetilla ($4 \text{ m}^3/\text{h}$) energiankulutus oli $0.06 \text{ kWh/kg}_{\text{DS}}$. Mittaustuloksissa on havaittavissa suurta vaihtelua. Tuán (2011, s. 47) huomauttaakin, että eri tutkimuksissa saatujen tulosten vertailu on hankalaa ja kuiva-ainekiloa kohden mitattu energiankulutus riippuu voimakkaasti lietteen alkuperäisestä kuiva-ainepitoisuudesta, joka vaihtelee kokeiden välillä.

Parempi tapa arvioida energiankulutusta on verrata sähköavusteisen menetelmän energiankulutusta ilman sähkökenttää toimivaan laitteistoon. Tällöin voidaan laskea energiankulutus sähkökentän avulla poistettua vesimäärää kohden (kWh/m^3 tai $\text{kWh/kg}_{\text{vettä}}$) (Mahmoud et al., 2013, s. 281; Tuán, 2011, s. 48). Pilottimittakaavan kokeissa Saveyn et al. (2006) mittaivat energiankulutukseksi $222\text{--}339 \text{ kWh/m}^3$ suodinkakuille, joiden ka-pitoisuus ylitti 40 %. He katoisoivat energiankulutuksen olevan kohtuullista ja tekniikan mahdollisesti tarjoavan säästöjä lietteen käsittelykustannuksissa.

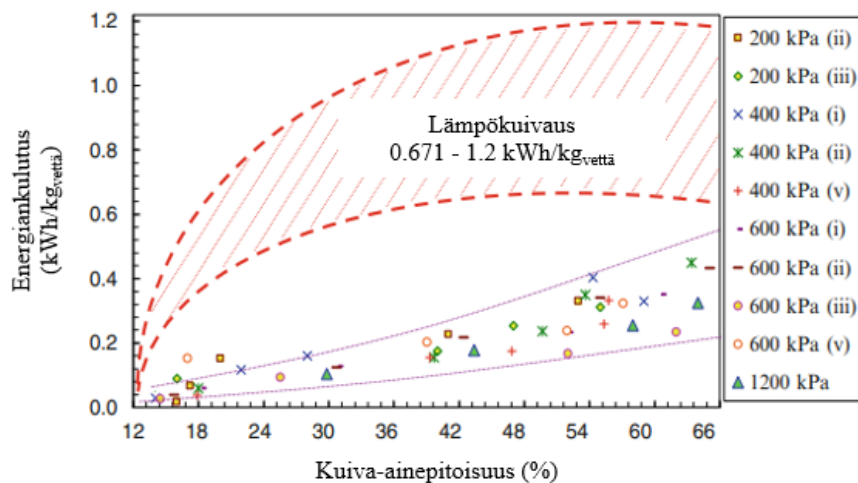
Energiankulutus ei pysy vakiona vedenpoistoprosessin aikana, vaan kasvaa eksponentiaalisesti kakun kuiva-ainepitoisuuden kasvaessa (Gingerich et al., 1999). Tämän seurauksena myös korkeiden kuiva-ainepitoisuuksien saavuttamiseen tarvittava energian määrä kasvaa voimakkaasti (Yu et al., 2017). Energiankulutuksen kasvu on seurausta lietteessä jäljellä olevan veden ja kiintoaineen voimakkaammasta sitoutumisesta. (Mahmoud et al., 2013, s. 284.

Energiankulutukseen vaikuttavat pienemmissä määrin myös mekaaninen paine (Mahmoud et al., 2016), suodatin materiaali (Yu et al., 2010) ja suodinkakun paksuus (Zhang et al., 2017). Energiankulutukseen vaikuttavat useat laitekohtaiset tekijät, joten ehkä paras tapa arvioida sähköavusteisen laitteiston energiankulutusta on asettaa tavoite kuiva-ainepitoisuudelle ja tuotantokapasiteetille. Tällöin energiankulutus voidaan minimoida valitsemalla optimaaliset prosessimuuttujat halutun lopputuloksen saavuttamiseksi. Zhang et al. (2017) hyödynsivät tällaista lähestymistapaa kaupallisen mittakaavan laitteiston suunnittelussa. He valitsivat tavoitteeksi 40 % kuiva-ainepitoisuuden ja optimoivat laitteiston energiankulutuksen. Koko sähköavusteisen kuivausprosessin energiankulutus oli 133 kWh/m^3 .

