

Panu Paloniitty

RAVINTEIDEN TALTEENOTTO BIOKAASUREAKTORIN MÄDÄTTEESTÄ

Diplomityö
Biotekniikan tutkinto-ohjelma
Marika Kokko
Jukka Rintala
syyskuu 2020

TIIVISTELMÄ

Panu Paloniitty: Ravinteiden talteenotto biokaasureaktorin mädätteestä
Diplomityö
Tampereen yliopisto
Biotekniikan tutkinto-ohjelma
syyskuu 2020

Teollisesti tuotetut typpi- ja fosforiravinteet, joita käytetään esimerkiksi lannoitteina maataloudessa, ovat loppumassa maapallolta kysynnän kasvaessa. Maapallon fosforivarannot vähenevät vauhdilla. Lisäksi hiilidioksidipäästöiltään korkea työntuotantoprosessi tarvitsisi ekologisemman vaihtoehdon tukemaan tuotantoa. Yksi ratkaisu on ravinteiden talteenotto ja kierrättäminen yhdyskunnassa syntyvästä jätteestä.

Diplomityössä tutkittiin hajautetusti kerätyn keittiöjätteen ja mustan jäteveden sisältämien ravinteiden pitoisuuksia sekä mitä ravinteille tapahtuu, kun niitä käsitellään biokaasuprosessissa. Lisäksi tarkasteltiin ravinteiden talteenoton toimivuutta paikallisesti pienessä mittakaavassa kohdealueen biokaasureaktorin mädätteestä. Biokaasureaktorin syötteenä käytettiin kohdealueen mustaa jätevettä ja keittiöjätettä. Tarkastelu tehtiin kirjallisuuden pohjalta käyttäen vastaavalaista mädätettä tutkineita tutkimuksia. Ravinteiden talteenottoa tarkasteltiin kokonaistypen ja kokonaisfosforin osalta mädätteestä saadusta nestejakeesta. Mädätteen kuivajakeen sisältämät ravinteet jätettiin tarkastelun ulkopuolelle kuivajakeen pienen virtaaman vuoksi.

Työssä vertailtiin kirjallisuuden pohjalta eri talteenottoprosesseja ja selvitettiin kohdealueelle parhaiten soveltuva ravinteiden talteenottoprosessi mädätteen sisältämien ravinteiden talteenottamiseen ja kierrättämiseen. Tarkasteluun valituista kolmesta erityyppisestä talteenottoprosessista tarkasteltiin niiden toimivuutta kyseiselle mädätteelle sekä kustannustehokkuutta. Talteenottoprosessit olivat typen strippaus, struviitin saostuksen ja typen strippauksen sisältävä prosessi sekä typen strippauksen ja käänteisosmoosin sisältävä prosessi. Tulosten perusteella talteenottoprosesseista valittiin kohdealueelle parhaiten soveltuva prosessi.

Kohdealueen biokaasureaktorista saatu mädäte soveltui ravinteiden talteenottoon. Mädätettä arvioitiin syntyvän n. 130 m³/d alueen asukasluvun ollessa 25 000. Suurin osa mädätteen sisältämästä kokonaistypestä (1 890 mg/l) ja kokonaisfosforista (158 mg/l) esiintyi liukoisessa muodossa ammoniumtyyppinä (1 435 mg/l) ja fosfaattifosforina (93 mg/l). Tehokkuudeltaan parhaaksi talteenottoprosessiksi osoittautui typen strippauksen ja käänteisosmoosin sisältävä prosessi, jolla oli mahdollista saada talteen 167 kg/d kokonaistypeä, josta 152 kg/d on liukoista ammoniumtyyppiä, sekä 13 kg/d kokonaisfosforia, josta 9 kg/d on liukoista fosfaattifosforia. Vuositasolla tämä vastaisi 60,9 t/a kokonaistypeä, josta ammoniumtyyppiä on 55,4 t/a sekä 4,7 t/a kokonaisfosforia, josta 3,2 t/a on fosfaattifosforia. Kohdealueen kokonaistyyppisaannolla lannoitaisi n. 1 000 ha peltoa ja kokonaisfosforisaannolla lannoitaisi n. 100 ha peltoa.

Ravinteiden talteenotto ja kierrätys biokaasuprosessin mädätteestä on vaihtoehtoinen keino kierrättää asutuksien ravinteita. Ravinteiden paikallinen talteenotto mädätteestä on tuore idea ja prosessien lisätutkimuksia tarvitaan. Talteenottoprosessien toimivuus ja tehokkuus riippuu mädätteen ominaisuuksista ja käytettävien prosessien valinnat on tehtävä tapauskohtaisesti. Prosessien ravinnesaannoille löytyy varmasti käyttöä, mutta kustannustehokkuuden selvittäminen vaatii lisätutkimusta.

Avainsanat: ravinteet, talteenotto, kierrätys, typpi, fosfori, mädäte, musta jätevesi, keittiöjäte

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin OriginalityCheck –ohjelmalla.

ABSTRACT

Panu Paloniitty: Nutrient recovery from effluent of biogas reactor
Master's thesis
Tampere University
Biotechnology
September 2020

Industrially produced nitrogen and phosphorus nutrients, used as fertilizers, are running out, while the need for them is increasing. Phosphorus reserves of the World are decreasing quickly. The nitrogen production process has high CO₂ emissions, requiring a more ecological option to support production. A solution is nutrient recovery and recycling from municipal waste.

In the thesis nutrient concentrations of decentrally collected kitchen waste and blackwater were studied to determine the effect on nutrient levels when the influent is treated with a biogas process. Secondly, locally implemented small scale nutrient recovery from the effluent of the area's biogas reactor was studied. The influent used for the biogas reactor contained blackwater and kitchen waste collected from the target area. This analysis was conducted from literature using similar effluent in their studies. Total nitrogen and phosphorus in the liquid form of effluent were considered for nutrient recovery in this research. Nutrients in the solid form of effluent were not studied due to the small volume of solids.

Different nutrient recovery processes were compared to determine the best existing nutrient recovery process for recovering and recycling the nutrients from the effluent at the target area based on calculations and information from literature. Three different nutrient recovery processes were studied in-depth for the similar effluent requirements and their cost-effectiveness. Recovery processes were nitrogen stripping process, dual process of struvite precipitation and nitrogen stripping, and dual process of nitrogen stripping and reverse osmosis. From the three, the best nutrient recovery process for the sample site was chosen.

The effluent taken from biogas reactor was suitable for nutrient recovery. Most of the effluent's total nitrogen (1 890 mg/l) and total phosphorus (158 mg/l) were in liquid form as ammonium nitrogen (1 435 mg/l) and phosphate (93 mg/l). The best nutrient recovery process based on the recovery effectiveness was the dual process of nitrogen stripping and reverse osmosis, which was able to recover 167 kg/d of total nitrogen, from which 152 kg/d was liquid ammonium nitrogen, and 13 kg/d of total phosphorus, from which 9 kg/d was liquid phosphate. In a year this process would produce, 60,9 t/a of total nitrogen, of which 55,4 t/a is ammonium nitrogen, and 4,7 t/a of total phosphorus, of which 3,2 t/a is phosphate. Total nitrogen yield from the target area can fertilize 1000 ha of field and total phosphorus yield 100 ha.

Nutrient recovery from the effluent of biogas process and recycling of the nutrients is an option to recycle residential nutrients. Local nutrient recovery from the effluent is recent idea and more research of the processes is needed. The effectiveness of the recovery processes depends on the features of the effluent and the selection of the processes must be done on a case-by-case basis. Recovered nutrients are certainly useful but more research must be done about the cost-effectiveness of the processes.

Keywords: nutrients, recovery, recycling, nitrogen, phosphorus, effluent, blackwater, kitchen waste

The originality of this thesis has been checked using the Turnitin OriginalityCheck service.

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on laadittu Tampereen yliopiston Hiedanrannassa suorittamaa tutkimusta varten. Tutkimus kuuluu Kaute-säätiön projektiin: ”Kaupungissa syntyvien mustien jätevesien paikallinen käsittely biokaasuprosessilla ravinteiden kierrättämiseksi”. Diplomityön rahoitus saatiin Kaute-säätiöltä. Diplomityön teossa avustivat diplomityön tarkastajat Marika Kokko ja Jukka Rintala. Kiitokset Kaute-säätiölle rahoituksesta, kaikille diplomityössä mukana olleille avusta sekä kotiväelle tuesta ja kannustuksesta.

Tampereella, 9.9.2020

Panu Paloniitty

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. HAJAUTETTU JÄTEVESIEN JA BIOJÄTTEEN KÄSITTELY	3
2.1 Hajautettu jätevesien käsittely	3
2.2 Musta jätevesi	4
2.3 Biojäte	8
3. RAVINTEET JA MÄDÄTTEEN RAVINTEIDEN TALTEENOTTOPROSESSIT	11
3.1 Fosfori	11
3.2 Typpi	11
3.3 Ravinteiden talteenottoprosessit	13
3.3.1 Fosforin suodatus	17
3.3.2 Biologinen fosforin poisto (EBPR)	17
3.3.3 Typen strippaus	18
3.3.4 Selektiiviset kalvot ja käänteisosmoosi	20
3.3.5 Struviitin saostus	21
4. MATERIAALIT JA MENETELMÄT	23
4.1 Kohdealue	23
4.2 Biokaasureaktori ja syöte	23
4.3 Ravinteet ja tarkasteltavat talteenottoprosessit	23
4.4 Lähtöarvot ravinteiden pitoisuuksille	24
4.5 Virtaamat	26
4.6 Neste- ja kuivajakeen erotus	27
4.7 Ravinteiden talteenottoprosessien valinta	28
5. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	31
5.1 Separointi	31
5.2 Typen strippaus	34
5.3 Struviitin saostus ja typen strippaus	36
5.4 Typen strippaus ja käänteisosmoosi	40
5.5 Ravinteiden talteenottoprosessien vertailu	43
5.6 Energiantarve ja kustannukset sekä ravinteiden käyttö	43
5.6.1 Energiantarve	43
5.6.2 Käyttökustannukset	44
5.6.3 Ravinteiden käyttö	45
5.7 Prosesseista lähtevän veden hallinta	46
6. JOHTOPÄÄTÖKSET	48
LÄHTEET	50

KUVALUETTELO

Kuva 1.	<i>Jätevesien muodostuminen kotitaloudessa (%) (Ympäristöhallinto 2019).....</i>	<i>5</i>
Kuva 2.	<i>Erilliskerätyn biojätteen koostumus kotitalouksissa ja palvelualueilla. Arvot saatu (Toukola ym. 2011)</i>	<i>9</i>
Kuva 3.	<i>Ammoniakin osuus ammoniumtypestä pH:n funktiona kolmessa eri lämpötilassa. (Ervasti ym. 2018)</i>	<i>13</i>
Kuva 4.	<i>Lämpötilan ja pH:n vaikutus tasapainoon ammonium-ionin ja ammoniakin välillä (Fricke ym. 2007)</i>	<i>19</i>
Kuva 5.	<i>Esimerkki mädätteen typen strippauksen käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.....</i>	<i>19</i>
Kuva 6.	<i>Esimerkki mädätteen käänteisosmoosijärjestelmän käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.....</i>	<i>20</i>
Kuva 7.	<i>Esimerkki mädätteen struviitin saostuksen käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.....</i>	<i>22</i>
Kuva 8.	<i>Separoinnin vaiheet ja virtaamat.</i>	<i>33</i>
Kuva 9.	<i>Typen strippauksen vaiheet ja virtaamat.</i>	<i>35</i>
Kuva 10.	<i>Struviitin saostuksen ja strippauksen vaiheet ja virtaamat.....</i>	<i>38</i>
Kuva 11.	<i>Strippauksen ja käänteisosmoosin vaiheet ja virtaamat.</i>	<i>41</i>
Kuva 12.	<i>Talteenottoprosessien saantojen vertailukaavio ravinnekohtaisesti.</i>	<i>43</i>
Taulukko 1.	<i>Erilliskerätyn mustan ja harmaan jäteveden sekä yhdyskuntajäteveden ominaisuudet.</i>	<i>6</i>
Taulukko 2.	<i>Eri suuruisia huuhteluvesimääriä käyttävistä käymälöistä kerätyn mustan jäteveden ominaisuuksia. (Gao ym. 2018)</i>	<i>7</i>
Taulukko 3.	<i>Keittiöjätteen ja kotitalousbiojätteen ominaisuudet.</i>	<i>10</i>
Taulukko 4.	<i>Kooste ravinteiden talteenottoprosesseista.</i>	<i>15</i>
Taulukko 5.	<i>Mustan jäteveden, keittiöjätteen, biokaasuprosessin syötteen ja mädätteiden pitoisuudet.</i>	<i>25</i>
Taulukko 6.	<i>Mustan jäteveden ja keittiöjätteen virtaamat kohdealueella.</i>	<i>26</i>
Taulukko 7.	<i>Kohdealueen ravinteiden ja kiintoaineen määrä.</i>	<i>27</i>
Taulukko 8.	<i>Neste- ja kuivajakeen ominaisuudet ja virtaamat.....</i>	<i>28</i>
Taulukko 9.	<i>Typen strippauksen saanto ja lähtevän veden ominaisuudet.....</i>	<i>36</i>
Taulukko 10.	<i>Struviitin saostuksen ja strippauksen lähtevän veden ominaisuudet.....</i>	<i>39</i>
Taulukko 11.	<i>Struviitin saostuksen ja strippauksen saanto.</i>	<i>40</i>
Taulukko 12.	<i>Strippauksen ja käänteisosmoosin lähtevän veden ominaisuudet.</i>	<i>42</i>
Taulukko 13.	<i>Strippauksen ja käänteisosmoosin saanto.....</i>	<i>42</i>
Taulukko 14.	<i>Talteenottoprosessien käyttökustannukset.....</i>	<i>44</i>
Taulukko 15.	<i>Tampereen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkuveden raja-arvot. (Länsi-Suomen Ympäristölupavirasto 2007).....</i>	<i>46</i>

LYHENTEET JA MERKINNÄT

°C	Lämpötila asteina Celsiusta
BOD ₅	Biologinen hapen kulutus 5 vuorokauden aikana
CaCO ₃	Kalsiumkarbonaatti, käytetään kuvaamaan liuoksen alkaliniteettia
Ca(OH) ₂	Kalsiumhydroksidi
COD _{kok}	Kemiallinen hapenkulutus kokonaisuudessaan
COD _{liuk}	Liukoisen aineen kemiallinen hapenkulutus
DNA	Deoksiribonukleiinihappo
EBPR	Biologinen fosforinpoisto
H ₂	Vetykaasu
HNO ₃	Typpihappo
H ₂ O	Vesi
H ₂ SO ₄	Rikkihappo
Mg	Magnesium
MgCl ₂	Magnesiumkloridi
N	Typpi
N ₂	Typpikaasu
NH ₃	Ammoniakki
NH ⁴⁺ -N	Ammoniumtyppi
NO ₃ ⁻	Nitraattityppi
NO ₂ ⁻	Nitriittityppi
OH ⁻	Hydroksidi-ioni
pH	Liuoksen happamuutta kuvaava suure
P	Fosfori
PAO	Polyfosfaattia kerryttävät organismit
PHA	Polyhydroksialkaonaatti
PO ₄ ⁻³	Ortofosfaatti
PO ₄ -P	Fosfaattifosfori
TS	Kiintoaine
TSS	Suspendoitunut kiintoaine
VS	Orgaaninen aine
VSS	Suspendoitunut orgaaninen aine
-	Ei raportoitua arvoa kyseiselle parametrille
€	hintaa euroina
a	aika vuosina
g	massa grammoina
g/kg TS	pitoisuus grammoina per kilogramma kiintoainetta
kg	massa kilogrammoina
kWh	energiankulutus kilowattitunteina
l	tilavuus litroina
m ³	tilavuus kuutiometreinä
mg	massa milligrammoina
mg/l	pitoisuus milligrammoina litrassa
t	massa tonneina
d	aika vuorokausina

1. JOHDANTO

Jäteveden käsittely toteutetaan yleisesti joko keskitettynä tai hajautettuna. Jäteveden keskitettyä käsittelyä käytetään tiheämmin asutuilla alueilla ja alueilla, joissa liittyminen jätevesiverkkoon on mahdollista. Keskitetty järjestelmä kerää kerralla suuren määrän jätevettä, joka johdetaan viemäriverkostoja pitkin jätevedenpuhdistamolle välillä pitkiäkin matkoja. Keskitetty järjestelmä on Suomessa ensisijainen. Keskitetyn järjestelmän suurimmat ongelmat kierrätyksen ja ympäristön näkökulmasta ovat suuri energiankulutus, jäteveden laadun vaihtelu ja sekoittuneiden jätevesien huono soveltuvuus uudelleenkäyttöön. (Hyttinen ym. 2006; Hammer ym. 2001) Usein samalle jätevedenpuhdistamolle johdetaan kotitalouksien ja teollisuuden jätevedet sekä myös ympäristöstä tulevat hulevedet. Luonnollisesti kotitalouksista tuleva jätevesi on laadultaan erilaista teollisuuden jäteveeseen verrattuna. Jätevedenpuhdistamolla nämä vedet sekoittuvat keskenään, jolloin jätevedessä olevien ravinteiden soveltuvuus uudelleenkäyttöön heikkenee.

Hajautettu keräys toimii parhaiten harvemmin asutuilla alueilla. Keräys voidaan toteuttaa yksittäin eri kiinteistöille tai yhdistäen useampia lähekkäin olevia kiinteistöjä samaan keräysjärjestelmään. Jätevesi johdetaan yksittäisen kiinteistön tapauksessa kiinteistön omaan jäteveden puhdistusjärjestelmään ja yhteiskeräyksen tapauksessa lähialueella sijaitsevaan jäteveden käsittelylaitokseen. Hajautetulla keräyksellä kerätty jätevesi on tasalaatuista ja jäteveden hallinta on helpompaa. (Hyttinen ym. 2006) Ravinteiden keräys on helpompaa, mitä puhtaammassa ja väkevämmässä muodossa jätevesi on. Jäteveden väkevyyteen voidaan vaikuttaa, ja eri jakeita erotella, erilaisten käymäläratkaisuiden avulla. Yleisin käymälätyyppi sekoittaa virtsan ja ulosteen ja käyttää huuhteluun noin 6 l/kerta. (Kuluttajaliitto 2020) Käyttämällä alipainekäymälää saadaan huuhteluveden määrä laskettua alle 1 l/kerta ja jätevesi konsentroituneempaan muotoon. (Heikkonen 2016) Virtsan ja ulosteen erottelevalla vessalla saadaan jäteveden jakeet vielä tarvittaessa eroteltua erilaisia käsittelyjä varten.