Useat tutkijat ovat todenneet, että sähkökentän käyttö koko kuivausprosessin ajan ei ole kannattavaa. Energiankulutuksen vähentämiseksi lietettä tulee kuivata pelkästään mekaanisesti ennen sähkökentän kytkemistä (Jae-KungLee et al., 2002; Saveyn et al., 2006; Kondoh & Hiraoka, 1990). Viivyttämällä sähkökentän käyttöönottoa puristusvaiheessa voidaan saada aikaan merkittävä 10–46 %:n säästö energiankulutuksessa. Samalla sähköavusteisen

laitteiston tuotantokapasiteetti kuitenkin laskee (Mahmoud et al., 2016). Energiaa voidaan säästää myös käyttämällä matalinta mahdollista jännitettä halutun kuiva-ainepitoisuuden saavuttamiseen (Yu et al., 2017). Matalampi jännite kuitenkin hidastaa vedenpoistoa (Kuva 7), mikä johtaa tuotantokapasiteetin laskuun.

Kirjallisuudessa sähköavusteisen kuivauksen energiankulutusta verrataan usein lämpökuivaukseen, sillä lämpökuivauksella voidaan myös saavuttaa korkeita kuiva-ainepitoisuuksia. Veden haihduttamiseen tarvittava energiamäärä on noin $1.2 \text{ kWh/kg}_{\text{vettä}}$ (Gazbar et al., 1994), joka on huomattavasti korkeampi kuin sähköavusteisten tekniikoiden energiankulutus. Kuvassa 9 on vertailtu lämpö- ja sähkökuivauksen energiankulutusta eri kuiva-ainepitoisuuksilla. Alempi arvo $0.671 \text{ kWh/kg}_{\text{vettä}}$ on lämpökuivauksen teoreettinen energiantarve.



Kuva 9. Lämpö- ja sähkökuivauksen energiantarve, Merkinnät i – v viittaavat eri kokeisiin, joissa on käytetty samaa mekaanista painetta. Jokainen koe sisältää viisi mittauspistettä eri jännitteen arvoilla (10–50 V). Muokattu lähteestä (Mahmoud et al., 2013, s. 288).

Kuvasta 9 nähdään, että sähköavusteisen kuivauksen energiankulutus lähestyy lämpökuivauksen energiankulutusta, kun kuiva-ainepitoisuus kasvaa suureksi. Energiankulutus on kuitenkin merkittävästi pienempi kuiva-ainepitoisuuden ollessa 35–50 % eli alueella, jota ei saavuteta mekaanisella kuivauksella. Jo 40 %:n kuiva-ainepitoisuuden saavuttaminen voi vähentää lietteen tilavuutta ja sen kautta jatkokäsittelyn kustannuksia tehokkaasti (Mowla et al., 2013).

5. Laitteistojen toimintaan vaikuttavia tekijöitä

Energiankulutuksen ja saavutettavien kuiva-ainepitoisuuksien lisäksi useat käytännön tekijät vaikuttavat sähköavusteisen suodatuksen käyttökelpoisuuteen kuivausmenetelmänä. Lietteiden partikkelikoko, pH sekä liuenneet elektrolyytit vaikuttavat vedenpoiston tehokkuuteen (Cao et al., 2021; Citeau et al., 2011). Myös anodin korroosio ja katodin likaantuminen vaikuttavat sähköavusteisten laitteistojen toimintaan.

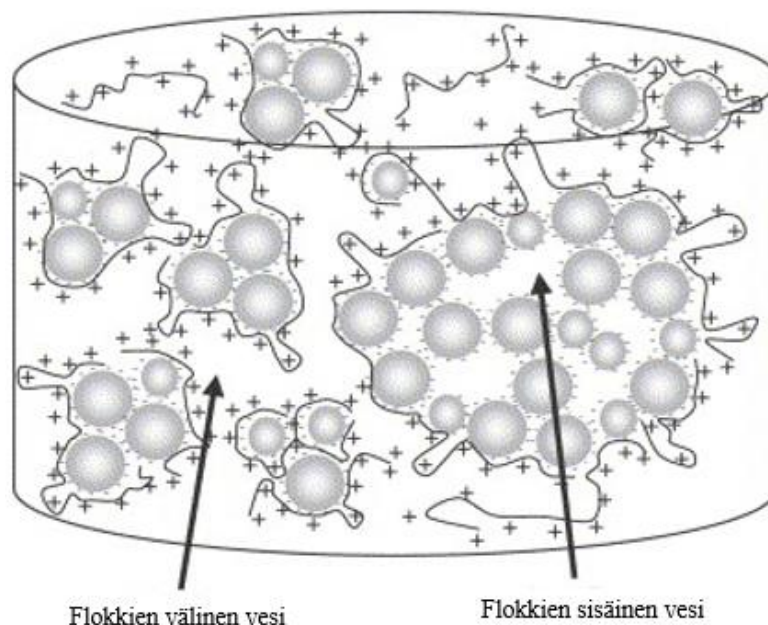
5.1 Lietteiden ominaisuudet ja kunnostus

Yleisesti suurempi partikkelikoko johtaa huokoisempaan suodinkakun rakenteeseen ja parempiin vedenpoisto-ominaisuuksiin. Rungas hienojakoisen kiintoaineen määrä lietteessä aiheuttaa suodinkakun huokosten ja suodattimen tukkeutumista. Tukkeutuminen kasvattaa suodatusvastusta ja estää veden liikkeen huokosissa, mikä heikentää vedenpoisto-ominaisuuksia (Cao et al., 2021). Partikkelikokoon voidaan vaikuttaa kunnostusaineilla. Mekaaninen vedenpoisto on olennainen osa sähköavusteisten laitteistojen toimintaa, joten kunnostus on tarpeellista mekaanisen vedenpoiston tehostamiseksi. Kunnostus toteutetaan usein orgaanisilla polyelektrolyyteillä (Tuán, 2011, s. 46)

Sähköavusteisten tekniikoiden toiminnan kannalta keskeiset elektrokineettiset ilmiöt, kuten elektro-osmoosi, ovat Zeta potentiaalin kautta (Yhtälöt 1 ja 3) yhteydessä partikkeleiden pintavaraukseen. Polyelektrolyyttisten kunnostusaineiden toiminta puolestaan perustuu pintavarausten neutralisointiin. Polyelektrolyyttien ja elektrokineettisten ilmiöiden mahdollisia yhteisvaikutuksia on pyritty selvittämään useissa tutkimuksissa. Epäorgaanisilla lietteillä tehtyjen kokeiden tulokset ovat ristiriitaisia. Kunnostuksen on väitetty sekä parantavan että haittaavan sähköavusteista suodatusta (Citeau et al., 2011). Toisaalta vedenpuhdistamoiden biolietteillä tehtyjen kokeiden tulokset ovat yhdenmukaisia: Polyelektrolyyteillä ei ole havaittu olevan merkittävää vaikutusta sähkökentän avulla tapahtuvaan vedenerotukseen. Kunnostus kuitenkin tehostaa laitteistojen mekaanista suodatusvaihetta (Saveyn et al., 2005; Citeau et al., 2011; Laursen & Jensen, 1993).

Mekaanisen vaiheen tehostamiseen vaaditun polyelektrolyyttiannoksen tarkka määrittäminen on hankalaa. Tarvittavaan polyelektrolyytin määrään vaikuttavat lietteen koostumus sekä käytettävän polyelektrolyytin ominaisuudet kuten polymeerimolekyylin paino. Kunnostuskemikaalin tarkka annostelu joudutaan usein määrittämään kokeellisesti (Saveyn et al., 2008). Yleisesti tarvittava polyelektrolyytin määrä vastaa noin yhtä prosenttia kunnostettavan lietteen kuiva-aineen massasta (Tuán, 2011, s. 29).

Polyelektrolyyttikunnostuksen toiminta biolietteiden sähköavusteisten kuivauksen yhteydessä voidaan selittää suodinkakun rakenteen sekä veden ja varauksien jakautumisen avulla (Kuva 10).



Kuva 10. Veden ja sähkövarauksen jakautuminen kunnostetun lietteen suodinkakussa. Muokattu lähteestä (Saveyn et al., 2005).