Fosfori ja typpi ovat ravinteiden talteenoton ja kierrätyksen kannalta tärkeimmät jäteveden ravinteet. Yleisimmät käytössä olevat menetelmät fosforin poistamiseen jätevedestä jätevedenpuhdistuslaitoksilla ovat kemiallinen saostus ja biologinen fosforin poisto. Menetelmillä pystytään poistamaan tehokkaasti fosforia. Kemiallisella saostuksella poistettua fosforin kierrättäminen on hankalaa ja myös jäteveden epäpuhtaudet vaikeuttavat fosforin kierrätystä. (Rittmann ym. 2010) Fosforin talteenottoon voidaan käyttää muita

erilaisia saostus- ja kiteytysmenetelmiä, kuten esimerkiksi struviitin saostaminen (Hirvelä 2014). Jätevesilaitoksilla on myös käytössä typenpoistomenetelmiä, joilla saadaan poistettua typpeä jätevedestä saamatta typpeä kuitenkaan talteen. Typen talteenottoprosesseja ovat esimerkiksi strippaus, jolla saadaan typpi talteen kierrätystä ajatellen käyttökelpoisessa muodossa. Sopivan talteenottoprosessin valinta riippuu siitä, missä kemiallisessa muodossa ravinteet ovat. (Ervasti ym. 2018)

Diplomityössä tavoitteena oli tutkia hajautetusti kerätyn keittiöjätteen ja mustan jäteveden sisältämien ravinteiden pitoisuuksia sekä ravinteiden käyttäytymistä biokaasuprosessissa. Työssä selvitettiin kirjallisuuden laskelmien pohjalta paras mahdollinen ravinteiden käsittelymenetelmä mädätteen sisältämien ravinteiden talteen ottamiseen ja kierrättämiseen. Mädätteen sisältämien ravinteiden pitoisuudet sekä niiden käyttäytyminen biokaasuprosessissa ja ravinteiden talteenotossa arvioitiin kirjallisuuden arvojen perusteella.

2. HAJAUTETTU JÄTEVESIEN JA BIOJÄTTEEN KÄSITTELY

2.1 Hajautettu jätevesien käsittely

Perinteistä hajautettua jäteveden käsittelyä käytetään pääasiassa haja-asutusalueilla, missä keskitetyn käsittelyn järjestelmien asentaminen tulisi kalliiksi. Perinteisen hajautetun käsittelyn jäteveden keräys, käsittely ja purku tapahtuvat lähialueella ja oikein toteutettuna hajautettu käsittely on kustannustehokasta ja ympäristöllisesti kestävä. Jäteveden keräykseen voidaan käyttää erilaisia käymäläratkaisuja, jotka mahdollistavat jäteveden jakeiden erottelun ja väkevämmän jäteveden tuottamisen. Väkevässä jätevedessä ravinteet ovat konsentroituneemmassa muodossa eli jätevedessä on mukana vähemmän vettä. Jakeiden erottelu mahdollistaa myös käsittelyteknologian suunnittelun ja kohdistamisen haluttuun jakeeseen, jolloin jäteveden kuljetus ja käsittely on mahdollisimman tehokasta. Lisäksi perinteisestä hajautetusta käsittelystä syntyvä kuormitus purkuvesistöön ja ympäristöön kohdistuu lähialueelle ja on pieni verrattuna ympäristön kykyyn käsitellä jäteaineet ja palauttaa ne luonnon kiertokulkuun. (Hyttinen ym. 2006)

Perinteiseen hajautettuun käsittelyyn on tarjolla useita erilaisia puhdistusratkaisuja. Järjestelmän valinta riippuu olosuhteista, käsittelyvaatimuksista ja kokoluokasta. Menetelmät voidaan jakaa karkeasti maaperäpuhdistusmenetelmiin ja laitepuhdistamoihin. Maaperäpuhdistus käyttää menetelmänä maimeytystä. Siinä jätevesi johdetaan saostus- tai jakokaivon kautta imeytysputkiin. Imeytysputkista jätevesi imeytetään, järjestelmästä riippuen, maakerroksien, imeytysmoduulien tai suodattimien kautta maaperään. Maimeytyksessä täytyy ottaa huomioon alueen ympäristölainsäädäntö. Pohjavesialueilla puhdistetun jäteveden imeyttäminen maahan on kielletty. (Hyttinen ym. 2006)

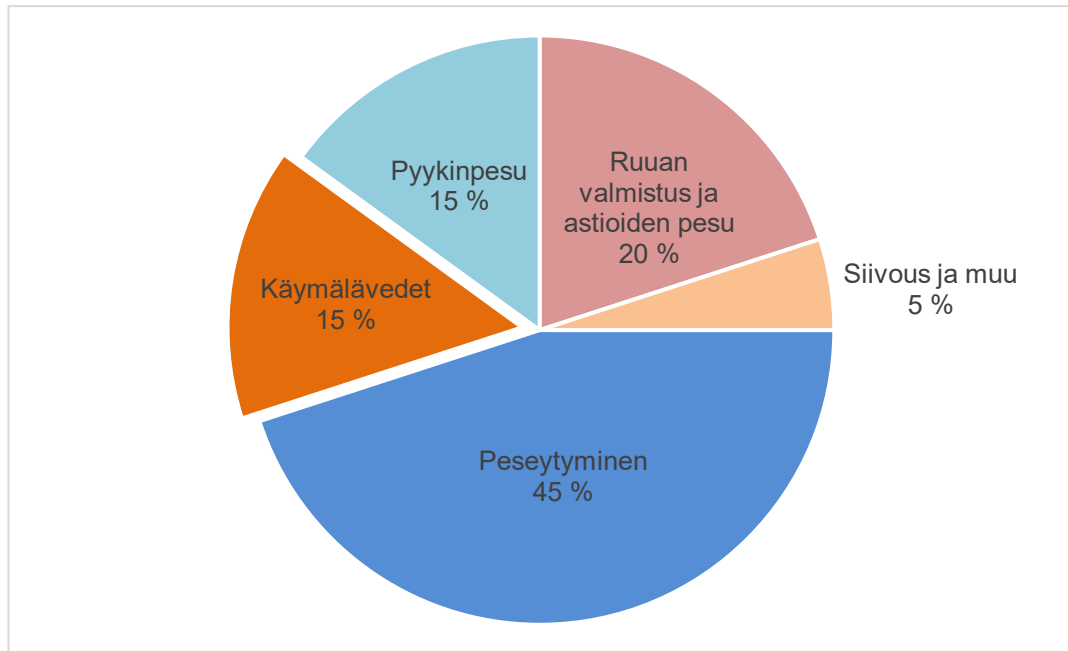
Laitepuhdistamoita ovat esimerkiksi pienpuhdistamot, jotka perustuvat läpivirtaukseen tai panospuhdistukseen. Pienpuhdistamot puhdistavat jätevettä pääasiassa biologisesti. Fosforinpoistossa voidaan käyttää myös kemiallista puhdistusta. Puhdistusteho on pienpuhdistamoissa hyvä ja niiden soveltuvuus on maaperästä riippumaton. Toisaalta pienpuhdistamot vaativat tasaisen kuormituksen, kuluttavat sähköä ja kemikaaleja ja vaativat asiantuntijan tarkastusta ja huoltoa. Käyttökustannukset voivat siis kasvaa suureksi. (Kujala-Räty ym. 2001)

Nykyaikaisessa hajautetussa jäteveden käsittelyssä tavoitteena on saada jäteveden resurssit paremmin talteen suorittamalla keräys tiiviiltä asuinalueelta. Tällaisia järjestelmiä on kehitteillä ja kokeilussa eri puolilla Eurooppaa. Esimerkiksi Belgian Ghentissä sijaitsevalle uudelle asuinalueelle on tarkoitus rakentaa nykyaikainen hajautettu jätevesien käsittelyjärjestelmä. Järjestelmän piiriin kuuluu noin 1200 asukasta, 430 asuntoa ja muita rakennuksia. Järjestelmän kuvauksessa kerrotaan erilliskerätyn mustan jäteveden käsittelyn sisältävän anaerobisen mädätyksen, struviitin saostuksen ja kokonaistypen talteenoton. Lisäksi mädäte käsitellään yhdessä harmaan jäteveden kanssa. Käsittelyn jälkeen puhdistettu jätevesi käytetään prosessivetenä lähialueen teollisuudessa. (Run4Life 2020)

Yleisin Suomessa käytettävä käymälätyyppi on vesikäymälä, joka kuluttaa vettä yli 6 l/kerta. Tämä ei kuitenkaan ole paras vaihtoehto haja-asutusalueille ja nykyaikaiseen hajautettuun jäteveden keräykseen, koska vesikäymälästä saatava jätevesi on laimeata käymälän käyttämän suuren huuhteluvesimäärän vuoksi. Vaihtoehtoisia ja nykyaikaiseen jäteveden keräykseen paremmin soveltuvia käymäläratkaisuja ovat esimerkiksi virtsan ja ulosteen erottelevat käymälät, alipainekäymälät ja muut pienellä huuhteluvesimäärällä toimivat käymälät. (Vuori 2014)

2.2 Musta jätevesi

Normaali kotitalousjätevesi koostuu harmaasta ja mustasta jätevedestä. Mustalla jätevedellä tarkoitetaan WC-vesiä, jotka sisältävät suurimman osan jätevesissä olevista ravinteista. Harmaa jätevesi käsittää kaiken muun kotitalouden jäteveden. Niihin sisältyy esimerkiksi pesuvedet ja keittiövedet. Kuvassa 1 on esitetty kotitalouksien harmaan jäteveden muodostuminen. Keskimääräinen vedenkäyttö kotitalouksissa on vähintään 150 l/as/d. Mustia jätevesiä on kotitalouksissa syntyvistä jätevesistä 15 %, eli vähintään 22 l/as/d (kuva 1). (Ympäristöhallinto 2019) Yli 80 % kotitalousjäteveden orgaanisesta aineesta, kiintoaineesta, kokonaisfosforista ja suurin osa tyyppistä (99 % $\text{NH}_4\text{-N}$) on mustassa jätevedessä (Hocaoglu ym. 2010).



Kuva 1. Jätevesien muodostuminen kotitaloudessa (%) (Ympäristöhallinto 2019)

Taulukosta 1 nähdään erilliskerätyn mustan jäteveden sisältämät ravinteet. Huomattava ero mustan jäteveden ravinteiden määrässä johtuu käymälätyypistä. Hocaoglu ym. 2010 ovat käyttäneet tutkimuksessaan tavallista käymälää, kun taas muut lähteet ovat käyttäneet alipainekäymälää, jossa huuhteluveden määrä on pienempi ja ravinteet konsentroituneemmassa muodossa. Sama ero on nähtävissä taulukossa 2, jossa on listattu kolmesta eri käymälätyypistä saadun mustan jäteveden ominaisuuksia. Taulukossa 2 käytetyt käymälätyypit ovat alipainekäymälä (1 l/kerta), kaksoishuuhtelukäymälä (6 l/kerta) ja ”tavallinen” käymälä (9 l/kerta). (Gao ym. 2018) Taulukosta 1 nähdään myös, että musta jätevesi sisältää ravinteita konsentroituneemmassa muodossa verrattuna harmaaseen jäteveeseen ja keskitetysti kerättyyn yhdyskuntajäteveeseen. Esimerkiksi kokonaistyyppiä on alipainekäymälöistä kerättyssä mustassa jätevedessä 30–60 kertainen pitoisuus yhdyskuntajäteveden sisältämään kokonaistyyppiin verrattuna, ammoniumtyyppiä 20–30 ja kokonaisfosforia 10–40 kertainen pitoisuus. Lisäksi taulukosta 1 voidaan nähdä eri tutkimuksissa samalla tavalla alipainekäymälöistä kerätyn mustan jäteveden olevan suhteellisen tasalaatuista. Eri parametrien pitoisuuksien vaihtelut eri tutkimusten mustien jätevesien välillä saattavat johtua esimerkiksi keräysalueesta, kerätyn mustan jäteveden määrästä sekä pitoisuuksien määrittämistavasta.

Yksi suuri tekijä jäteveden sisältämään absoluuttiseen ravinteiden määrään on jätevesivirran suuruus. Suurina virtoina virtaava yhdyskuntajätevesi voi sisältää

Taulukko 1. Erilliskerätyn mustan ja harmaan jäteveden sekä yhdyskuntajäteveden ominaisuudet.

Parametri/lähde	Musta jätevesi					Harmaa jätevesi (Hocaoglu ym. 2010)	Yhdyskuntajätevesi	
	Tavallinen käymälä [1]	Alipainekäymälä [2]	Alipainekäymälä [3]	Alipainekäymälä [4]	Alipainekäymälä [5]		(Kinnunen 2013)	(Sun ym. 2016)
pH	8,0	8,65	-	-	8,1	7,2	-	6,5–8
BOD ₅ (mg/l)	338	-	-	-	-	111	100	100–200
COD _{kok.} (mg/l)	1 225	12 311	9 500–12 300	8 700	9 966	295	250	150–300
Kokonaistyyppi (mg/l)	180	1 441	-	1 500	1 030	7,4	30	25–40
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	147	1 042	600–1 000	1 100	586	1,6	25	25–35
Kokonaisfosfori (mg/l)	25	144	90–140	202	91	7,3	2	5–9
PO ₄ -P (mg/l)	-	45	30–60	-	59	-	-	-
TSS (mg/l)	625	-	-	-	-	63	150	-
VSS (mg/l)	529	-	-	4 500	-	47	-	-

[1] Hocaoglu ym. 2010 [2] Kujawa-Roeleveld ym. 2005 [3] Kujawa-Roeleveld ym. 2006 [4] Wendland 2007 [5] Elmitwalli ym. 2006
- ei raportoitu

kokonaisuudessaan paljon enemmän ravinteita, kuin pieneltä alueelta erilliskerätty musta jätevesi. Esimerkiksi Tampereen keskuspuhdistamon virtaama on noin 4 000 m³/h jätevettä. (Keskuspuhdistamo 2020) Erilliskerätyn jäteveden virtaaman suuruuteen vaikuttaa keräysalueen asukasmäärä. Kotitalouksien keskimääräinen vedenkäyttö on n. 150 l/as/d. Tällöin, mustan jäteveden osuuden ollessa kotitalouden jätevesistä 15 % (kuva 1), esimerkiksi 25 000 asukkaan alueelta kerätyn mustan jäteveden virtaamaksi tulisi 562 500 l/d mustaa jätevettä, eli hieman yli 23 m³/h. Näillä lukuarvoilla yhdyskuntajäteveden virtaama on yli 170 kertaa suurempi, kuin erilliskerätyn mustan jäteveden virtaama. Toinen laskutapa mustan jäteveden virtaaman laskemiseen on käyttää käymälän huuhteluveden määrää ja arviota yhden henkilön käymäläkäyntien määrästä päivässä. Alipainekäymälän huuhteluveden määrä on kohdealueella 0,85 l/kerta ja yksi henkilö huuhtelee käymälän keskimäärin 6 kertaa päivässä. (Mikalo OY 2008) Tällöin 25000 asukkaan alueelta kerätyn mustan jäteveden virtaamaksi tulisi 127 500 l/d mustaa jätevettä, eli hieman yli 5 m³/h. Näin laskettuna yhdyskuntajäteveden virtaama on 800 kertaa suurempi. Laskuissa käytettyjen käymälöiden (kaksoishuuhtelukäymälä (6 l) ja alipainekäymälä (0,85 l)) huuhteluveden määrän ero selittää laskujen lopputuloksen eron.

Taulukko 2. Eri suuruisia huuhteluvesimääriä käyttävistä käymälöistä kerätyn mustan jäteveden ominaisuuksia. (Gao ym. 2018)

Parametri	1 l/kerta	6 l/kerta	9 l/kerta
pH	8,6	8,5	8,4
COD _{kok} (mg/l)	29 520	4 710	2 580
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	1 040	182	96,4
Kokonaistyyppi (mg/l)	1 700	410	190
Kokonaisfosfori (mg/l)	330	70,5	38
TS (mg/l)	17 140	3 570	2 390
VS (mg/l)	14 200	2 825	1 847

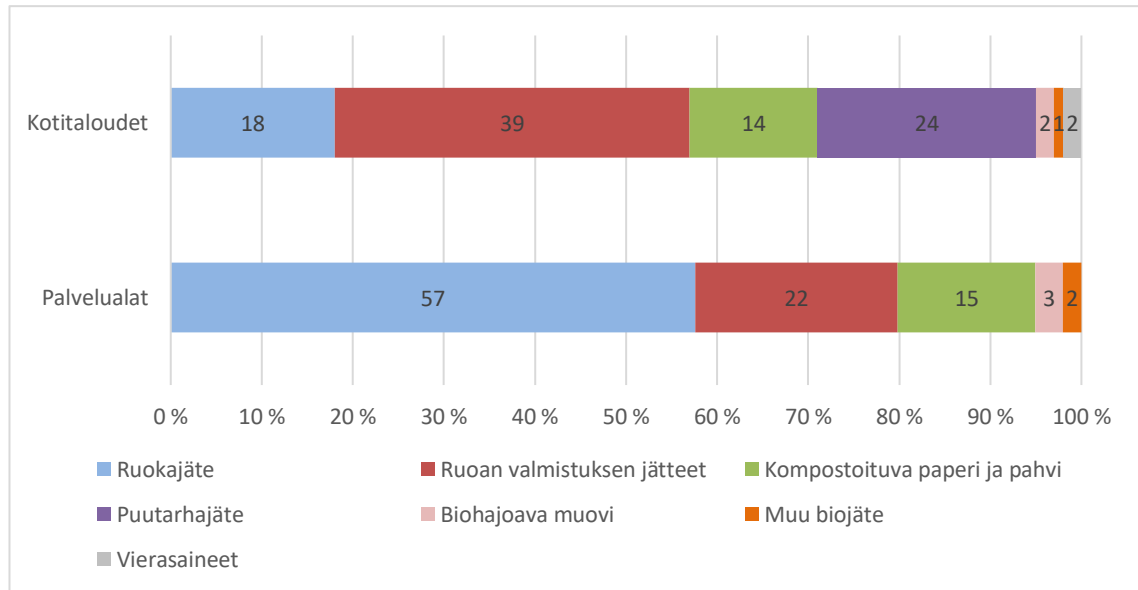
Tyyppi esiintyy mustassa jätevedessä pääasiassa epäorgaanisena eli liuenneena tyyppinä. Epäorgaanisesta tyypestä lähes kaikki tyyppi esiintyy ammoniumtyyppinä (NH₄⁺-N).