Kuvasta 10 nähdään, että polyelektrolyyttien vaikutus rajoittuu flokkien pinnoille, joille muodostuu positiivinen varaus. Flokkien välinen vesi poistuu mekaanisessa suodatusvaiheessa. Kunnostusaineet kasvattavat flokkien kokoa ja lisäävät niiden väliin jäävää tilaa, mikä tehostaa mekaanista vedenpoistoa ja suodatusvaihetta. Puristusvaiheessa vedenpoisto tapahtuu elektro-osmoottisesti flokkien sisällä. Polyelektrolyytit ovat suurikokoisia polymeerejä, joten ne eivät pääse vaikuttamaan flokkien sisäiseen varaukseen tai flokkien sisällä tapahtuvaan elektro-osmoottiseen virtaukseen (Saveyn et al., 2005).

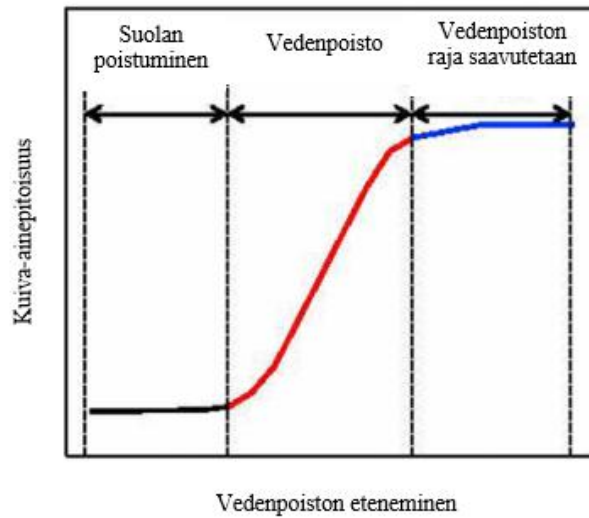
Lievästi happamat olosuhteet (pH noin 4–6) ovat biolietteiden sähköavusteisen suodatuksen kannalta otollisimmat. Happamat olosuhteet neutraloivat lietepartikkelien pintavarausta mahdollistaen flokkien muodostumisen ja huokoisemman suodinkakun rakenteen. Emäksiset olosuhteet puolestaan saavat aikaan EPS-materiaalin liukenemistä, mikä aiheuttaa suodattimen tukkeutumista ja kasvattaa lietteen viskositeettia (Cao et al., 2018). Toisaalta matala pH laskee Zeta potentiaalin itseisarvoa. Mikäli olosuhteet muuttuvat erittäin happamiksi (pH noin 2,5) voidaan saavuttaa tilanne, jossa zeta potentiaali on nolla. Tällöin elektroosmoottista virtausta ei tapahdu (Yhtälö 3) ja sähköavusteisen suodatuksen toimivuus heikkenee (Citeau et al., 2011).

Epäorgaanisten lietteiden sähköavusteisessa suodatuksessa korkeampi pH-arvo tehostaa suodatusta, sillä liete ei sisällä liukenevaa EPS-materiaalia. Suodatus on tehokkainta voimakkaasti emäksisissä olosuhteissa, joissa pH-arvo voi olla jopa 12. Korkeampi pH kasvattaa Zeta potentiaalin itseisarvoa, mikä tehostaa elektro-osmoottista vedenpoistoa (Hamed & Bhadra, 1997).

On myös otettava huomioon, että pH ei säily vakiona sähköavusteisen vedenpoiston aikana. Anodilla ja katodilla tapahtuvat reaktiot (A2 ja K1) vaikuttavat pH-arvoon. Reaktioiden seurauksena pH suodinkakun sisällä ei ole tasainen, vaan anodin läheisyyteen muodostuu matalan pH:n alue ja katodin läheisyyteen korkeamman pH:n alue. Sähköavusteisen suodatuksen edetessä pH anodin läheisyydessä voi laskea alle 2:een ja katodin läheisyydessä pH voi nousta jopa 12:een (Citeau et al., 2011). Suodinkakun sisäisellä pH-gradientilla on vaikutus elektrokineettisiin ilmiöihin, joiden kautta se voi myös vaikuttaa sähköavusteisen suodatuksen toimintaa paikallisesti (Larue & Vorobiev, 2004).

Sekä puhdistamolietteilä (Citeau et al., 2011) että epäorgaanisilla suspensioilla (Larue et al., 2006) tehdyissä kokeissa on osoitettu, että liuenneet suolat ovat suurina pitoisuuksina haitallisia sähköavusteisen suodatuksen toiminnalle. Korkea elektrolyyttikonsentraatio laskee Zeta potentiaalin itseisarvoa heikentäen elektro-osmoosia. Lisäksi elektrolyytit kasvattavat lietteen johtokykyä, mikä edelleen hidastaa elektro-osmoottista virtausta (Citea et al., 2011).

Xiao et al. (2017) ovat esittäneet, että korkeilla suolapitoisuuksilla sähköavusteinen vedenpoisto noudattaa kolmivaiheista mallia, joka on esitetty Kuvassa 11



Kuva 11. Vedenpoiston eteneminen suolapitoisuuden ollessa korkea. Muokattu lähteestä (Xiao et al., 2017).

Mallin ensimmäistä vaihetta karakterisoi voimakas elektromigraatio, jonka vaikutuksesta ionit poistuvat lietteestä. Ensimmäisessä vaiheessa elektro-osmoottinen virtaus on heikko, eikä vedenpoistoa juuri tapahdu. Toisessa vaiheessa elektrolyyttikonsentraatio on laskenut riittävästi ja vedenpoisto tehostuu. Prosessin viimeisessä vaiheessa saavutetaan vedenpoiston raja, eikä kuiva-ainepitoisuus enää kasva.

Toisaalta on myös havaittu, että matalammat elektrolyyttikonsetraatiot (johtokyky alle 2750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) voivat nostaa suodinkakun kuiva-ainepitoisuutta ja nopeuttaa suodatusta. Vaikutus energiankulutukseen on kuitenkin negatiivinen myös matalammilla pitoisuuksilla (Sun et al., 2017).

5.2 Elektrodien korrosio ja likaantuminen

Anodimateriaalin korrosio on osoittautunut merkittäväksi ongelmaksi sähköavusteisten laitteistojen toiminnassa ja yhdeksi suurimmista esteistä elektrokuivauksen laajamittaiselle käytölle. Anodin korrosio on seurausta anodilla tapahtuvista hapettumisreaktioista (A1) (Zhang et al., 2019).

Korrosion vuoksi tavanomaisista materiaaleista kuten ruostumattomasta teräksestä valmistetut anodit kuluvat nopeasti. Ongelman voidaan ratkaista käyttämällä paremmin korroosiota kestäviä materiaaleja. Sopivan materiaalin löytäminen ei ole kuitenkaan aivan helppoa, sillä korrosion lisäksi elektrodien on kestettävä myös mekaanista puristusta. Mekaaninen puristus sulkee pois esimerkiksi korroosiota kestävä mutta hauraat grafiittielektrodit (Saveyn et al., 2006). Jalometallista, kuten kullasta tai platinasta, valmistetut elektrodit olisivat

immuuneja hapettumiselle ja kestäisivät painetta, mutta ne ovat liian kalliita (Mahmoud et al., 2010).

Kondoh & Hiraoka (1990) tutkivat eri anodimateriaalien korroosiota ja päätyivät käyttämään kaupallisessa laitteistossaan (Kuva 7) erikoivalmisteisia hiilipohjaisia elektrodeja, joiden korrosio oli huomattavasti hitaampaa kuin esimerkiksi kupari-, teräs- tai titaanielektrodeilla. Korroosion hidastamiseksi voidaan hyödyntää myös titaanilla pinnoitettuja keraamisia elektrodeja (Mahmoud et al., 2010).

Toinen elektrodeihin liittyvä haaste sähköavusteisissa laitteistoissa on katodin likaantuminen. Sähkökentän vaikutuksesta erilaiset kationit, kuten kalsium (Ca^{2+}) ja magnesium (Mg^{2+}), kulkeutuvat katodille. Katodilla vallitsevissa emäksissä olosuhteissa ionit muodostavat kalsiumkarbonaatti (CaCO_3) ja magnesiumhydroksidia ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), jotka kertyvät katodin pinnalle ja heikentävät elektrodin kontaktia suodinkakun kanssa. Katodin säännöllinen puhdistaminen on tarpeellista sähköavusteisen laitteiston toiminnan ylläpitämiseksi (Zhang et al., 2017).