Epäorgaanista eli liukoista typpeä on mustassa jätevedessä myös ammoniakkinä, nitraattinä (NO_3^-) ja nitriittinä (NO_2^-). Pieni osa (alle 5 %) typpeä esiintyy mustassa jätevedessä myös typpioksidinä ($\text{NO}_2\text{-N}$). (Li ym. 2006) Taulukoista 1 ja 2 nähdään, että kokonaistyppeä voi olla väkevässä mustassa jätevedessä yli 1500 mg/l (Gao ym. 2018), kun taas laimeassa yhdyskuntajätevedessä kokonaistyppeä voi olla alle 30 mg/l. (Kinnunen 2013) Biokaasuprosessin jälkeen osa mustan jäteveden sisältämästä kiinteässä muodossa olleesta tpeestä muuttuu liukoiseen ammoniumtppi -muotoon. (VVY 2016)

Fosfori esiintyy jätevesissä yleensä liukoisena fosfaattifosforina, ortofosfaatteina (PO_4^{3-}), polyfosfaatteina ja orgaanisesti sitoutuneina fosfaatteina. Yhdessä nämä muodostavat jäteveden kokonaisfosforin. (Davis 2011) Jäteveden fosforipitoisuus ilmoitetaan yleensä vain kokonaisfosforina. Väkevässä mustassa jätevedessä kokonaisfosforia voi olla yli 300 mg/l (Taulukot 1 ja 2) (Gao ym. 2018), kun taas laimeassa yhdyskuntajätevedessä kokonaisfosforipitoisuus voi jäädä alle 5 mg/l. (Kinnunen 2013) Biokaasuprosessin mädätteessä yli 80 % kokonaisfosforista on liukoisessa muodossa. Lähes kaikki liukoinen fosfori on fosfaattifosforia. (de Graaff ym. 2011; Kujawa-Roeleveld ym. 2005)

2.3 Biojäte

Erilliskerätty biojäte tarkoittaa biojätteeksi luokiteltua jätettä. Biojätteeksi luokiteltuja jätteitä ovat biohajoava keittiöjäte, puutarhajäte ja ravintolajäte, joka kerätään erilleen sekajätteestä. Biojätteen erilliskeräys on nykyään yleistä ja mahdollista toteuttaa niin yksityiskiinteistöissä kuin taloyhtiöissäkin. (Pirkkamaa 2014) Biojätteen erilliskeräyksen tavoitteista on ilmoitettu valtakunnallisessa jätesuunnitelmassa. Erilliskerättyä biojätettä voidaan hyödyntää esimerkiksi biokaasun tuotannossa. (Häkkinen ym. 2014)



Kuva 2. Erilliskerätyn biojätteen koostumus kotitalouksissa ja palvelualoilla. Arvot saatu (Toukola ym. 2011)

Yli 50 % kotitalouksien ja ravintoloiden biojätteestä on ruokajätettä (kuva 2). Kotitalouksissa ruokajätteestä koostuvaa biojätettä (keittiöjäte) syntyy keskimäärin noin 54,1 kg/as/a (Hansen 2019; HSY 2015; Pirkkamaa 2014). Taulukossa 3 on esitetty keittiöjätteestä ja kotitalousbiojätteestä koostuvan biojätteen ominaisuuksia. Biojäte sisältää runsaasti kokonaistyyppiä ja kokonaisfosforia, mutta pitoisuudet voivat vaihdella huomattavasti erityyppisten ja eri alueilta kerättyjen biojätteiden välillä. Taulukosta 3 nähdään myös ravinteiden olomuoto ja olomuotojen pitoisuudet biojätteessä. Tyyppiä esiintyy biojätteessä liukoisessa, sekä orgaaniseen ja epäorgaaniseen ainekseen sitoutuneessa muodossa. Tyypestä noin kymmenesosa on liukoisessa muodossa. Myös fosforia on biojätteessä liukoisena sekä sitoutuneena orgaaniseen ja epäorgaaniseen ainekseen. Biojätteen fosforista reilu kolmasosa on lienneessä muodossa. Biokaasuprosessin jälkeisessä mädätteessä biojätteen kokonaistypen olomuoto on muuttunut ja kokonaistypestä yli 2/3 on liukoisessa muodossa ja noin 1/3 kiintoaineeseen sitoutuneena. Mädätteessä kokonaisfosforista noin 90 % on kiintoaineeseen sitoutuneena ja noin 10 % liukoisessa muodossa. (Tampio ym. 2016)

Taulukko 3. Keittiöjätteen ja kotitalousbiojätteen ominaisuudet.

Keittiöjäte			Kotitalousbiojäte	
	(Wendland ym. 2007)	(Wendland ym. 2008)	(Mönkäre ym. 2015)	
Parametri	mg/l	mg/l	Parametrit	
COD _{kok.}	335 000	297 210	TS (%)	28,7
COD _{liuk.}	79 000	80 330	VS (%)	25,5
VSS	181 500	-	Kokonaistyyppi (g/kg TS)	27
NH ₄ ⁺ -N	280	301	Liukoinen typpi (g/kg TS)	2,5
Kokonaistyyppi	5 140	4 901	Liukoinen typpi (mg/l)	595
Kokonaisfosfori	577	521	Kokonaisfosfori (g/kg TS)	3,6
TS	-	190 500	Liukoinen fosfori (g/kg TS)	1,3
VS	-	172 370		

- ei raportoitu

3. RAVINTEET JA MÄDÄTTEEN RAVINTEIDEN TALTEENOTTOPROSESSIT

Tällä hetkellä maataloudessa käytettävistä, teollisesti tuotetuista ravinteista typpi tuotetaan paljon energiaa ja fossiilisia polttoaineita kuluttavalla Haber-Bosch prosessilla, joka myös tuottaa suuren määrän kasvihuonekaasuja (Razon 2013). Toinen tärkeä ravinne, fosfori, louhitaan maaperästä. Maapallon fosforivarannot ovat kuitenkin ehtymässä, joten uusia fosforin talteenottoteknologioita tarvitaan lähitulevaisuudessa. (U.S Geological Survey 2017)

3.1 Fosfori

Fosforilla on suuri rooli eliöstöjen solujen toiminnoissa. DNA:n ketjussakin on fosforia fosforihapon muodossa, jossa se vuorottelee deoksiriboosin kanssa. Se on olennainen nukleiinihappojen komponentti sekä tärkeä osa membraanifosfolipidejä ja monia energiariippuvaisia aineenvaihduntaprosesseja. (Herrera-Estrella ym. 2016) Se on elintärkeä ravinne kasveille ja fosforia pidetäänkin elinehtona elämälle. Fosforin kierto eroaa muista biokemiallisista sykleistä siten, että sykliin ei sisälly kaasuvaihetta. (The Environmental literacy council 2015) Fosforia ei siis haihdu missään olomuodoissa. Tämä on fosforin talteenoton kannalta tärkeä ominaisuus. Fosforia saadaan fosfaattikivestä, kuten apatiitista, jota louhitaan maaperästä. Fosfaattikivi on asetettu kriittisten raaka-aineiden listalle vuonna 2004 Euroopan komission toimesta. Fosfaattikiveä louhittiin vuonna 2016 maailmalla 261 miljoonaa tonnia. (U.S Geological Survey 2017) Suurimmat fosforin tuottajat ovat Kiina, Yhdysvallat ja Marokko, jotka tuottavat noin 70 % koko maapallon fosforista. (Jasinski 2014) Lannoitteeksi päätyy suurin osa, yli 80 % louhitusta fosforista. (Steven ym. 2013) Fosfori on haitallista varsinkin vesistöissä. Se kiihdyttää vesistöjen rehevöitymistä muiden ravinteiden kanssa. (Hirvelä 2015) Jätevedessä fosfori esiintyy yleensä epäorgaanisina poly- ja ortofosfaatteina. (Jiang ym. 1998)

3.2 Typpi

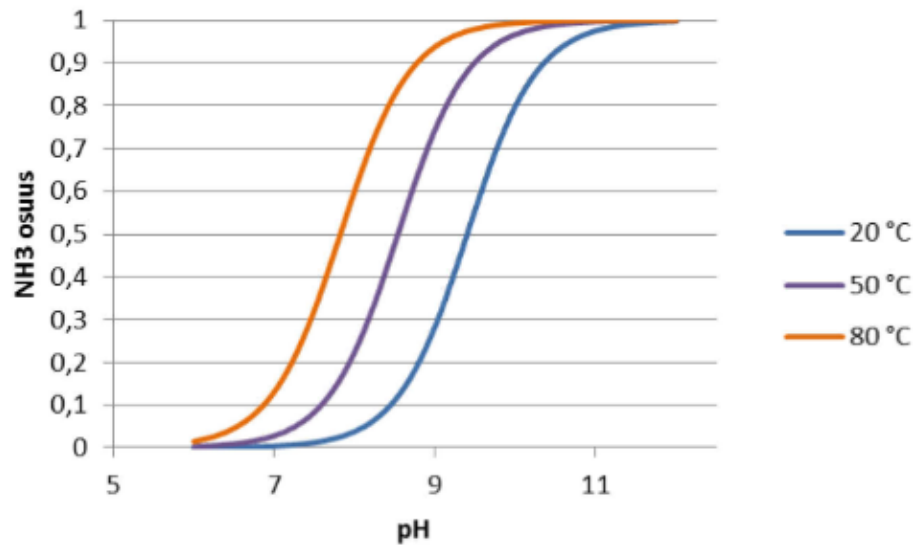
Myös typpi on elämälle tärkeä alkuaine. Se toimii proteiinin rakennusaineena. Vaikka ilmakehästä 78 % on typpeä, vain muutamat levät ja bakteerit pystyvät sitomaan typpeä suoraan ilmakehästä kasvien käyttöön. Teollisesti typpeä sidotaan Haber-Bosch-prosessilla, jossa inertti typpikaasu N_2 muunnetaan ammoniakiksi NH_3 kaavan 1 mukaisesti.

Typhen sidonta vaatii paljon energiaa, joka tuotetaan käytännössä fossiilisilla polttoaineilla. (Rodriguez Arredondo ym. 2015)



Suurin osa teollisesti sidotusta typestä käytetään maatalouden lannoitteissa. Typpi päätyy pelloilta ympäristöön haihtuen lopulta ilmakehään ja valumavesien mukana vesistöihin aiheuttaen niissä rehevöitymistä. (Rodriguez Arredondo ym. 2015) Kierrätystypellä voitaisiin korvata ainakin osa teollisesti tuotetusta typestä. Fosforin kierrätyksen edistäminen ajaa myös kierrätystypen tuotannon kasvattamista, koska useimmissa jakeissa, joista jalostetaan kierrätysfosforia, esiintyy myös typpeä. (Ervasti ym. 2018) Jätevedessä typpi esiintyy pääasiassa ammoniumtyyppinä ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) (Rodriguez Arredondo ym. 2015). Ammoniumtyppi on yksi epäorgaanisen eli liukoisen typhen olomuoto. Jäteveden pH:lla on suuri vaikutus ammonium-ionin olomuotoon. Ammoniummuodon ja ammoniakkimuodon (NH_3) välinen tasapaino riippuu lämpötilasta ja pH:sta (kuva 3). pH:n ollessa lähellä neutraalia tasapaino on ammonium-ionin puolella. pH:n noustessa tasapaino siirtyy ammoniakin puolelle. Ammoniumin ja ammoniakin tasapainon reaktioyhtälö on esitetty kaavassa 2. pH:n noustessa liian emäksiseksi typpeä haihtuu ammoniakkina jätevedestä ilmaan. (Zarebska ym. 2014)





Kuva 3. Ammoniakin osuus ammoniumtyyppistä pH:n funktiona kolmessa eri lämpötilassa. (Ervasti ym. 2018)

3.3 Ravinteiden talteenotto prosessit

Seuraavassa käsitellään ravinteiden talteenottoa biokaasureaktorin mädätteen nestejakeesta. Mädate erotellaan kuiva- ja nestejakeeseen separoinnilla, jolloin noin 80 % mädätteen massasta päätyy nestejakeeseen ja 20 % kuivajakeeseen. (Marttinen ym. 2015) Biokaasureaktorissa tapahtuvassa anaerobisessa prosessissa eri vaiheiden erilaiset mikrobit hajottavat syötteen orgaanista ainesta tuottaen biokaasua. Anaerobisen prosessin vaiheet ovat hydrolyysi, asidogeneesi, asetogeneesi ja metaanintuotto asetaa-tista ja vedystä. Anaerobisessa prosessissa ammonifikoituu proteiineja ammoniumtyypeksi. Prosessissa osa biokaasureaktorin syötteen orgaanisesta aineesta muuttuu kaasumaisiksi tuotteiksi, kuten metaaniksi ja hiilidioksidiksi. joten syötteen ja prosessin jälkeisen mädätteen massat voidaan olettaa yhtä suuriksi. (Myllymaa ym. 2008)

Fosforin talteenottoteknologiat voidaan jakaa fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin prosesseihin (Strom 2006). Talteenotto prosesseilla fosforia voidaan ottaa talteen esimerkiksi jätevesistä sekä fosforia sisältävistä jätteistä ja vesistöistä. Kullekin kohteelle parhaiten soveltuva talteenotto prosessi vaihtelee. Talteenotto prosessin valinta riippuu pitkälti käytettävän jätteen koostumuksesta. (Pulkinen, 2018) Alipainekäymälöistä kerätty musta jätevesi soveltuu fosforin talteenottoon, koska se sisältää paljon fosforia ja vähän raskasmetalleja verrattuna tavalliseen jäteveteen (Tervahauta 2014).

Typhen erotukseen jätevesistä ja mädätteestä käytetään yleisesti muutamia erilaisia kemiallisia ja biologisia erotusmenetelmiä. Menetelmän valinta riippuu siitä, missä

kemiallisessa muodossa typpi on. Luonnossa typpi esiintyy lukuisissa eri yhdistemuodoissa. Jätevedessä ja biokaasuprosessin mädätteessä suurin osa typestä on yleensä ammoniumtyppinä. Biokaasuprosessin seurauksena jäteveden sisältämästä orgaanisesta typestä osa muuttuu liukoiseksi ammoniumtypeksi, mikä on biokaasuprosessin merkittävä etu ravinteiden talteenottoa ajatellen. Typen talteenottoon soveltuvimmat yhdisteet ovat ammoniumtyppi, nitraattityppi ja typpikaasu (N_2). Osa typestä saattaa esiintyä myös liukoisena ja liukenemattomana orgaanisena typpinä. (Ervasti ym. 2018; Darwish ym. 2016)

Ravinteiden talteenottoon on kirjallisuudessa esitetty monenlaisia eri prosesseja. Seuraavissa luvuissa on esitelty yleisimmät ja toimivimmat talteenotto prosessit fosforin ja typen talteenottoon jätevedestä ja biokaasureaktorin mädätteen nestejakeesta. Taulukkoon 4 on koostettu tärkeimpiä tietoja luvuissa käsitellyistä talteenotto prosesseista.

Taulukko 4. Kooste ravinteiden talteenottoprosesseista.

Prosessi	Tehokkuus	Soveltuvuus	Huomioitavaa	Lähde
Fosforin talteenotto				
Suodatus	6–78 %	Yksinkertainen menetelmä.	Ei pidätä liukoista fosforia. Tuote ei sovellu suoraan jatkokäyttöön.	(Pulkkinen 2018; Hjorth 2009; Strom 2006)
Selektiiviset kalvot ja käänteisosmoosi	70–98 %	Tehoaa kiinteään ja liukoiseen fosforiin. Käänteisosmoosi tehokkain. Määdäte hyvä käsitellä ensin kiintoaineen poistolla.	Huono energiatehokkuus ja kalvojen herkkä likaantuminen.	(Pulkkinen 2018; Dolar ym. 2011; Strom 2006; Thörneby ym. 1999)
Biologinen fosforin posito (EBPR)	80–90 %	Ei vaadi lainkaan kemikaaleja.	BOD:P -suhde yli 20:1. Monimutkainen menetelmä ja saatu tuote vaatii jatkokäsittelyä. Soveltuvuus mädätteelle epävarmaa.	(Pulkkinen 2018; Oehmen ym. 2007; McGrath ym. 2004)
Struviitin saostus	90 %	Soveltuu erittäin hyvin mädätteelle. Toimii yhtä aikaa fosforille ja typelle. Soveltuu sellaisenaan lannoitteeksi.	Vaatii yleensä kemikaaleja.	(VVY 2016; Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003; Doyle ym. 2002)

Typpi				
Strippaus	>90 %	Kompakti laitteisto. Saatu typpi käyttökelpoisessa muodossa. Esikäsiteltyä kiintoaineen poisto.	Vaatii toimiakseen energiaa lämpötilan nostamiseen sekä kemikaalin lisäyksen pH:n säätämiseksi.	(Ervasti ym. 2018; Sengupta ym. 2015; Luostarinen ym. 2011)
Kalvoerotus käänteisosmoosilla	70–98 %	Ei vaadi kemikaaleja tai lämmitystä. Mädäte hyvä käsitellä ensin suodatuksella.	Kalvot herkkiä likaantumaan. Suuri energiantarve.	(Luostarinen ym. 2011; Masse ym. 2008; Koyuncu ym. 2001)
Struviitin saostus	Teoreettinen maksimi 12,5 % mädätteen N:P -suhteen ollessa 8:1	Soveltuu erittäin hyvin mädätteelle. Toimii yhtä aikaa fosforille ja typelle. Soveltuu sellaisenaan lannoitteeksi.	Vaatii yleensä kemikaalien lisäyksen. Pieni typen talteenototehokkuus.	(VVY 2016; Luostarinen ym. 2011; de-Bashan ym. 2004; Doyle ym. 2002)

EBPR = Biologinen fosforin poisto

BOD:P = Biologisen hapenkulutuksen ja kokonaisfosforin suhde

N:P = Kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde

3.3.1 Fosforin suodatus

Suodatusmenetelmä perustuu partikkelikokoon. Suodatusmenetelmä on yksinkertainen fosforin talteenottomenetelmä. Suodatuksessa orgaaniset partikkelit suodattuvat erilleen mädätteestä kulkiessaan rakeisen suodattimen läpi. Suodatusmateriaalina voidaan käyttää esimerkiksi hiekkaa tai kangasta, jonka läpi mädäte johdetaan. Suodatus voidaan tehdä painovoimaisesti tai erotusta voidaan tehostaa puristamalla mädätettä suodatinmateriaalia vasten. Suodatusmenetelmällä saadaan talteen vain fosfori, joka on sitoutuneena suspensiossa oleviin partikkeleihin. Mädätteen liuennutta fosforia ei saada suodatuksella talteen. Tämä on suodatusmenetelmän selkeä heikkous. Lisäksi orgaaniset partikkelit sisältävät fosforia vain noin 2–3 % kokonaispainostaan. Tämän vuoksi suodatettua materiaalia joudutaan rikastamaan, eli materiaalin fosforipitoisuutta nostamaan, jotta fosforia saadaan eroteltua muusta aineksestä ja jatkokäyttöä. (Pulkkinen 2018; Strom 2006) Fosforin talteenotto suodatusmenetelmällä tehostuu, jos suodatusprosessia edeltää struviitin saostaminen. Tällöin struviitti suodatetaan erikseen. Suodatuksen jälkeen nestejakeen käsittelyä voidaan jatkaa esimerkiksi selektiivisillä kalvoilla. Kokonaisfosforin erotustehokkuus suodattamalla vaihtelee 6–78 % välillä suodatusmenetelmän ja fosforin olomuodon mukaan. (Hjorth 2009)

3.3.2 Biologinen fosforin poisto (EBPR)

Biologisessa fosforin poisto menetelmässä, EBPR (Enhanced biological phosphorus removal), mikrobit sitovat fosforia käyttöönsä aerobisissa olosuhteissa ja vapauttavat sitomaansa fosforia anaerobisissa olosuhteissa. Esimerkkejä muista käytetyistä biologisista fosforin poisto menetelmistä ovat keinotekoiset kosteikot ja pintavalutuskentät. EBPR menetelmä on laajasti käytössä jätevedenpuhdistusprosessissa Suomea lämpimämissä maissa. (Pulkkinen, 2018; Sengupta ym. 2015)

Biologinen fosforin poisto on kaksivaiheinen tapahtuma, missä mikrobit altistetaan sykleittäin anaerobisille ja aerobisille olosuhteille. Anaerobisissa olosuhteissa PAO-organismit (polyphosphate accumulating organism) keräävät ja varastoivat orgaanista ainetta soluihinsa polyhydroksialkaonaatteina (PHA). Energian lähteenä sitomiseen organismit käyttävät soluihinsa sitoutunutta polyfosfaattia, joka pilkkoutuu ortofosfaatiksi. Ortofosfaatti vapautuu soluista anaerobisissa olosuhteissa. Olosuhteiden muuttuessa aerobisiksi organismit hyödyntävät sitomansa PHA:t energiana ja hiilen lähteenä fosfaatin sitomista varten. Organismit sitovat vapauttamaansa ortofosfaattia, sekä lähes

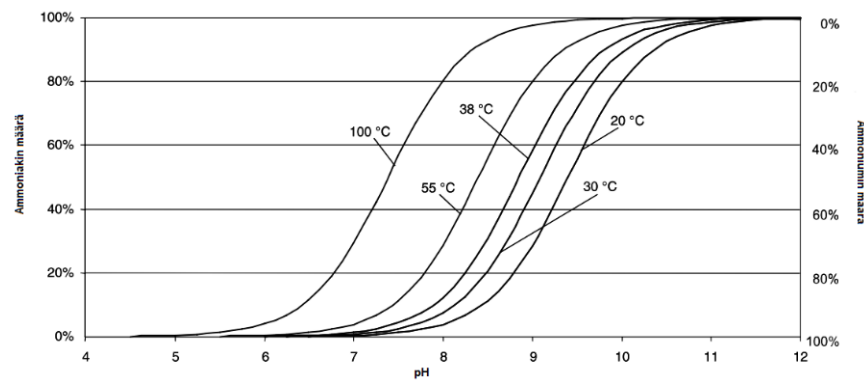
kaiken muun saatavilla olevan fosfaatin, polymeroivat sen polyfosfaatiksi ja varastoivat polyfosfaatin soluihinsa. Fosforia poistuu, koska aerobisissa olosuhteissa fosforia sitoutuu enemmän kuin sitä vapautuu anaerobisessa vaiheessa. Usean syklin jälkeen alkaa muodostumaan organismeja ja muita kiintoaineita sisältävä kiinteä aktiivilietefaasi. (Pulkkinen 2018; Rantanen ym. 1999) EBPR-menetelmällä saadussa aktiivilietteessä on normaalisti fosforia 4–5 % lietteen kuivapainosta. Laboratorio-olosuhteissa on pystytty muodostamaan aktiivilietefaasi, jossa on fosforia 15 % TS:stä. (Crocetti ym. 2001) Biologisella fosforinpoistolla päästään suotuisissa oloissa 80–90 % poistotehoon. (McGrath ym. 2004)

Biologinen fosforinpoisto ei tarvitse toimiakseen kemikaalilisäyksiä ja saadun aktiivilietteen laatu on muita menetelmiä puhtaampi. Tehokkaan biologisen fosforinpoiston edellytys on kuitenkin riittävä orgaanisen hiilen määrä mädätteessä anaerobisessa vaiheessa. BOD:P -suhteen olisi hyvä olla yli 20:1. (McGrath ym. 2004) Tarvittavan hiilen määrää voidaan vähentää esimerkiksi poistamalla osa mädätteen fosforista fosforin saostusprosessilla. Biologinen fosforinpoisto on monimutkainen prosessi eikä talteen saatua fosforia voida suoraan kierrättää, vaan fosfori pitää jatkokäsittellä käytettävämpään muotoon useiden lisävaiheiden kautta. Tarvittavat lisävaiheet heikentävät menetelmän kannattavuutta. (Oehmen ym. 2007) (Pulkkinen 2018) Biologista fosforinpoistoa on kirjallisuudessa käytetty vain jätevedelle, joten sen soveltuvuus biokaasureaktorin mädätteelle on epävarmaa.

3.3.3 Typen strippaus

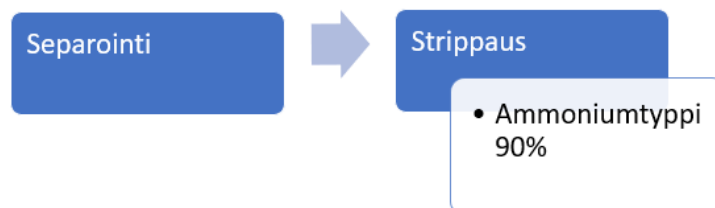
Strippauksella jäteveden ammoniumtyppi on mahdollista saada talteen kierrätystä ajatellen käyttökelpoisessa muodossa, mikä on yksi strippausprosessin eduista. Strippausta varten lietteestä pitää poistaa kiintoaine esikäsitelyllä. Lietteestä esikäsitely sisältää yleensä neste- ja kiintoaineen erotuksen. Strippauslaitteisto on kompakti ja strippauksen erotustehokkuus on parhaimmillaan yli 90 %. Stripperissä ammoniumtyppi muuttuu ammoniakiksi siirtyen nesteestä kaasufaasiin. Muodostunut kaasuseos johdetaan pesuriin. Pesurissa ammoniakkikaasu muuttuu takaisin nestemäiseen ammoniumionimuotoon reagoidessaan pesunesteen kanssa. Yleensä pesunesteenä käytetään vettä tai happoliuoksia, kuten typpihappoa (HNO_3) tai rikkihappoa (H_2SO_4). Muodostuvan tuoteluoksen koostumus riippuu käytetystä pesunesteestä. pH vaikuttaa strippauksen erotustehokkuuteen. Yleensä prosessin pH pyritään pitämään välillä 10,8–11,5 lisäämällä prosessiin kemikaaleja, kuten kalkkia tai lipeäkiveä. Tällöin ammonium-ionit muuttuvat ammoniakiksi. Vesi ja ammoniakki saadaan erotettua, kun matalamman höyrynpaineen omaava

ammoniakki höyrystyy vettä helpommin muodostaen ammoniakkikaasua. Höyrystymiseen vaikuttaa pH:n lisäksi myös lämpötila. Yleensä strippausprosessin lämpötila pidetään noin 70 °C:ssa. Kuvassa 5 on esitetty pH:n ja lämpötilan vaikutus ammoniakin ja ammonium-ionin väliseen tasapainoon. Strippauksella on mahdollista konsentroida laimeita liuoksia moninkertaisesti. Tämä helpottaa ravinteiden kierrätystä. (Ervasti ym. 2018; Sengupta ym. 2015; Luostarinen ym. 2011)



Kuva 4. Lämpötilan ja pH:n vaikutus tasapainoon ammonium-ionin ja ammoniakin välillä (Fricke ym. 2007)

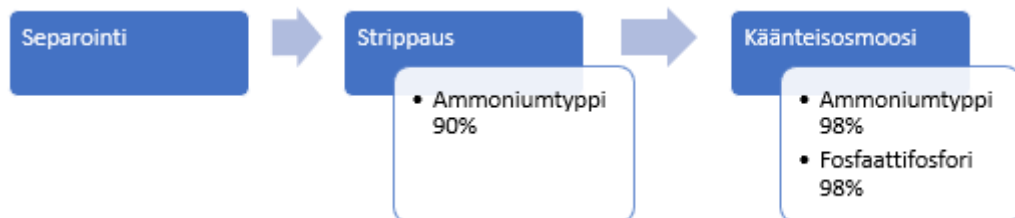
Strippauksella voidaan käsitellä liuoksia, joissa on korkeakin ammoniakkipitoisuus. Strippaus toimii hyvin yksinään typen talteenottomenetelmänä, mutta sitä voidaan käyttää myös yhdessä esimerkiksi biologisen puhdistusprosessin kanssa. (Lei ym. 2007) Strippausprosessi kuluttaa energiaa ja prosessin vaatimia kemikaaleja (Luostarinen ym. 2011). Kuvassa 6 on esitetty esimerkki mädätteen typen strippauksen käsittelyjärjestyskaaviosta.



Kuva 5. Esimerkki mädätteen typen strippauksen käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.

3.3.4 Selektiiviset kalvot ja käänteisosmoosi

Kalvoerotuksessa käytetään puoliläpäisevää, selektiivistä membraanikalvoa fyysisenä erotustekijänä. Kalvoerotuksella pystytään erottelemaan nesteestä esimerkiksi epäpuhtauksia ja kemiallisia komponentteja korkealla erotusasteella. (Burton 2007) Selektiiviset kalvot päästävät läpi vain tiettyjä mädätteen partikkeleita kalvojen ominaisuuksien mukaan. Partikkelin vuorovaikutus kalvomateriaalin kanssa vaikuttaa läpäisevyyteen. Kalvo erottelee partikkeleita esimerkiksi partikkelin koon tai varauksen mukaan. Kalvon syöttöpuolelle jäävää jaetta kutsutaan konsentraatiksi (retentaatti). Permeaatti on jae, joka läpäisee kalvon. Selektiivisillä kalvoilla saadaan talteen myös mädätteeseen liuenut fosfori ja typpi. Selektiivisiä kalvoja käytettäessä ravinteet jäävät permeaattiin. Useita erilaisia kalvoja käyttämällä saadaan eri muodoissa oleva fosfori ja typpi eroteltua tehokkaasti mädätteestä. Selektiivisten kalvojen heikkous on erotusprosessin suuri energiantarve ja kalvojen likaantuminen ja tukkeutuminen. Mädäte on hyvä käsitellä kiintoaineen erotus prosessilla, kuten edellä mainitulla karkeammalla suodatuksella ennen kalvosuodatusta kalvojen likaantumisen ja tukkeutumisen hidastamiseksi. Fysikaalinen erottelu selektiivisiä kalvoja käyttäen kuluttaa paljon energiaa. (Strom 2006) Prosessi ei kuitenkaan vaadi lämmitystä tai kemikaalien käyttöä toimiakseen tehokkaasti. (Luostarinen ym. 2011)



Kuva 6. Esimerkki mädätteen käänteisosmoosijärjestelmän käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.

Käänteisosmoosi on yksi esimerkki puoliläpäisevään selektiiviseen kalvoon perustuvasta prosessista. Kuvassa 4 on esitetty esimerkki mädätteen käänteisosmoosijärjestelmän käsittelyjärjestyskaaviosta. Käänteisosmoosissa erotetaan käänteisesti mädäte partikkeleista ulkoisella voimalla tuotetulla paine-erolla, joka kasvatetaan osmoottista painetta suuremmaksi. Tällöin fosfori ja typpi jäävät retentaattiin. Paine-ero kalvojen yli toimii voimana aineensierrolle väkevämmän pitoisuuden puolelta laimeampaan. Lietelannasta käänteisosmoosilla saatu fosforin erotustehokkuus on ollut parhaimmillaan jopa

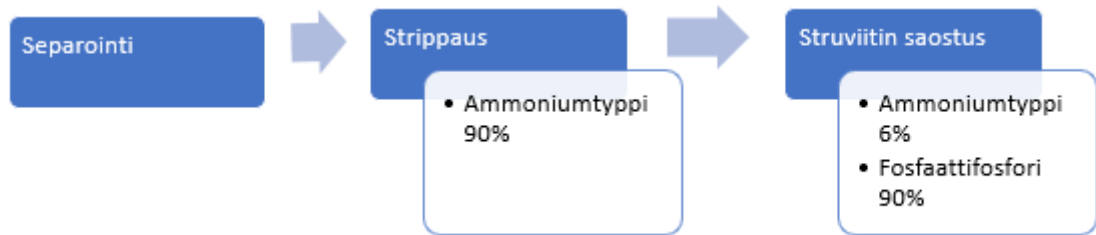
98 %. (Thörneby ym. 1999) Myös nanokoon suodatuskalvoilla on saatu erotettua fosfaattia 70–97 % tehokkuudella. (Dolar ym. 2011) Alhainen pH parantaa typen erotustehoa käänteisosmoosissa. Happamassa liuoksessa heikkoja komplekseja muodostaneet ammonium-ionit pidättyvät erotuskalvolle tehokkaammin kuin emäksisemmän liuoksen yksittäiset ammonium-ionit. Menetelmällä saadaan kokonaistypestä talteen 70–98 % ja pH-riippuvaisesta ammonium-typestä parhaimmillaan 97,5 % (pH 7,15). (Masse ym. 2008; Koyuncu ym. 2001)

3.3.5 Struviitin saostus

Molempia ravinteita, typpeä ja fosforia, saadaan otettua talteen jätevedestä struviittina struviitin saostuksella. Esimerkki mädätteen struviitin saostuksen käsittelyjärjestyskaavista on kuvassa 7. Struviitti, eli magnesiumammoniumfosfaatti ($\text{MgNH}_4\text{PO}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) on valkoista ja kovaa, kiteistä ainetta. (Luostarinen ym. 2011) Ravinteiden talteenotto jätevedestä struviittina tapahtuu yhtälön 3 mukaisesti. (Doyle ym. 2002)



Jotta struviitin saostus onnistuu, on typen oltava jätevedessä ammoniumtyyppinä ja fosforin fosfaattina. Lisäksi pH:n ja lämpötilan sekä magnesiumin, typen ja fosforin pitoisuuksien arvoilla on suuri merkitys struviitin saostuksen onnistumiseen. Esimerkiksi liian alhainen pH aiheuttaa struviittikiteiden liukenemisen veteen. Optimi lämpötila struviitin saostukselle on 25–90 °C (Luostarinen ym. 2011) Jäteveden koostumus määrittää optimaalisen pH:n arvon struviitin saostukselle. Jäteveden pH:ta voidaan tarvittaessa säätää lisäämällä jäteveteen esimerkiksi kalsiumhydroksidia. Yleensä hyvä pH:n arvo on 8–10,7. (Doyle ym. 2002) Struviitin saostuksessa ravinteiden moolisuhde on yleensä 1:1:1. Moolisuhde saattaa vaihdella käsiteltävän materiaalin mukaan. Useimmiten prosessiin joudutaan lisäämään magnesiumia optimaalisten kiteyttämisolosuhteiden saavuttamiseksi. (Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003)



Kuva 7. Esimerkki mädätteen struviitin saostuksen käsittelyjärjestyskaaviosta erotustehokkuuksineen.

Struviitin saostuksella voidaan päästä fosforin osalta 90 % erotustehokkuuteen (Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003). Mädätteen N:P -suhde vaikuttaa struviitin tehokkuuteen typen talteenotossa, koska struviitin N:P -suhde on yleensä 1:1. Esimerkiksi jäteestä, jonka N:P -suhde on 8:1 saadaan struviitin saostuksella typpeä teoriassa talteen maksimissaan 12,5 % fosforin talteenottotehokkuuden ollessa 100 %. Käytännössä typen talteenottotehokkuus on pienempi, koska struviitin saostuksella ei saada talteen kaikkea fosforia. (de-Bashan ym. 2004) Struviitin saostus sopii hyvin mädätteelle, koska anaerobinen käsittely muuttaa jäteveden sisältämää typpeä ammoniumtypeksi. Lisäksi ainakin puhdistamolietteen mädätteen käsittelystä syntynyt rejektivesi sisältää paljon struviitin saostukseen vaadittavia ainesosia; ammoniumtyypeä, fosfaattifosforia ja magnesiumia. (VVY 2016) Tällöin struviitin saostusprosessin aloittaminen rejektivedessä on mahdollista. Rejektivedessä struviitin saostus prosessi saattaa alkaa itsestään veden pH:n noustessa rejektivettä käsiteltäessä esimerkiksi ilmastuksella, tai jätevedessä ravinteiden pitoisuuksien ylittäessä struviitin liukoisuuden. Saostettu struviitti on sellaisenaan käyttökelpoinen hidasliukoinen lannoite. (Luostarinen ym. 2011; Doyle ym. 2002)

4. MATERIAALIT JA MENETELMÄT

4.1 Kohdealue

Diplomityön kohdealueena käytettiin Hiedanrantaa. Hiedanranta on Tampereelle tuleva, suunnitteluvaiheessa oleva uusi kaupunginosa. Hiedanrannasta on tarkoitus tulla 25 000 asukkaan kestävä ja älykäs kaupunginosa, joka tarjoaa 10 000 työpaikkaa. Kaupunginosan tavoitteena on olla hiilidioksidinegatiivinen ja tuottaa enemmän kuin kuluttaa. Alueella ei ole vielä omaa jätevesiverkostoa, mikä mahdollistaisi nykyaikaisen hajautetun käsittelyn toteuttamisen. Hiedanrannan kehittämistyö on suunnitteluvaiheessa. (Tampereen kaupunki 2020)

4.2 Biokaasureaktori ja syöte

Kohdealueella oli käytössä 2 m³ biokaasureaktori. Reaktorilla testattiin alueelle mahdollisesti tulevia syötteitä. Reaktorin syöte sisälsi mustaa jätevettä ja keittiöjätettä. Musta jätevesi kerättiin Hiedanrannan alueelle asennetuista alipainekäymälöistä. Keittiöjäte kerättiin alueen Zipatta -ravintolasta sekä Tampereen yliopiston Hervannan kampuksen ravintola Newtonista. Työssä käytettiin kirjallisuudesta saatuja lähtöarvoja biokaasureaktorin mädätteen ravinteiden pitoisuuksille.

4.3 Ravinteet ja tarkasteltavat talteenotto prosessit

Työssä käsiteltävät ravinteet ovat kokonaistyyppi ja -fosfori sekä ammoniumtyppi ja fosfaattifosfori. Biokaasureaktorin mädäte sisältää kyseisiä ravinteita. Mädäte sisältää myös nitraattia ja nitriittiä, mutta ne jätettiin tarkastelun ulkopuolelle, koska nitraatin ja nitriitin pitoisuudet vastaavanlaisissa biokaasureaktorin mädänteissä ovat yleensä hyvin pienet.

Ravinteiden talteenottoon on kirjallisuudessa monia eri tapoja ja prosesseja. Työssä vertailtavaksi valittiin kolme kirjallisuuden perusteella hyvin toimivaksi todettua ja helposti skaalautuvaa ravinteiden talteenotto prosessia. Valitut prosessit olivat typen strippaus (prosessi 1), struviitin saostus jatkettuna typen strippauksella (prosessi 2) ja typen strippaus jatkettuna käänteisosmoosilla (prosessi 3). Talteenotto prosessien valintaperusteina käytettiin niiden toimivuutta ja muunneltavuutta eri laatuksille biokaasuprosessin mädänteestä saataville syötteille, sekä tehokkuutta mädätteen sisältämän kokonaistypen ja kokonaisfosforin talteenotossa (taulukko 4). Lisää talteenotto prosessien valinnasta luvussa 4.7.

4.4 Lähtöarvot ravinteiden pitoisuuksille

Lähtöarvot tarvittiin massataselaskentaa varten mustan jäteveden ja keittiöjätteen sekä biokaasuprosessin syötteen ja mädätteen ominaisuuksille. Lähtöarvot saatiin kirjallisuudesta sekä kirjallisuuden perusteella tehdyistä arvioista. Lisäksi kirjallisuudesta kerättiin pitoisuusarvot ammoniumtyypelle, kokonaistypelle, kokonaisfosforille, fosfaatti fosforille ja kiintoaineelle (TS ja VS sekä TSS ja VSS). Arvot kerättiin tutkimuksista, jotka mahdollisimman hyvin vastasivat kohdetta.

Tutkimukset, joista lähtöarvot kerättiin, olivat: Wendland 2008; Wendland ym. 2007; Elmitwalli ym. 2006. Wendland 2008 ja Elmitwalli ym. 2006 tutkimusten arvoja käytettiin kaikkien jakeiden lähtöarvojen saamiseen. Tutkimuksissa oli käytetty mustaa jätevettä ja keittiöjätettä biokaasuprosessin syötteenä. Elmitwalli ym. 2006 syötteessä oli 1 l keittiöjätettä/1 l mustaa jätevettä. Wendland 2008 syötteessä oli keittiöjätettä 40 g/l mustaa jätevettä. Syötteiden ominaisuuksien katsottiin vastaavan kohdealueelta mahdollisesti saatavan syötteen ominaisuuksia. Wendland ym. 2007 tutkimuksen arvoja käytettiin lisäksi keittiöjätteen ja syötteen lähtöarvojen saamiseen, koska tutkimuksessa oli mitattu keittiöjätteen ja biokaasuprosessin syötteen VSS arvot, jota ei ollut mitattu muissa tutkimuksissa. Luotettavia TSS arvoja ei löytynyt yhdellekään jakeelle ja luotettavia VSS arvoja ei löytynyt mädätteelle. Pelkän keittiöjätteen mädätteen tiedot saatiin Tampio ym. 2016 tutkimuksesta. Pelkän mustan jäteveden mädätteen tiedot saatiin deGraaff ym. 2011; Kujawa-Roeleveld ym. 2005 tutkimuksista. Massataselaskennassa käytetyt lähtöarvot saatiin laskemalla keskiarvo edellä mainituista tutkimuksista kerätyistä pitoisuuksista. Taulukossa 5 on esitetty massataselaskennassa käytetyt mustan jäteveden, keittiöjätteen, syötteen ja mädätteen lähtöarvot.