6. Johtopäätökset

Tämän kandidaatintutkielman tarkoituksena on tarkastella sähköavusteisen suodatuksen toimintaperiaatetta ja arvioida menetelmän käyttökelpoisuutta biologisessa vedenpuhdistuksessa syntyvän biolietteen (aktiivilietteen) kuivaamiseen. Käyttökelpoisuutta arvioidaan erityisesti saavutettavien kuiva-ainepitoisuuksien ja energiankulutuksen näkökulmasta.

Sähköavusteiseen suodatuksen voidaan käyttää useita erilaisia laitteistoja. Kaikille laitteistoille on kuitenkin yhteistä sähkökentän yhdistäminen mekaanisen vedenpoiston kanssa. Sähkökenttä saa aikaan elektrokineettiset ilmiöt, jotka tehostavat nesteen ja kiintoaineen erottumista. Biolietteen suodatuksessa keskeisin ilmiö on elektro-osmoosi.

Tehostuneen veden erotuksen ansiosta sähköavusteisilla tekniikoilla on mahdollista saavuttaa aktiivilietteelle huomattavasti korkeampia suodinkakun kuiva-ainepitoisuuksia kuin mekaanisilla menetelmillä. Keskeisimmät kuiva-ainepitoisuuteen vaikuttavat parametri ovat käytetty jännite tai sähkövirta, joiden kasvattaminen nostaa kuiva-ainepitoisuutta.

Sähköavusteisten laitteistojen energiankulutus kasvaa voimakkaasti korkeilla kuiva-ainepitoisuuksilla. Energiantarve on kuitenkin merkittävästi alhaisempi kuin lämpökuivauksella ka-pitoisuuden ollessa 30–50 % (Kuva 7). Energiatehokkuuden säilyttämiseksi tulee lietettä kuitenkin kuivata ensin mekaanisesti ja käyttää sähkökuivauksen yhteydessä matalinta mahdollista jännitettä. Lietteen kunnostus polyelektrolyyteillä mekaanisen vaiheen tehostamiseksi on suositeltavaa.

Kuiva-ainepitoisuuksien ja energian kulutuksen perusteella sähköavusteinen suodatus soveltuu hyvin aktiivilietteen kuivausmenetelmäksi. Sitä voidaan pitää energiatehokkaana vaihtoehtona lämpökuivaukselle. Laitteistojen käyttökelpoisuutta voitaisiin tulevaisuudessa parantaa kehittämällä paremmin korroosiota kestäviä anodeja sekä menetelmiä, joiden avulla voidaan ehkäistä katodin likaantuminen kuivausprosessin aikana.

Lähteet

Atkins, P.W., Julio De Paula and Keeler, J. (2018). Atkins' Physical chemistry, 11. Painos. United Kingdom: Oxford University Press.

Andreoli, C. V., Marcos, S., Fernando, F. (2007) Sludge treatment and disposal. London: IWA Publishing.

Cao, B., Zhang, W., Du, Y., Wang, R., Usher S.P., Scales, P.J., Wang, D. (2018) Compartmentalization of extracellular polymeric substances (EPS) solubilization and cake microstructure in relation to wastewater sludge dewatering behavior assisted by horizontal electric field: Effect of operating conditions. Water research (Oxford). 130, 363–375.

Cao, B., Zhang, T., Zhang, W., Wang, W. (2021) Enhanced technology based for sewage sludge deep dewatering: A critical review. Water research (Oxford).189, 116650.

Citeau, M., Larue O., Vorobiev, E. (2011) Influence of salt, pH and polyelectrolyte on the pressure electro-dewatering of sewage sludge. Water research (Oxford). 45 (6), 2167–2180.

EurEau. (2021) Waste Water Treatment – Sludge Management. European Federation of National Associations of Water & Waste Water Services. Saatavissa: <https://www.eur eau.org/resources/briefing-notes/5629-briefing-note-on-sludge-management/file>.

Eurostat. Sewage sludge production and disposal. Saatavissa: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?lang=en&dataset=env_ww_spd. Viitattu 30.3.2022

Foladori, P., Andreottola, G., Ziglio, G. (2010) Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants. London, England: IWA Publishing.