Ravinteiden talteenottoon tulevan mädätteen oletettiin olevan lämpötilaltaan noin 20–25 °C. Mesofiilisen biokaasureaktorin saatu mädäte on yleensä noin 35°C. Mädätteen lämpötilan voidaan kuitenkin olettaa laskevan ennen separointia ja separoinnin aikana ennen, kuin mädäte syötetään talteenottoon.

Taulukko 5. Mustan jäteveden, keittiöjätteen, biokaasuprosessin syötteen ja mädätteiden pitoisuudet.

	Musta jätevesi		Keittiöjäte		Musta jätevesi ja keittiöjäte	
	Syöte	Mädäte	Syöte	Mädäte	Syöte	Mädäte
Ammoniumtyppi (mg/l)	824	1 500	291	3 665	917	1 435
Kokonaistyyppi (mg/l)	1 343	1 800	5 021	4 417	1 540	1 890
Kokonaisfosfori (mg/l)	202	131	549	103	171	158
Fosfaattifosfori (mg/l)	208	92	-	56	231	93
TS (g/l)	-	-	190,5	18,7	11,1	3,5
VS (g/l)	-	-	172,4	11,6	7,9	1,6
VSS (g/l)	4,5	-	181,5	-	8,8	-

- ei raportoitu

Lähteinä käytetty Wendland 2008; Wendland ym. 2007 (vain keittiöjäte); Elmitwalli ym. 2006

4.5 Virtaamat

Massataselaskentaa varten laskettiin mustan jäteveden ja keittiöjätteen virtaamat (l/as/d) kohdealueelle kirjallisuudesta saatujen arvojen mukaan. Mustan jäteveden virtaama-arvoille käytetyt lähteet on esitetty taulukossa 6. Keittiöjätteen virtaama-arvona käytettiin kolmesta tutkimuksesta saatujen arvojen keskiarvoa. (Hansen 2019; HSY 2015; Pirkkamaa 2014) Mustan jäteveden ja keittiöjätteen kokonaisvirtaamat laskettiin käyttäen kohdealueen asukaslukua (25000 asukasta). Keittiöjätteen virtaama oli lähteissä massayksikkönä ja mustan jäteveden virtaama tilavuusyksikkönä. Keittiöjätteen virtaaman muutettiin tilavuusyksikköön käyttäen keittiöjätteen tiheytenä 1,064 kg/l (Tampio ym. 2014).

Kohdealueella mustan jäteveden virtaama on 127,5 m³/d ja keittiöjätteen 3,48 m³/d. Täten keittiöjätteen osuus biokaasureaktorin syötteessä ja mädätteessä on alle 3 %. Keittiöjätteen vaikutus mädätteen ravinteiden pitoisuuteen on näillä virtaama-arvoilla vähäinen. Lähtöarvojen lähteenä käytettyjen tutkimusten mädätteissä on käytetty enemmän keittiöjätettä (osuus vaihteli noin 4 %:sta 50 %:iin), joten lähtöarvot viittaavat mädätteeseen, jossa keittiöjätteen määrä suhteessa mustan jäteveden määrään on korkeampi. Ravinteiden pitoisuudet ja virtaamat laskettiin käyttämällä kohdealueen virtaamatuloksia ja kirjallisuuden mädätteiden ravinnepitoisuuksia.

Taulukko 6. *Mustan jäteveden ja keittiöjätteen virtaamat kohdealueella.*

Musta jätevesi	Huuhteluveden määrä (l) [1]	Huuhtelukertoja/asukas/d [2]	l/asukas/d	l/d	m ³ /d
Alipainekäymälä	0,85	6	5	127 500	127,5
Keittiöjäte	kg/a/as	kg/d/as	kg/d	l/d	m ³ /d
Keittiöjätteen virtaama	54,1	0,15	3 703	3 480	3,48

[1] Kuluttajaliitto 2020; Heikkonen 2016 [2] Mikalo.fi, Opas järkevään vedenkäyttöön (5–7 kertaa/asukas/d)

Virtaamien arvojen (taulukko 6) ja mädätteen (taulukko 5) avulla laskettiin kohdealueen ravinteiden ja kiintoaineen määrä vuorokaudessa (taulukko 7). Määrät laskettiin kertomalla mädätteen ravinteen pitoisuus mädätteen virtaamalla (130 m³/d).

Taulukko 7. Kohdealueen ravinteiden ja kiintoaineen määrä.

Ravinteiden ja kiintoaineen määrä	kg/d
Ammoniumtyppi	188
Kokonaistyyppi	247,6
Kokonaisfosfori	20,7
Fosfaatti fosfori	12,2
TS	459,7
VS	212,2

4.6 Neste- ja kuivajakeen erotus

Mädäte jaetaan neste- ja kuivajakeisiin separointiprosessissa (mekaaninen vedenerotus) lingolla (Marttinen ym. 2015) Lingolla separoitaessa mädätteen massan ja ravinteiden jakautuminen neste- ja kuivajakeeseen oletettiin tapahtuvan taulukon 8 mukaisesti. Arvioon päädyttiin kirjallisuuden ja työssä tehtyjen laskelmien ja oletusten perusteella. Oletuksina oli, että kaikki liukoinen fosfori mädätteessä on fosfaattifosforia, ja että 80 % liukoisesta fosforista, eli fosfaattifosforista, on separoinnin jälkeen nestejakeessa. Massan, ammoniumtyypen, TS:n ja VS:n jakautumisprosentit olivat kirjallisuudesta. Kahdessa tutkimuksessa arvot olivat peräisin sian lietelannan mädätteestä ja puhdistamolietteen mädätteestä. (Marttinen ym. 2015; Marttinen ym. 2013) Kolmannessa tutkimuksessa arvot olivat erilaisten mädätteiden keskimääräiset arvot. (Pihkamäki 2014) Kokonaistypen ja kokonaisfosforin jakautumisprosentit saatiin arvioitua laskemalla. Kirjallisuuden arvojen mukaan mustan jäteveden mädätteessä kokonaisfosforista noin 80 % on fosfaattifosforia ja kokonaistypestä noin 85 % on ammoniumtyypeä. (de Graaff ym. 2011; de Graaff ym. 2010; Kujawa-Roeleveld ym. 2005) Kertomalla molemmat prosentiosuudet nestejakeeseen päätyvän massan prosenttiosuudella arvioitiin, kuinka monta prosenttia mädätteen kokonaistypestä ja kokonaisfosforista päätyy nestejakeeseen. Loput molemmista osuuksista päätyvät kuivajakeeseen.

Taulukko 8. Neste- ja kuivajakeen ominaisuudet ja virtaamat.

	Nestejake			Kuivajake		
	Osuus		m ³ /d	Osuus		m ³ /d
Massa	80 %		105	20 %		25
		mg/l	kg/d		mg/l	kg/d
Kokonais- typpi	68 %	1 285	168	32 %	605	79
Ammoni- umtyppi	81 %	1 163	152	19 %	273	36
Ko- konaisfosfori	64 %	101	13	36 %	57	7
Fosfaatti- fosfori	80 %	75	10	20 %	18	2
TS	10 %	351	46	90 %	3 159	414
VS	10 %	162	21	90 %	1 458	191

4.7 Ravinteiden talteenotto prosessien valinta

Teoriaosuudessa tarkastelluista talteenotto prosesseista valittiin menetelmät, joiden katsottiin parhaiten soveltuvan kohdealueelle. Talteenotto prosessien soveltuvuutta, toimivuutta, tehokkuutta ja skaalautuvuutta tarkasteltiin eri mädätteiden ja virtaamien mukaan. Talteenotto prosessien ominaisuuksia verrattiin kirjallisuuden tutkimuksiin, joissa ravinteiden talteenotto suoritettiin kohdealueen mädätettä mahdollisimman hyvin vastaavasta mädätteestä.

Ravinteiden talteenottoa tarkasteltiin ensin ammoniumtyypen osalta. Strippaus on useasti käytännössä kokeiltu ja toimiva ja tehokas ammoniumtyypen talteenottomenetelmä. Talteenottotehokkuudeksi arvioitiin kirjallisuuden perusteella 90 %. (Ervasti ym. 2018; Kjerstadius ym. 2015) Strippauksen pesunesteenä oletettiin käytettävän vettä, jotta

lisäkemikaaleja ei tarvita muuhun kuin pH:n säätöön. Strippaus toimii korkeankin ammoniakkipitoisuuden sisältäville liuoksille ja strippauksen lopputuote sopii sellaisenaan jatkokäyttöön lannoitteeksi. (Luostarinen ym. 2011; Lei ym. 2007)

Koska strippauksella saadaan suurin osa ammoniumtypestä talteen, seuraavaksi tarkasteltiin fosfaattifosforin talteenottoon soveltuvia menetelmiä. Struviitin saostus on käytetty ja toimivaksi todettu fosfaattifosforin talteenottomenetelmä. Struviitin saostuksen tehokkuudeksi fosfaattifosforin osalta arvioitiin kirjallisuuden pohjalta 90 %. (Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003) Struviitin saostuksen on todettu soveltuvan hyvin mädätteille ja saostunut struviitti soveltuu sellaisenaan käyttöön. (Luostarinen ym. 2011; Doyle ym. 2002) Struviitin saostuksella voidaan saada talteen myös pieni osa ammoniumtyypeä. Ammoniumtyypen talteenottotehokkuus riippuu talteen saadun fosfaattifosforin määrästä. Jos fosfaattifosforin saanto on 90 % on ammoniumtyypen saanto noin 3 %. (de-Bashan ym. 2004) Toiseksi talteenottomenetelmäksi valikoitui prosessiketju, jossa ensin suoritetaan struviitin saostus ja sen jälkeen strippaus.

Edellä valituilla talteenottomenetelmillä saadaan pääasiassa talteen vain liukoista tyyppiä ja liukoista fosforia. Kun halutaan saada talteen myös kiinteässä jakeessa oleva tyyppi ja fosfori, on tehokkain menetelmä kalvosuodatus ja erityisesti käänteisosmoosi. Kirjallisuuden mukaan arvioitu käänteisosmoosin liukoisten ja kiinteiden ravinteiden talteenottotehokkuus on noin 95 %. (Dolar ym. 2011; Masse ym. 2008; Koyuncu ym. 2001; Thörneby ym. 1999) Käänteisosmoosilla saadaan talteen lähes kaikki kokonaistyyppi ja kokonaisfosfori. Käänteisosmoosi soveltuu parhaiten mahdollisimman nestemäisille mädätteille tai mädätteen nestejakeelle. (Strom 2006) Kolmas tarkasteltavaksi valikoitu prosessiketju koostui strippauksesta ja käänteisosmoosista.

Teoriaosuudessa tarkastellut fosforin saostus ja biologinen fosforin poisto jäivät pois talteenottoprosesseista valittaessa. Fosforin saostus jätettiin pois, koska sen tehokkuus on heikompi struviitin saostukseen verrattuna ja fosforin saostuksen lopputuote ei sellaisenaan sovellu loppu käyttöön. (Strom 2006) Biologista fosforin poistoa ei valittu, koska kirjallisuudesta ei löytynyt tietoa sen toimivuudesta talteenottomenetelmänä biokaasureaktorin mädätteille.

Valituista talteenottoprosesseista verrattiin karkeasti myös niiden käyttökustannuksia. Käyttökustannuksiksi luettiin prosessien vaatimien kemikaalien kustannukset sekä prosessin lämmitykseen kuluvat energiakustannukset. Energiakustannuksista lämmityskustannukset ovat oletetusti kaikista suurin kustannuserä. Energiaa kuluu prosesseissa myös esimerkiksi mädätteen pumppaukseen, mutta pumppauksen ja muiden

toimintojen vaatiman energian kustannukset oletettiin pieniksi verrattuna lämmityskustannuksiin ja ne on siksi jätetty työssä huomioimatta. Lämmitykseen kuluva energiankulutus laskettiin kaavalla 4. (Motiva Oy 2020) Energian hinnaksi oletettiin 0,06 €/kWh (Lumoenergia 2020).

$$Q = 58 * V \quad (4)$$

missä,

Q = energiankulutus kWh/d

58 = mädätteen lämmittämiseen (lämpötilan muutos 50 °C) tarvittava energiamäärä kuutiota kohden, kWh/m³

V = mädätteen tilavuus m³/d

Biokaasuntuotantoprosessista ja ravinteiden talteenottoprosesseista, joissa lämpötila nostetaan selvästi huonelämpöä korkeammaksi, voidaan vapautuva lämpö ottaa talteen ja hyödyntää uudestaan esimerkiksi prosessien lämmityksessä. Tämä lämmönvaihtimella prosesseista talteen saatava lämpö jätettiin lämmityksen energiankulutuslaskuissa huomioimatta. Lämmönvaihtimen käytöllä voidaan parantaa prosessien energiatasetta ja ilmastovaikutuksia. (Marttinen ym. 2015)

5. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

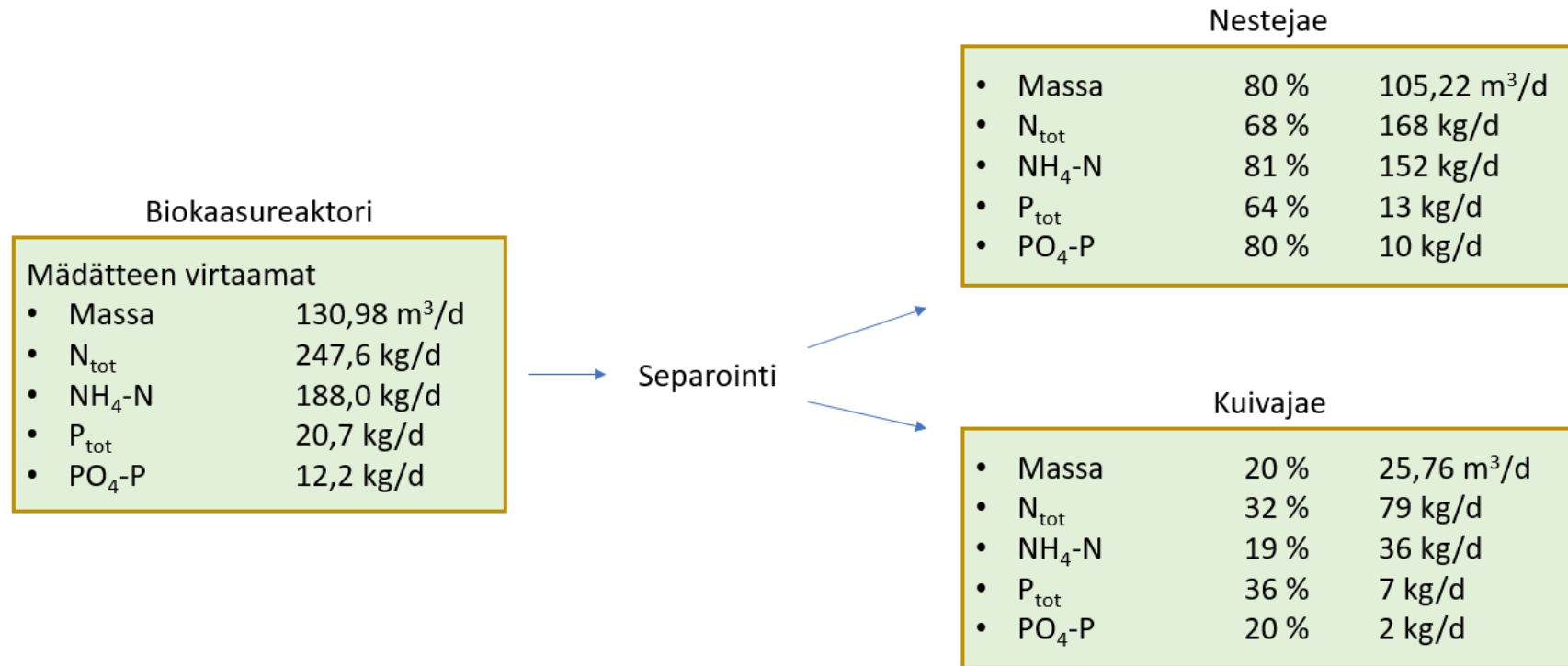
Tämän diplomityön tutkimuksen tulokset mädätteen laadun ja talteenotto-prosessien toimivuuden osalta pohjautuvat kirjallisuuden vastaavanlaisiin tutkimuksiin ja niistä saatuihin tuloksiin. Kirjallisuuden tutkimuksista kuitenkin havaittiin, että tulokset mädätteen sisältämien ravinteiden määrästä ja olomuodoista saattoivat vaihdella paljonkin mädätteen alkuperästä ja laadusta riippuen. Kohdealueen mädätteestä on siis tarpeen tutkia tarkemmin sen sisältämät ravinteet, niiden määrät, sekä olomuodot. Tällöin saataisiin entistä parempi kuva siitä, kuinka paljon ravinteita voidaan saada talteen ja mitkä talteenotto-prosessit toimisivat parhaiten. Kohdealueen biokaasureaktorista saatavan mädätteen voidaan kuitenkin olettaa soveltuvan ravinteiden talteenottoon hyvin. Tätä argumenttia tukee kirjallisuuden tutkimukset ja niiden tulokset vastaavanlaisista mädätteistä. Muutamissa tutkimuksissa oli mainittu biokaasureaktorin mädätteen soveltuvan hyvin ravinteiden talteenottoon, koska biokaasuprosessi muuttaa ravinteiden olomuotoa, erityisesti kokonaistypen olomuodon, kiinteästä liukoiseksi ja täten edullisemmaksi talteenottoa ajatellen. (Ervasti ym. 2018; Darwish ym. 2016; VVY 2016; Luostarinen ym. 2011) Tässä luvussa esitetään laskennallisesti saadut tulokset talteenotto-prosesseista sekä tarkastellaan tuloksia verraten niitä kirjallisuuteen. Massan ja ravinteiden virtaamat talteenotto-prosessin läpi sekä saannot ja jäljelle jäävien jäännösten laatu on esitetty kuvissa kunkin talteenotto-prosessin osalta. Talteenotto-prosessien vaatimat mahdolliset kemikaalilisäykset, ehdotettu prosessien kulku ja kuvien sisällön selittäminen käsitellään kappaleen tekstissä.

5.1 Separointi

Separoinnissa mädätteen neste- ja kuivajae erotetaan toisistaan. Separoinnin vaiheet ja virtaamat on esitetty kuvassa 8. Massa ja ravinteet jakautuvat taulukon 8 osoittamalla tavalla. Mädätettä syntyy biokaasuprosessin seurauksena $130,98 \text{ m}^3/\text{d}$. Mädätteen ravinnevirtaamat ovat $247,6 \text{ kg/d}$ kokonaistyppeä, josta 188 kg/d ammoniumtyppeä, ja $20,7 \text{ kg/d}$ kokonaisfosforia, josta $12,2 \text{ kg/d}$ fosfaattifosforia. Separoinnissa 80 % mädätteen kokonaismassasta päätyy nestejakeeseen ja 20 % kuivajakeeseen. Jakautumisprosentti voi vaihdella riippuen mädätteen ominaisuuksista. Hyvin nestemäisen mädätteen massasta suurempi osa päätyy nestejakeeseen. Kohdealueen mädäte on virtaamien perusteella arvioituna suurelta osin mustaa jätevettä, eli hyvin nestemäistä. Myös separointiprosessi vaikuttaa jakeiden prosenttiosuuksiin. Esimerkiksi separoinnin lisäksi voidaan käyttää tiheydeltään eri kokoisia suodattimia, joilla saadaan kuiva-ainetta tehokkaammin

kuivajakeeseen. Erityisesti suodatinkalvoja käyttävät ravinteiden talteenottomenetelmät, kuten käänteisosmoosi, toimivat luotettavammin ja tehokkaammin hyvin nestemäisellä mädätteellä, koska suodatinkalvot tukkeutuvat sitä nopeammin mitä enemmän kiinteää kuiva-ainetta käsiteltävä nestejake sisältää. (Strom 2006) Virtaamina ilmoitettuna nestejakeetta syntyy 105,22 m³/d ja kuivajakeetta 25,76 m³/d. Kokonaistypestä 68 % (168 kg/d) on nestejakeessa ja ammoniumtypestä 81 % (152 kg/d). Kokonaisfosforia on nestejakeessa 64 % (13 kg/d) ja fosfaattifosforia 80 % (10 kg/d). Loput massoista ovat kuivajakeessa. Seuraavissa luvuissa kuvattujen talteenotto-prosessien tulokset ovat pelkästä nestejakeesta.

Nestejakeetta syntyy separoinnista n. 38 000 m³/a. Kirjallisuuden tutkimuksessa (Ervasti 2018), jossa käsiteltiin strippauksen kannattavuutta lietelannasta, nestejakeen virtaama vuodessa oli vajaa 8 000 m³. Tutkimuksessa todettiin strippaus maatilamittakaavassa kannattamattomaksi, mutta teollisessa mittakaavassa kannattavaksi. Teollisessa mittakaavassa strippaus oletettiin osaksi biokaasulaitoksen mädätteen jälkikäsittelyä. Tutkimuksen tulos tukee tämän työn oletusta siitä, että 38 000 m³/a nestejakeetta on riittävä määrä ravinteiden paikallisen talteenoton kannattavuutta ajatellen.

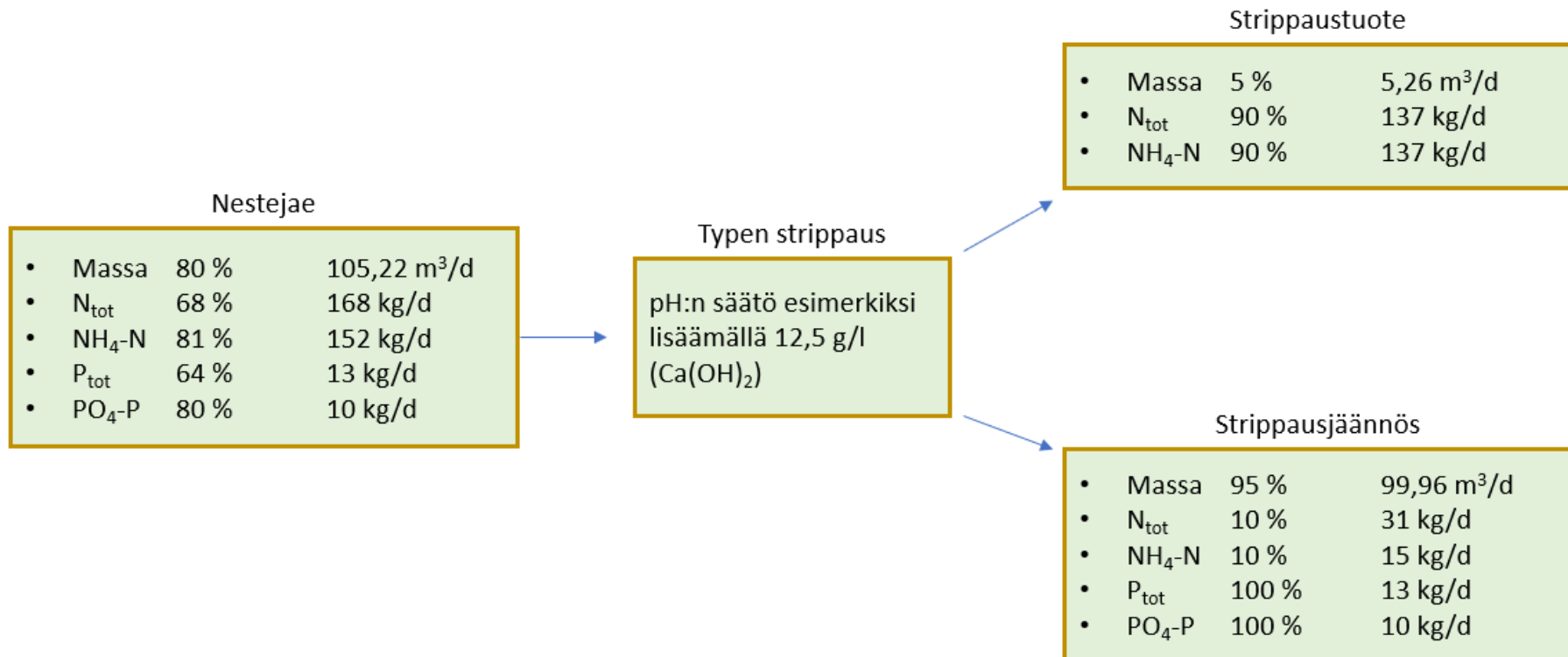


Kuva 8. Separoinnin vaiheet ja virtaamat.

5.2 Typen strippaus

Nestejakeen strippaus (kuva 9) vaatii tarvittaessa pH:n säädön, jotta maksimaalinen tehokkuus saavutetaan. Prosessin optimaalinen pH on noin 10,8–11,5. Kohdealueen pilotoreaktorin mädätteen pH oli keskimäärin 7,4. Tutkimuksessa (Lei ym. 2007) oli selvitetty, että mädätteeseen, jonka alkuperäinen pH oli 7,5, lisättäessä 12,5 g/l kalsiumhydroksidia mädätteen pH nousi noin 12. Syötteenä tutkimuksessa käytettiin sian lantaa ja keittiöjätettä. Tämä tarkoittaa, että strippausta varten mädätteeseen tulee lisätä maksimissaan 12 500 g/m³ eli noin 1 315 kg/d kalsiumhydroksidia (Ca(OH)₂). Mädätteen puskurikyky vaikuttaa pH:n nostamiseen halutulle tasolle tarvittavaan kemikaalin määrään, mutta kohdealueen ja tutkimuksen (Lei ym. 2007) mädätteiden puskurikyvyn eroa ei tiedetty, joten puskurikyvyn vaikutusta ei huomioitu tuloksissa.

Nestejakeen liukoisen ammoniumtypen saanto typen strippauksen strippaustuotteessa voi olla noin 90 % (Ervasti ym. 2018; Sengupta ym. 2015). Strippaustuotteen massa on noin 5 % strippausprosessiin syötetystä massasta. (Tampio 2016) Kohdealueella syntyy strippaustuotetta noin 5,26 m³/d ja se sisältää stripattua ammoniumtyppeä noin 1 046 mg/l. Tällöin ammoniumtypen saanto on noin 137 kg/d.



Kuva 9. Typen strippauksen vaiheet ja virtaamat.

Strippausjäännös on 99,96 m³/d eli 95 % kokonaismassasta. Strippausjäännöksessä on kaikki mädätteen nestejakeen kokonaisfosfori, ja noin 10 % liukoisesta ammoniumtyypestä. Tällöin prosessista lähtevän veden (taulukko 9) kokonaistyyppipitoisuus on 239 mg/l, josta ammoniumtyypeä on 116 mg/l ja kokonaisfosforipitoisuus 101 mg/l, josta fosfaattifosforia on 75 mg/l. Virtaamina vastaavat arvot ovat 31 kg/d kokonaistyyppiä, josta ammoniumtyypeä on 15 kg/d ja 13 kg/d kokonaisfosforia, josta fosfaattifosforia on 10 kg/d. Prosesseista syntyy sivuvirtoja, jota kutsutaan tässä työssä prosesseista lähteväksi vedeksi.

Taulukossa 9 on esitetty typen strippauksella talteen saatavien ravinteiden määrä. Strippausprosessin saanto on 137 kg/d kokonaistyyppiä, josta kaikki on ammoniumtyypeä. Kokonaisfosforia ei saada talteen strippausprosessilla.

Taulukko 9. Typen strippauksen saanto ja lähtevän veden ominaisuudet.

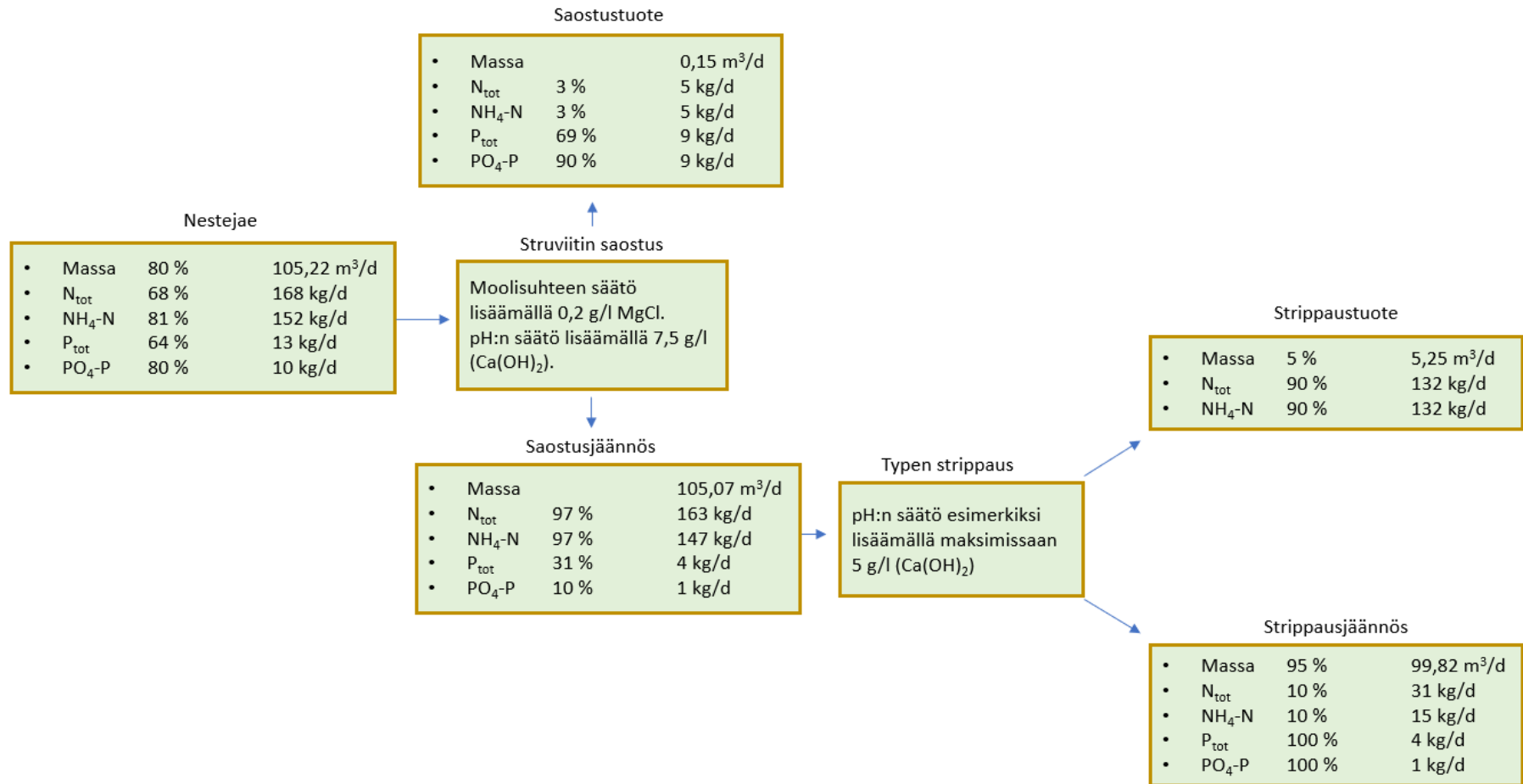
	Saanto	Lähtevä vesi	
	kg/d	mg/l	kg/d
Ammoniumtyppi	137	116	15
Kokonaistyyppi	137	239	31
Kokonaisfosfori	0	101	13
Fosfaattifosfori	0	75	10

5.3 Struviitin saostus ja typen strippaus

Kuvassa 10 on esitetty struviitin saostuksen ja typen strippauksen sisältävän prosessin vaiheet ja virtaamat. Separoinnista saatu nestejake johdetaan ensin struviitin saostukseen. Struviitin saostus prosessiin on yleensä lisättävä magnesiumkloridia (MgCl₂), jotta Mg:N:P moolisuhteeksi saadaan struviitin saostukselle mädätteestä parhaiten soveltuva 1:1:1. (Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003) Esimerkkinä toimivan mädätteen nestejakeen tarvitsemat kemikaalilisäykset struviitin saostusta varten on arvioitu laskemalla. Laskut suoritettiin selvittämällä ensin kokonaisfosforin ainemäärä nestejakeessa kokonaisfosforin pitoisuuden ja fosforin moolimassan avulla. Fosforin moolimassa saatiin alkuaineiden jaksollisesta järjestelmästä. Kun kokonaisfosforin ainemäärä nestejakeessa

oli selvillä, laskettiin tarvittava magnesiumkloridin lisäys, jotta sen ainemäärä nestejakeessa vastaisi kokonaisfosforin ainemäärää. Kokonaistyyppiä on nestejakeessa ylimäärin. Nestejakeeseen on lisättävä noin 0,2 g/l (21 kg/d) magnesiumkloridia.

Struviitin saostuksessa pH:n säätö saattaa olla tarpeen riippuen mädätteen pH:sta. Struviitin saostukselle optimi pH on 8–10,7 (Doyle ym. 2002). Koska pH:n säätöön voi myös struviitin saostuksessa käyttää kalsiumhydroksidia, voidaan typen strippausprosessin vaatimasta kalsiumhydroksidista osa käyttää jo struviitin saostus vaiheessa. Lei ym. 2007 tutkimuksen mukaan mädätteen, jonka alkuperäinen pH oli 7,5, kalsiumhydroksidipitoisuuden noustessa noin 7,5 g/l mädätteen pH nousee noin 9,5. Tällöin kalsiumhydroksidia pitäisi lisätä nestejakeeseen 789 kg/d ennen struviitin saostusta ja maksimissaan 526 kg/d ennen typen strippausta. Tällöin lisättävän kemikaalin kokonaismäärä pysyy samana, kuin typen strippauksessa (luku 5.2), eli maksimissaan 1 315 kg/d kalsiumhydroksidia.



Kuva 10. Struviitin saostuksen ja strippauksen vaiheet ja virtaamat.

Struviittia muodostuu $1,75 \text{ kg/m}^3$ mädätettä (Finnilä 2018). Struviitin tiheydeksi oletettiin $1,5 \text{ kg/l}$ (Bhattarai ym. 1989). Struviitin saostuksessa talteen saatavan struviitin massa on noin $0,15 \text{ m}^3/\text{d}$. Struviitin saostuksen tehokkuuden ollessa fosfaattifosforin osalta 90 % (Luostarinen ym. 2011; Nelson ym. 2003) saadaan ammoniumtyypen talteenottotehokkuudeksi noin 3 %. Tällöin talteen saatava struviitti sisältää 39 mg/l kokonaistyyppiä ja 67 mg/l kokonaisfosforia. Ravinteiden virtaama on tällöin 5 kg/d kokonaistyyppiä ja 9 kg/d kokonaisfosforia. Saostusjäännös ($105,07 \text{ m}^3/\text{d}$) johdetaan tyypen strippaukseen.

Strippaustuotteen massan virtaama on $5,25 \text{ m}^3/\text{d}$. Typen strippausprosessissa 90 % tyypen talteenottotehokkuudella strippaustuotteen kokonaistyyppipitoisuudeksi saadaan 1011 mg/l , eli virtaamana ilmoitettuna 132 kg/d . Strippausjäännöksen massan virtaama prosessissa on $99,82 \text{ m}^3/\text{d}$. Strippausjäännös sisältää 235 mg/l kokonaistyyppiä, josta 112 mg/l on ammoniumtyppiä. Kokonaisfosforia on strippausjäännöksessä 34 mg/l ja tästä 7 mg/l on fosfaattifosforia. Tällöin ravinteiden virtaamat strippausjäännöksessä ovat 31 kg/d kokonaistyyppiä, josta 15 kg/d ammoniumtyppiä ja 4 kg/d kokonaisfosforia, josta 1 kg/d fosfaattifosforia. Strippausjäännöksen ravinnevirtaamat ovat samat, kuin koko prosessista lähtevän veden virtaamat. Koko prosessin lähtevän veden ominaisuudet on esitetty taulukossa 10.

Taulukko 10. *Struviitin saostuksen ja strippauksen lähtevän veden ominaisuudet.*

	mg/l	kg/d
Ammoniumtyppi	112	15
Kokonaistyyppi	235	31
Kokonaisfosfori	34	4
Fosfaattifosfori	7	1

Taulukossa 11 on esitetty struviitin saostuksella ja typen strippauksella saatava kokonaissaanto. Prosessin kokonaistypisaanto on 138 kg/d, joka on kokonaisuudessaan liukoista ammoniumtyppeä. Kokonaisfosforisaanto on 9 kg/d, joka on kokonaisuudessaan liukoista fosfaattifosforia.