Gazbar, Abadie, J.M., Colin, F. (1994) Combined action of electro-osmotic drainage and mechanical compression on sludge dewatering. *Water science and technology*. 30 (8), 169–175.

Gingerich, I., Neufeld, R.D., Thomas, T.A. (1999) Electroosmotically Enhanced Sludge Pressure Filtration. *Water environment research*. 71 (3), 267–276.

Gray N.F. (2010) *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, 3. Paines, Butterworth-Heinemann.

Hamed, J.T. & Bhadra, A. (1997) Influence of current density and pH on electrokinetics. *Journal of hazardous materials*. 55 (1), 279–294.

Hiemenz, P.C. & Rajagopalan, R. (1997) *Principles of colloid and surface chemistry*. 3 Paines. Boca Raton (FL): CRC Press.

Innerebner, S., Khodaei, S. & Rogensues, A. (2018). *Teoksessa: Activated Sludge and Nutrient Removal*, 3. Paines, Water Environment Federation (WEF).

Lee, J.-K., Shin, H.-S., Park, C.-J., Lee, C.-G., Lee, J.-E., Kim, Y.-W. (2002) Performance Evaluation of Electrodewatering System for Sewage Sludges. *The Korean journal of chemical engineering*. 19 (1), 41–45.

Kondoh, S. & Hiraoka, M. (1990) Commercialization of Pressurized Electroosmotic Dehydrator (PED). *Water science and technology*. 22 (12), 259–268.

Lapidou, C.S. & Rittmann, B.E. (2002) A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water research (Oxford)*. 36 (11), 2711–2720.

Larue, O., Wakeman, R.J., Tarleton, E.S., Vorobiev, E. (2006) Pressure electroosmotic dewatering with continuous removal of electrolysis products. *Chemical engineering science*. 61 (14), 4732–4740.

Larue, O. & Vorobiev, E. (2004) Sedimentation and water electrolysis effects in electrofiltration of kaolin suspension. *AIChE journal*. 50 (12), 3120–3133.

Laursen, S. & Jensen, J.B. (1993) Electroosmosis in filter cakes of activated sludge. *Water Research*. 27 (5), 777-783.

Lee, J.E., Lee, J.K., Choi H. (2007) Filter Press for Electrodewatering of Waterworks Sludge. *Drying technology*. 25 (10), 1649–1657.

Liu, Y. & Fang, H.H.P. (2003) Influences of Extracellular Polymeric Substances (EPS) on Flocculation, Settling, and Dewatering of Activated Sludge. *Critical reviews in environmental science and technology*. 33 (3), 237–273.

Lohiniva, E., Mäkinen, T. & Sipilä, K. (2001). Lietteiden käsittely, Uudet ja käytössä olevat tekniikat. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita. Saatavissa: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2001/T2081.pdf>

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A. (2010) Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering. *Water research (Oxford)*. 44 (8), 2381–2407.

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A. (2011) Electro-dewatering of wastewater sludge: Influence of the operating conditions and their interactions effects. *Water research (Oxford)*. 45 (9), 2795–2810.

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A. (2013) *Advances in Mechanical Dewatering*. Teoksessa: Sharma, S. K. & Sanghi, R. *Wastewater Reuse and Management*. Dordrecht: Springer Netherlands

Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J., Hoadley, A.F.A., Conrardy, J.-B. (2016) Influence of process operating parameters on dryness level and energy saving during wastewater sludge electro-dewatering. *Water research (Oxford)*. 103, 109–123.

Mowla, Tran, H. & Allen, D.G. (2013). A review of the properties of biosludge and its relevance to enhanced dewatering processes. *Biomass & Bioenergy*, 58, 365–378.

Niu, M., Zhang, W., Wang., Chen, Y., Chen, R. (2013) Correlation of physicochemical properties and sludge dewaterability under chemical conditioning using inorganic coagulants. *Bioresource technology*. 144, 337–343.

Novak, J.T. (2006) Dewatering of Sewage Sludge. *Drying technology*. 24 (10), 1257–1262.

Raats, M.H.M., van Diemen, A.J.G., Laven, J., Stein., H.N. (2002) Full scale electrokinetic dewatering of waste sludge. *Colloids and surfaces. A Physicochemical and engineering aspects*. 210 (2), 231–241.