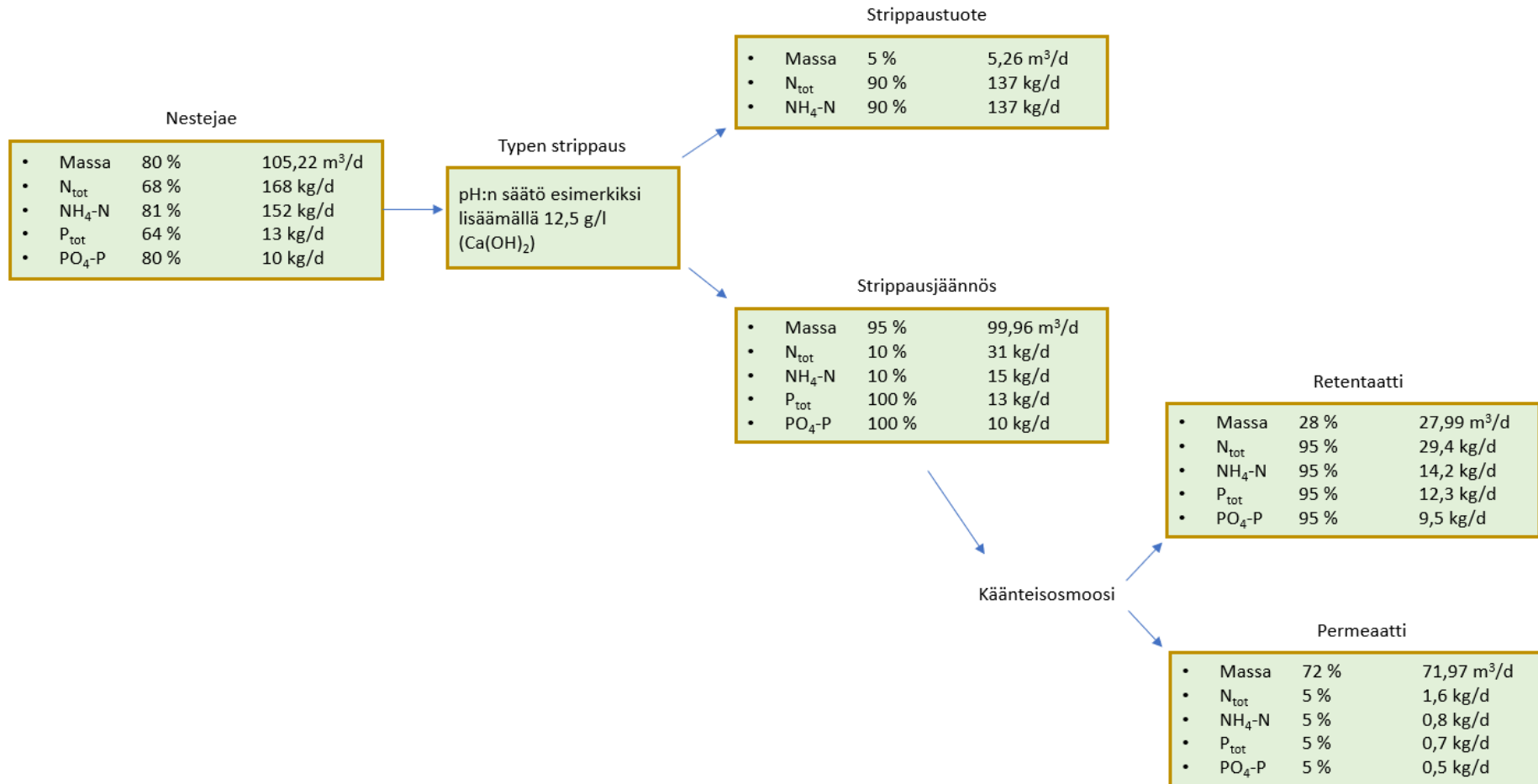
Taulukko 11. *Struviitin saostuksen ja strippauksen saanto.*

	Saanto struviitin saostuksella	Saanto typen strippauksella	Kokonaissaanto
	kg/d	kg/d	kg/d*
Ammoniumtyppi	5	132	138
Kokonaistyppi	5	132	138
Kokonaisfosfori	9	0	9
Fosfaattifosfori	9	0	9

*tulokset pyöristetty 1 kilon tarkkuudelle

5.4 Typen strippaus ja käänteisosmoosi

Typen strippauksen ja käänteisosmoosin ravinteiden talteenotto-prosessi (kuva 11) alkaa separoinnin jälkeen typen strippauksella samalla tavalla ja samoilla virtaamilla kuin luvussa 5.1 on kerrottu. Strippausprosessista tuleva strippausjäännös johdetaan käänteisosmoositekniikalla toimivien suodatinkalvojen läpi. Strippausjäännöksen massasta noin 28 % on käänteisosmoosin retentaatissa. (Tampio 2016) Retentaatin virtaama on 27,99 m³/d. Retentaatissa on 95 % liukoista ja kiinteistö ravinteista (Thörneby ym. 1999). Retentaatin kokonaistypipitoisuus on 227 mg/l, josta 110 mg/l on ammoniumtyppeä. Kokonaisfosforia on 96 mg/l, josta fosfaattifosforia 71 mg/l. Virtaamina ilmoitettuna retentaatissa on kokonaistyppeä 29,4 kg/d, josta ammoniumtyppeä 14,2 kg/d ja 12,3 kg/d kokonaisfosforia, josta fosfaattifosforia 9,5 kg/d.



Kuva 11. Strippauksen ja käänteisosmoosin vaiheet ja virtaamat.

Käänteisosmoosin kalvot läpäisevät noin 72 % strippausjäännöksen massasta. Permeaattia, eli prosessista lähtevää vettä syntyy tällöin 71,97 m³/d. Permeaatin eli lähtevän veden ominaisuudet on esitetty taulukossa 12. Kokonaistyyppiä on lähtevässä vedessä 12 mg/l, josta liukoista ammoniumtyyppiä on 5,8 mg/l. Kokonaisfosforia on lähtevässä vedessä 5,1 mg/l, josta liukoista fosfaattifosforia on 3,7 mg/l. Virtaamina ilmoitettuna kokonaistyyppiä on lähtevässä vedessä 1,6 kg/d, josta ammoniumtyyppiä 0,8 kg/d ja kokonaisfosforia 0,7 kg/d, josta fosfaattifosforia 0,5 kg/d.

Taulukko 12. *Strippauksen ja käänteisosmoosin lähtevän veden ominaisuudet.*

	mg/l	kg/d
Ammoniumtyppi	5,8	0,8
Kokonaistyyppi	12,0	1,6
Kokonaisfosfori	5,1	0,7
Fosfaattifosfori	3,7	0,5

Strippauksen ja käänteisosmoosin saanto on esitetty taulukossa 13. Kokonaistypen saanto on 167 kg/d, josta 152 kg/d ammoniumtyyppiä. Kokonaisfosforin saanto on 13 kg/d, josta 9 kg/d fosfaattifosforia.

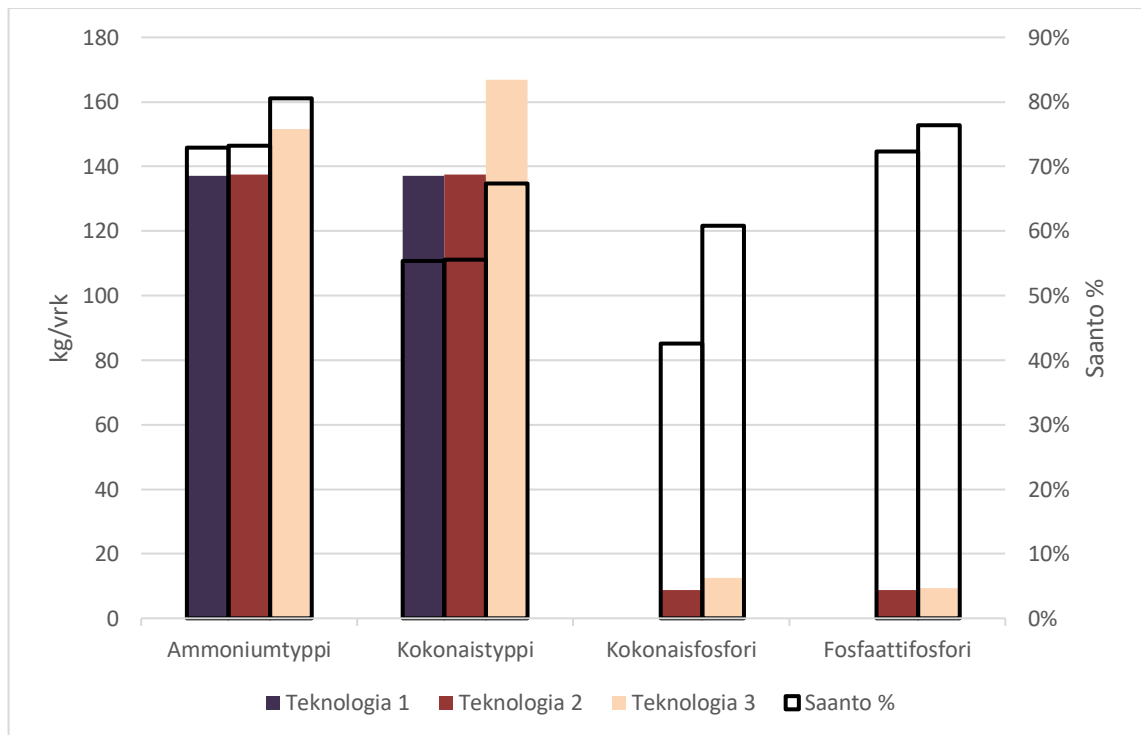
Taulukko 13. *Strippauksen ja käänteisosmoosin saanto.*

	Saanto typen strippauksella	Saanto käänteisosmoosilla	Kokonaissaanto
	kg/d	kg/d	kg/d*
Ammoniumtyppi	137	14	152
Kokonaistyyppi	137	30	167
Kokonaisfosfori	0	13	13
Fosfaattifosfori	0	9	9

*tulokset pyöristetty 1 kilon tarkkuudelle

5.5 Ravinteiden talteenotto prosessien vertailu

Kuvassa 12 on esitetty vertailukaavio talteenotto prosessien saannoista ravinnekohtaisesti. Prosessien 1 ja 2 kokonaistypen saanto on sama. Prosessilla 2 saadaan talteen myös kokonaisfosforia, mitä ei saada ollenkaan talteen prosessilla 1. Prosessilla 3 saadaan enemmän talteen kokonaisfosforia, kuin prosessilla 2 ja enemmän talteen kokonaistyppeä kuin muilla prosesseilla. Prosessi 3 on ravinteiden talteenoton kannalta katsottuna tehokkain vaihtoehto. Saanto % kertoo prosessien ravinteiden saannon ravinnekohtaisesti suhteutettuna kohdealueen kokonaisravinnemääriin.



Kuva 12. Talteenotto prosessien saantojen vertailukaavio ravinnekohtaisesti.

5.6 Energiantarve ja kustannukset sekä ravinteiden käyttö

5.6.1 Energiantarve

Jokainen prosessi tarvitsee energiaa toimiakseen. Typen strippauksessa ja struviitin saostuksessa suurin energiankulutus tapahtuu mädätteen nestejakeen lämpötilan nostamisessa. Typen strippauksessa myös ilmastus kuluttaa energiaa. Käänteisosmoosi kuluttaa mekaanista energiaa, jotta mädätteen nestejake saadaan puristettua suodatinkalvojen läpi.

Typen strippaus ja struviitin saostus onnistuvat molemmat samassa lämpötilassa (struviitin saostus 25–90 °C lämpötilassa ja typen strippaus yleensä noin 70 °C lämpötilassa). Struviitin saostuksessa energiaa ei katsottu kuluvan muuhun, kuin lämpötilan nostamiseen. Tällöin prosessien 1 ja 2 energiantarpeet voidaan olettaa samoiksi. Molempien prosessien energian tarve muodostuu typen strippauksen vaatimasta energiasta. Typen strippauksen energian tarve riippuu paljon halutun prosessilämpötilan suuruudesta sekä mädätteen nestejakeen alkulämpötilasta. Pienellä lämpötilan nostotarpeella, kun talteenotto prosessiin syötettävän mädätteen alkulämpötila on lähellä 70 astetta, energiaa kuluu alle 30 kWh/d. Suuremmalla lämpötilan korotuksella, kun mädätteen alkulämpötila on lähempänä huoneenlämpöä, energiaa voi kulua yli 10 000 kWh/d. (Zarebska ym. 2014; Morales ym. 2013) Kaavalla 4 laskettu typen strippauksessa kohdealueen mädätteen lämmitykseen kuluva energia (oletettu lämpötilan korotus 50 °C) on n. 6102,8 kWh/d. Käänteisosmoosin on raportoitu kuluttavan energiaa n. 2,35 kWh/tonni mädätettä (Adam ym. 2018). Tämä vastaa kohdealueen virtaamalla n. 250 kWh/d energiankulutusta.

5.6.2 Käyttökustannukset

Energiankulutuksen lisäksi kustannuksia syntyy kemikaalilisäyksistä. Jokaiseen prosessiin lisätään kalsiumhydroksidia pH:n säätöä varten noin 1 280 kg/d. Lisäksi struviitin saostus prosessiin lisätään magnesiumkloridia 562 kg/d ja fosforia 281 kg/d. Taulukossa 14 on esitetty arvio talteenotto prosessien kustannuksista, joissa on otettu huomioon energiankulutus ja kemikaalien lisäys. Magnesiumkloridin hintana pidettiin 1 169 €/t. (Özdemir ym. 2009) Kalsiumhydroksidin hintana pidettiin 200 €/t. (Kuokkanen 2013)

Taulukko 14. *Talteenotto prosessien käyttökustannukset.*

	Energia €/a	Kemikaalit €/a	Yhteensä €/a
Prosessi 1	133 652	96 014	229 666
Prosessi 2	133 652	104 774	142 675
Prosessi 3	139 125	96 014	235 139

Energiankäytön ja lisättävien kemikaalien osalta käyttökustannuksiltaan halvin ratkaisu on prosessi 1 (taulukko 14). Energiakustannuksiltaan kallein on prosessi 3 ja kemika-

alikulustannuksiltaan kallein on prosessi 2. Käänteisosmoosin osalta on kuitenkin huomi-
oitava, että suodatuskalvojen kuluminen ja vaihtaminen saattavat nostaa käyt-
tökustannukset paljon korkeammiksi. Suodatinkalvojen kesto ja vaihtoväli olisi hyvä
tutkia kyseessä olevaa mädätettä suodatettaessa. Lisäksi käänteisosmoositekniologiaa
ja sen käyttökustannuksia on syytä tutkia tarkemmin. Kemikaalien käyttökustannusten
hinnat saattavat erota tässä työssä käytetyistä hinnoista. Tulosten perusteella
kustannustehokkain vaihtoehto ravinteiden talteenottoon kohdealueelta saatavasta bio-
kaasureaktorin mädätteestä on typen strippauksen ja käänteisosmoosin sisältävä pros-
essi. Kokonaiskustannusten ollessa kuitenkin hyvin lähellä toisiaan, voi lisätutkimuksilla
saatu tarkempi kustannusarvio muuttaa tulosta siten, että käänteisosmoosin
kustannukset nousevat huomattavasti. Tällöin struviitin saostuksen ja typen strip-
pauksen sisältävä prosessi olisi kustannustehokkain vaihtoehto. Jos magnesiumkloridin
todellinen hinta on huomattavasti korkeampi, kuin tässä työssä käytetty hinta-arvio, niin
struviitin saostuksen kemikaalikustannukset voivat nostaa koko prosessin ko-
konaiskustannukset huomattavasti muita prosesseja korkeammiksi. Tällöin, typen strip-
pauksen prosessin kokonaissaannon ollessa vain 20 kg/d vähemmän kuin struviitin saos-
tuksen ja typen strippauksen sisältävän prosessin, pelkkä typen strippaus prosessi olisi
kustannustehokkain ravinteiden talteenotto prosessi kohdealueelle. Tästä tulosten tar-
kastelusta huomataan, että tämän tutkimuksen tulokset ovat vain suuntaa antavia ja
sisältävät paljon muuttujia. Tarkempien mitoitustietojen määrittäminen vaatii mädätteen
analysoimisen ja esimerkiksi talteenotto prosessien toiminnan varmistamisen kyseisellä
mädätteellä pilottimittakaavassa.

5.6.3 Ravinteiden käyttö

Ravinteiden käytölle on kirjallisuudessa useita ratkaisuja. Yleisimmät käyttökohteet ovat
peltolannoituksessa ja maisemoinnissa. Ravinteet voidaan käyttää mahdollisuuksien
mukaan lähialueella. Ravinteiden käyttöä suunniteltaessa pitää huomioida lannoitevalm-
istelainsäädännön vaatimukset, jotka lannoitteena käytettävien ravinteiden on täytettävä.
Lannoitevalmisteiksi luetaan tuotteet, jotka sisältävät kierrätysravinteita tai epäor-
gaanisia lannoitteita, ja joilla on tarkoitus edistää kasvien kasvua, parantamaan sadon
laatua tai parantamaan maan tai kasvualustan biologista tai fysikaalista tilaa. (Marttinen
ym. 2017) Lannoitevalmistelainsäädäntö vaatii, että lannoitevalmisteiden on oltava tasa-
laatuisia, turvallisia ja käyttötarkoitukseensa sopivia. Lannoitevalmisteiden tulee täyttää
lannoiteasetuksessa, sivutuoteasetuksessa ja tässä lannoitevalmistelaisissa asetetut
vaatimukset. Lannoitevalmiste ei saa sisältää haitallisia aineita, tuotteita tai eliöitä, jotka
aiheuttavat vaaraa ihmisille, eläimille tai ympäristölle sen käyttöohjeiden mukaisella

käytöllä. Myös lannoitevalmisteiden raaka-aineiden tulee olla lainsäädännön mukaan turvallisia ja sellaisia, että niistä valmistetut lannoitevalmisteet täyttävät niille asetut laatuvaatimukset. (Finlex 2020)

5.7 Prosesseista lähtevän veden hallinta

Lähtevälle vedelle on olemassa erilaisia käsittelyratkaisuita. Lähtevä vesi, tai osa siitä, voidaan johtaa kaikissa prosesseissa takaisin prosessin alkuun, jos mädätettä on tarpeen laimentaa. Kohdealueen mädätteen laimentaminen ei ole tarpeen.

Lähtevä vesi voidaan johtaa suoraan tai paikallisen puhdistusprosessin kautta vesistöön. Tällöin on varmistettava, että vesistöön johdettava vesi täyttää vesistöön purettavalle jätevedelle ympäristöluvassa asetetut raja-arvot. Raja-arvoilla säädelään purkuveden vaikutuksia purkuvesistöön. Raja-arvojen tarkoituksena on minimoida haittavaikutukset vesistössä. Eri laitosten purkuvesille asetetaan omat raja-arvot tapauskohtaisesti. (Länsi-Suomen Ympäristölupavirasto 2007) Taulukossa 15 on esitetty Tampereen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkuvedelle asetetut raja-arvot. Vain prosessin 3 lähtevän veden ominaisuudet täyttävät purkuveden kokonaisfosforille ja ammoniumtyypelle asetetut raja-arvot. Prosessin 3 lähtevän veden BOD ja COD arvot on kuitenkin analysoitava, ennen kuin voidaan todeta, täyttääkö prosessin 3 lähtevä vesi purkuvedelle asetetut raja-arvot vai tarvitaanko lisäkäsittely. Prosessien 1 ja 2 lähteville vesille tarvitaan lisäkäsittely, jos ne halutaan purkaa vesistöön. Tutkimus lisäpuhdistusmenetelmän valinnasta on tällöin tarpeen.

Taulukko 15. *Tampereen jätevedenpuhdistuslaitoksen purkuveden raja-arvot. (Länsi-Suomen Ympäristölupavirasto 2007)*

	Enimmäispitoisuus, mg/l
BOD	10
COD	70
Kokonaisfosfori	0,3
Ammoniumtyppi	4

Kolmas vaihtoehto on johdattaa lähtevä vesi kunnalliseen jätevesiverkkoon ja sitä kautta jätevedenpuhdistuslaitokselle. Oletusarvoisesti tämä vaihtoehto tulee käyttöön

kohdealueella. Vaihtoehto on kohdealueelle sopiva, koska kohdealue sijaitsee kaupunkialueella, missä kunnallinen jätevesiverkko on lähellä

6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Hajautetulla mustan jäteveden ja keittiöjätteen keräyksellä toteutettu biokaasun tuotanto ja ravinteiden talteenotto ja kierrätys biokaasuprosessin mädätteestä on vaihtoehtoinen keino kierrättää asutuksien ravinteita. Tällöin tarvetta teollisesti tuotetuille lannoitteille voitaisiin vähentää ainakin paikallisesti. Tämän prosessin käyttöönotto vaatii kuitenkin muutoksia ainakin käymäläjärjestelmiin (esimerkiksi alipainekäymälät) sekä lisätutkimuksia keräysjärjestelmien, talteenotto-prosessien ja biokaasun tuotannon ja ravinteiden talteenoton yhdistämisen osalta.