Saveyn, H., Meersseman, S., Thas, O., Van der Meeren, P. (2005) Influence of polyelectrolyte characteristics on pressure-driven activated sludge dewatering. *Colloids and surfaces. A, Physicochemical and engineering aspects*. 262 (1), 40–51.

Saveyn, H., Van der Meeren, P., Pauwels, R., Timmerman, R. (2006) Bench- and pilot-scale sludge electro-dewatering in a diaphragm filter press. *Water science and technology*. 54 (9), 53–60.

Saveyn, H., Curvers, D., Thas, O., Van der Meeren, P. (2008) Optimization of sewage sludge conditioning and pressure dewatering by statistical modelling. *Water research (Oxford)*. 42 (4), 1061–1074.

Snyman, H., Forssman, P., Kafaar, A. Smollen, M. (2000) The feasibility of electro-osmotic belt filter dewatering technology at pilot scale. *Water science and technology*. 41 (8), 137–144.

Sun, X., Ma, D., Lin, S., Wang, Y., Liu, Q. (2021) Research on push-type sludge electro-dewatering equipment with fixed-plate electrodes. *Separation and purification technology*. 267, artikkeli 118612.

Sun, Xin, Y., Hao, J., Zhu, X., Yan, Z. (2017). Influence of conductivity on the electro-dewatering of sewage sludge under constant voltage. *Separation Science and Technology*, 52(15), 2429–2434.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L, Stensel, H.D. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. painos. / Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. Boston: McGraw-Hill.

Tuán. (2011). *Sewage Sludge Electro-Dewatering*. Väitöskirja. Lappeenranta University of Technology.

Vesilind, & Hsu, C.-C. (1997). Limits of sludge dewaterability. *Water Science and Technology*. 36(11), 87–91.

Visigalli, S., Turolla, A., Gronchi, Paolo., Ganziani, R. (2017) Performance of electro-osmotic dewatering on different types of sewage sludge. *Environmental research*. 157, 30–36.

Weber, K. & Stahl, W. (2002) Improvement of filtration kinetics by pressure electrofiltration. *Separation and purification technology*. 26 (1), 69–80.

Weber, K. & Stahl, W. (2003) Influence of an Electric Field on Filtration in a Filter Press. *Chemical engineering & technology*. 26 (1), 44–48.

Xiao, J., Wu, X., Yu, W., Yu, J., Gu, Y., Deng, H., Hu, J., Xiao, K., Yang, J. (2017) Migration and distribution of sodium ions and organic matters during electro-dewatering of waste activated sludge at different dosages of sodium sulfate. *Chemosphere (Oxford)*, 189, 67–75.

Yang, Z. et al. (2018) Pressurized electro-dewatering of activated sludge: Analysis of electrode configurations (anode). *Waste management (Elmsford)*. 81, 157–167.

Yu, W., Lu, X., Zhang, S., Zhang, K., Zhi, S., Guo, H., Li, Q., Yu, X. (2017) Study on dewaterability limit and energy consumption in sewage sludge electro-dewatering by in-situ linear sweep voltammetry analysis. *Chemical engineering journal (Lausanne, Switzerland: 1996)*. 317, 980–987.

Yu, X., Zhang, S., Xu, H., Zheng, L., Lu, X., Ma, D. (2010) Influence of Filter Cloth on the Cathode on the Electroosmotic Dewatering of Activated Sludge. *Chinese journal of chemical engineering*. 18 (4), 562–568.

Zhang, H. Rigamonti, L., Visigali, S., Turolla, A., Gronchi, P., Ganziani, R. (2019) Environmental and economic assessment of electro-dewatering application to sewage sludge: A case study of an Italian wastewater treatment plant. *Journal of cleaner production*. 2101180–1192.

Zhang, S., Tan, R.B.H., Neoh, K.G., Tien, C. (2000) Electrofiltration of Aqueous Suspensions. *Journal of colloid and interface science*. 228 (2), 393–404.

Zhang, S., Yang, Z., Lv, X., Zhi, S., Wang, Y., Li, Q., Zhang, K. (2017) Novel electro-dewatering system for activated sludge biosolids in bench-scale, pilot-scale, and industrial-scale applications. *Chemical engineering research & design* (121), 44–56.