Ravinteiden talteenotto biokaasureaktorin mädätteestä paikallisesti on tuore idea ja tekniikoita siihen on tutkittu vähän. Lisätutkimusta tarvitaan, jotta biokaasuntuotanto ja siitä saadun mädätteen ominaisuudet ravinteiden talteenoton kannalta saataisiin optimoitua. Myös biokaasureaktorin syötteessä käytettävien tuotteiden keräys ja syötteen optimointi tuotteiden sekoitussuhteen osalta vaatii lisäselvitystä toimivan konseptin saamiseksi.

Talteenotto-prosessit asettavat vaatimuksia mädätteen ominaisuuksille tehokkaan talteenoton kannalta, mutta myös kustannuksia ajatellen. Näitä ominaisuuksia ovat liukoisten ravinteiden korkea pitoisuus mädätteessä, mädätteen pH ja puskurikyky, mädätteen alkulämpötila sekä mädätteen mahdollisimman suuri nestepitoisuus. Talteenotto-prosessit toimivat liukoisille ravinteille ja liukoisten ravinteiden korkea pitoisuus mädätteessä tarkoittaa parempaa saantoa. Mädätteen pH, puskurikyky ja lämpötila vaikuttavat talteenotto-prosessien toimintaan, mutta myös prosessien kustannustehokkuuteen. Mitä vähemmän kemikaaleja joudutaan lisäämään mädätteeseen ja mädätteen lämpötilaa nostamaan, sitä edullisempaa prosessien käyttäminen on. Mädätteen suuri nestepitoisuus vaikuttaa myös saantoon, koska suurempi määrä mädätettä päätyy separoinnissa nestejakeeseen. Hyvin nestemäinen mädäte on myös helpompaa käsitellä ja tehostaa erityisesti käänteisosmoosin toimintaa suodattuen helpommin suodatinkalvojen läpi.

25 000 asukkaan kohdealueella syntyy biokaasureaktorin mädätettä n. 130 m³/d. Ravinteiden saanto mädätteestä on parhaimmillaan 167 kg/d kokonaistyppeä ja 13 kg/d kokonaisfosforia. Vuositasolla kokonaistypypisaanto olisi 60 955 kg/a ja kokonaisfosforisaanto 4 745 kg/a. Kokonaistypypisaannolla lannoitaisi n. 1 000 ha peltoa, kun tyypilannoitetaseen oletetaan olevan 50 kg/ha (Salo ym. 2007). Kokonaisfosforisaannolla lannoitaisi n. 100 ha peltoa, kun fosforilannoitetaseen oletetaan

olevan maksimilannoitustasoa vastaava 60 kg/ha (Uusitalo 2011). Ravinteiden talteenoton karkea kustannus vuodessa olisi noin 235 000 €.

LÄHTEET

- Adam, G., Mottet, A., Lemaigre, S., Tsachidou, B., Trouve, E., Delfosse, P. (2018). Fractionation of anaerobic digestates by dynamic nanofiltration and reverse osmosis: An industrial pilot case evaluation for nutrient recovery. *Journal of environmental chemical engineering*. Volume 6. Sivut 6723-6732. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343718306420>
- Bhattacharai, K., Taiganides, E., Yap, B. (1989). Struvite deposits in pipes and aerators. *Biological wastes*. Volume 30. Sivut 133-147. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0269748389900670>
- Burton, C. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock science*. Volume 112. Sivut 208-216. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141307004702?casa_token=KV8vDWpD6ToAAAAA:eD_WsPrAF-naJw241mZYgtZAKrA-d16xaANyg8m-AJwQ9w58FhRsQ9Cl6SV9Yn-Hss3xH44dY0JA
- Crocetti, G., Hugenholtz, P., Bond, P., Schuler, A., Keller, J., Jenkins, D., Blackall, L. (2001). Identification of polyphosphate-accumulating organisms and design of 16S rRNA-directed probes for their detection and quantitation. *Applied and Environmental Microbiology*. Volume 66. Sivut 1175-1182. Saatavissa: <https://aem.asm.org/content/66/3/1175.short>
- Darwish, M., Aris, A., Puteh, M., Abideen, M., Othman, M. (2016). Ammonium-nitrogen recovery from wastewater by struvite crystallization technology. *Separation and purification reviews*. Volume 45. Sivut 261-274. Saatavissa: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15422119.2015.1119699>
- Davis, M. (2011). *Water and wastewater engineering: Design principles and practice*. Saatavissa: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9780071713849/chapter/chapter18#ch18lev1sec02>
- de-Bashan, L., Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water research*. Volume 38. Sivut 4222-4246. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540400377X?casa_token=wKkSzKPEUYU-AAAAA:2M-qK4BkZ4BndOKz5vFw1RI-PPW1JVqLHUvMtQWclG71Aq8pUu-VAD8a9tAgM_wzokcbqfBIVww
- de Graaff, M., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C. (2011). Energy and phosphorus recovery from black water. *Water science and technology*. Volume 63. Sivut 2759-2765. Saatavissa: <https://iwaponline.com/wst/article/63/11/2759/14838/Energy-and-phosphorus-recovery-from-black-water>
- de Graaff, M. (2010). Resource recovery from black water. Saatavissa: <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/391411>
- Dolar, D., Kosutic, K., Vucic, B. (2011). RO/NF treatment of wastewater from fertilizer factory—removal of fluoride and phosphate. *Desalination*. Volume 265.

Sivut 237-241. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916410005552>

Doyle, J., Parsons, S. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water research*. Volume 36. Sivut 3925-3940. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402001264>

Elmitwalli, T., van Leeuwen, M., Kujawa-Roeleveld, K., Sanders, W., Zeeman, G. (2006). Anaerobic biodegradability and digestion in accumulation systems for concentrated black water and kitchen organic-wastes. *Water science and technology*. Volume 53. Sivut 167-175. Saatavissa: <https://iwaponline.com/wst/article/53/8/167/11992/Anaerobic-biodegradability-and-digestion-in>

Ervasti, S., Winqvist, E., Rasi, S. (2018). Typen talteenotto lantaperäisestä nesteestä – tekninen toteutettavuus ja prosessin kannattavuusarvio, Luonnonvarakeskus. Saatavissa: https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/541453/luke-luobio_4_2018.pdf?sequence=1

Finlex. (2006). 539/2006. Lannoitevalmistelaki. 2 luku, 5 §. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060539>

Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R., Huttner, A., Dichtl, N. (2007). Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. *Waste management*. Volume 27. Sivut 30-43. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X06000845>

Gao, M., Zhang, L., Florentino, A., Liu, Y. (2018). Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation? *Journal of hazardous materials*. Volume 365. Sivut 44-52. Saatavissa: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0304389418309646?token=D5B6178C4245C36E54B22776DDBD332FF75475D5357588A217C669DE5DC6F952ABF58FCD9CF38629CAEA48C0B173C8BF>

Hammer, M., Hammer, M. (2001). *Water and wastewater technology*.

Hansen, T. (2019). Kotitalouksien polttokelpoisen sekajätteen koostumus LSJH:n toimialueella 2019. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/handle/10024/335432>

Heikkonen, M. (2016). Alipainetoiminen WC-järjestelmä ja sen yleisimmät ongelmat, Opinnäytetyö, KYAMK. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/discover?scope=%2F&query=Alipainetoiminen+WC-j%C3%A4rjestelm%C3%A4+ja+sen+yleisimm%C3%A4t+ongelmat&submit=>

Herrera-Estrella, L., Lopez-Arredondo, D. (2016). Phosphorus: The underrated element for feeding the World, Article in *Trends in Plant Science*. Saatavissa: <https://www.researchgate.net/publication/301933145>

Hirvelä, M. (2015). Fosforin talteenotto eri saostus- ja kiteytysmenetelmillä, Lappeenrannan teknillinen yliopisto, Kandidaatintyö. Saatavissa: https://lut-pub.lut.fi/bitstream/handle/10024/103577/Fosforin%20talteenotto_Marko%20Hirvel%c3%a4_Final.pdf?sequence=2&isAllowed=y

- Hjorth, M. (2009). Flocculation and solid-liquid separation of animal slurry; fundamentals, control and application. Saatavissa: <https://portal.findresearcher.sdu.dk/en/publications/flocculation-and-solid-liquid-separation-of-animal-slurry-fundame>
- Hocaoglu, S., Cokgor, E., Insel, G., Orhon, D. (2010). COD Fractionation and Biodegradation Kinetics of Segregated Domestic Wastewater: Black and Grey Water Fractions. Journal of chemical technology and biotechnology. Volume 85. Sivut 1241-1249. Saatavissa: <https://www.researchgate.net/publication/229455959>
- HSY. (2015). Pääkaupunkiseudun seka- ja biojätteen koostumus vuonna 2015, Kotitalouksien ja palvelutoimialojen sekajätteen sekä Ämmäsuolla käsiteltävän biojätteen koostumustutkimus. Saatavissa: https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Raportit/Paakaupunkiseudun_seka-ja_biojätteen_koostumus_vuonna_2015.pdf
- Hyttinen, T., Löytty, L., Peura, P. (2006). Maaseudun kiinteistöjen jätevesien puhdistus, Vaasan yliopisto. Saatavissa: https://osuva.uwasa.fi/bitstream/handle/10024/7362/isbn_952-476-162-9.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Häkkinen, E., Merilehto, K., Salmenperä, H. (2014). Valtakunnallisen jätesuunnitelman seurannan 2. väliraportti. Saatavissa: <http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10138/43010>
- Jasinski, S. (2014). U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries: Phosphate rock, Virginia. Saatavissa: http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/
- Jiang, J., Graham, N. (1998). Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation - A review. Saatavissa: <https://www.academia.edu/download/40408191/Water.pdf>
- Keskuspuhdistamo. (2020). Usein kysyttyä, Tampereen Seudun Keskuspuhdistamo Oy. Saatavissa: <https://www.keskuspuhdistamo.fi/usein-kysyttya/>
- Kinnunen, J. (2013). Jätevedenpuhdistus rinnakkaissaostuksella – esimerkkinä kinnulan jätevedenpuhdistamo, Oulun ammattikorkeakoulu, opinnäytetyö. Saatavissa: https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/54159/Kinnunen_Jari.pdf?sequence=1
- Kjerstadius, H., Haghghatafshar, S., Davidsson, Å. (2015). Potential for nutrient recovery and biogas production from blackwater, food waste and greywater in urban source control systems. Environmental technology. Volume 36. Sivut 1707-1720. Saatavissa: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2015.1007089>
- Koyuncu, I., Topacik, D., Turan, M., Celik, M., Sarikaya, H. (2001). Application of the membrane technology to control ammonia in surface water. Water supply. Volume 1. Sivut 117-124. Saatavissa: <https://iwaponline.com/ws/article/1/1/117/25416/Application-of-the-membrane-technology-to-control>
- Kujala-Räty, K., Santala, E. (2001). Haja-asutusalueiden jätevesien käsittelyn tehostaminen: Hajasampo-projektin loppuraportti, Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/40564>

- Kujawa-Roeleveld, K., Elmitwalli, T., Zeeman, G. (2006). Enhanced primary treatment of concentrated black water and kitchen residues within DESAR concept using two types of anaerobic digesters. Saatavissa: <https://pub-med.ncbi.nlm.nih.gov/16841739/>
- Kujawa-Roeleveld, K., Fernandes, T., Wiryawan, Y., Tawfik, A., Visser, M., Zeeman, G. (2005). Performance of UASB septic tank for treatment of concentrated black water within DESAR concept. *Water science and technology*. Volume 52. Sivut 307-313. Saatavissa: <https://iwaponline.com/wst/article/52/1-2/307/12977/Performance-of-UASB-septic-tank-for-treatment-of>
- Kuluttajaliitto. (2020). Vastuullinen veden kulutus. Saatavissa: <https://www.kuluttajaliitto.fi/tietopankki/vastuullinenkuluttaminen/sahko-vesi-lampo-ja-vastuullinen-kuluttaminen/vedenkulutus/>
- Kuokkanen, A. (2013). Jäteveden tertiärikäsittelyn vaikuttavuus ja käyttökustannukset, Suomen Vesilaitosyhdistys ry. Saatavissa: https://vvy.etapah-tuma.fi/eTaika_Tiedostot/5/Hanke/1317/Terti%C3%A4rik%C3%A4sittelyn%20vaikuttavuus%20ja%20k%C3%A4ytt%C3%B6kustannukset.pdf
- Lei, X., Sugiura, N., Feng, C., Maekawa, T. (2007). Pretreatment of anaerobic digestion effluent with ammonia stripping and biogas purification. *Journal of hazardous materials*. Volume 145. Sivut 391-397. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406013951>
- Li, G., Wu, L., Dong, C., Wu, G., Fan, Y. (2006). Inorganic nitrogen removal of toilet wastewater with an airlift external circulation membrane bioreactor. *Journal of environmental sciences*. Volume 19. Sivut 12-17. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074207600023>
- Lumoenergia. (2020). Sähkön hinta – mitä kWh maksaa ja mitä sillä saa, artikkeli. Saatavissa: <https://www.lumoenergia.fi/artikkelit/sahkon-hinta-mita-kwh-maksaa-ja-mita-silla-saa/>
- Luostarinen, S., Paavola, T., Ervasti, S., Sipilä, I., Rintala, J. (2011). Lannan ja muun eloperäisen materiaalin käsittelyteknologiat. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/438229>
- Länsi-Suomen Ympäristölupavirasto. (2007). Viinikanlahden jätevedenpuhdistamon ympäristölupahakemus, Lupapäätös. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi>
- Marttinen, S., Venelampi, O., Iho, A., Koikkalainen, K., Lehtonen, E., Luostarinen, S., Rasa, K., Sarvi, M., Tampio, E., Turtola, E., Ylivainio, K., Grönroos, J., Kauppila, J., Koskiahho, J., Valve, H., Laine-Ylijoki, J., Lantto, R., Oasmaa, A., zu Castell-Rüdenhausen, M. (2017). Kohti ravinteiden kierrätyksen läpimurtoa. Nykytila ja suositukset ohjauskeinojen kehittämiseksi Suomessa. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/540214>
- Marttinen, S., Tampio, E., Sinkko, T., Timonen, K., Luostarinen, S., Grönroos, J., Manninen, K. (2015). Biokaasulaitokset - syötteistä lopputuotteisiin, Energia, ravinteet ja ympäristövaikutukset. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/485744>

- Marttinen, S., Lehtonen, H., Luostarinen, S., Rasi, S. (2013). Biokaasuyrittäjän toimintaympäristö Suomessa, Kokemuksia MMM:n investointiavustusjärjestelmästä 2008–2010. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/482474>
- McGrath, J., Quinn, J. (2004). Biological phosphorus removal. Teoksessa: Valsami-Jones, E, Phosphorus in environmental technology, 2004, IWA Publishing. Saatavissa: https://books.google.fi/books?id=J7bwK8k3DOIC&dq=Phosphorus+in+environmental+technologies+Valsami-Jones&lr=&hl=fi&source=gbs_navlinks_s
- Mikalo Oy. (2008). Opas järkevään vedenkäyttöön. Saatavissa: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjAk7nt6NTpAhUk_SoKHRTH-DWcQFjAAegQIBBAC&url=http%3A%2F%2Fwww.mikalo.fi%2Fattachments%2F2010-12-18t08-51-5541.pdf&usg=AOvVaw0-sWAThFgeh8Fi8wDWid2G
- Morales, N., Boehler, M., Buettner, S., Liebi, C., Siegrist, H. (2013). Recovery of N and P from Urine by Struvite Precipitation Followed by Combined Stripping with Digester Sludge Liquid at Full Scale. Water. Volume 5. Sivut 1262-1278. Saatavissa: <https://www.researchgate.net/publication/256253213>
- Motiva Oy. (2020). Laskukaavat: Lämmin käyttövesi. Saatavissa: https://www.motiva.fi/julkinen_sektori/kiinteiston_energian kaytto/kulutuksen_normitus/laskukaavat_lammin_kayttovesi
- Myllymaa, T., Moliis, K., Tohka, A., Rantanen, P., Ollikainen, M., Dahlbo, E. (2008). Jätteiden kierrätyksen ja polton käsittelyketjujen ympäristökuormitus ja kustannukset, Inventaarioraportti. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/39792>
- Mönkäre, T., Kinnunen, V., Rintala, J. (2015). Modelling reject water and nutrient flows from biowaste treatment in a partial flow digestion process. Saatavissa: <http://www.ym.fi/download/noname/%7BFE21102E-4766-48B2-8E41-32F181E18076%7D/116547>
- Nelson, N., Mikkelesen, R., Hesterberg, D. (2003). Struvite precipitation in anaerobic swine lagoon liquid: effect of pH and Mg:P ratio and determination of rate constant. Bioresource technology. Volume 89. Sivut 229-236. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852403000762?casa_token=8g3dFMfyF80AAAAA:uazte6BK8UHtkTTKm_13sW19GIDhdiT-wXrdGd_b6MMvACE-oVJaEgk3jjFN5P2bNxAmjsS9pWQ
- Oehmen, A., Lemos, P., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L., Reis, M. (2007). Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. Water research. Volume 41. Sivut 2271-2300. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135407001091>
- Pihkamäki, A. (2014). Mädätysjäännöksen kasavarastoinnin ravinnevalumat, opinnäytetyö, HAMK. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/handle/10024/78481>
- Pirkkamaa, J. (2014). Orgaanisen jätteen keräys ja käsittely Suomessa, Biolaitosyhdistys. Saatavissa: https://biokierto.fi/wp-content/uploads/2019/06/Orgaanisen_jatteen_kerays_ ja_kasittely_Suomessa.pdf

- Pulkkinen, U. (2018). Fosfori, loppuva luonnonvaramme?, Itä-Suomen yliopisto, Pro gradu -tutkielma. Saatavissa: <https://luma.uef.fi/wp-content/uploads/sites/11/2018/04/Pulkkinen-gradu.pdf>
- Rantanen, P., Aurola, A-M., Hakkila, K., Hernesmaa, A., Jorgensen, K., Laukkanen, R., Melasniemi, H., Meriluoto, J., Nikander, S., Pelkonen, M., Renko, E., Valve, M., Pauli, A. (1999). Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessiohjaus ja mikrobiologia. Saatavissa: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/40575>
- Razon, L. (2013). Life cycle analysis of an alternative to the haber-bosch process: Non-renewable energy usage and global warming potential of liquid ammonia from cyanobacteria. Environmental progress and sustainable energy. Volume 33. Saatavissa: <https://doi.org/10.1002/ep.11817>
- Rittmann, B., Mayer, E., Westerhoff, P., Edwards, M. (2010). Capturing the Lost Phosphorus. Chemosphere. Volume 84. Sivut 846-853. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511001196?casa_token=6PweliBTCggAAAAA:qA0gVI8ZLbYt7XJa_3YYA_n4n5SPR5c7xYZUKWD CmGW8i4yKIW20PHI94Uga8UoPMq3dNoCfqq
- Rodriguez Arredondo, M., Kuntke, P., Jeremiase, A., Sleutels, T., Buisman, C., ter Heijne, A. (2015). Bioelectrochemical systems for nitrogen removal and recovery from wastewater. Environmental science: water research and technology. Volume 1. Sivut 22-33. Saatavissa: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2015/ew/c4ew00066h>
- Run4Life. (2020). Demonstration sites, Nieuwe Dokken, Ghent (BE). Saatavissa: <https://run4life-project.eu/demosites/>
- Salo, T., Lemola, R., Esala, M. (2007). National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990-2005. Saatavissa: <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/473636>
- Sengupta, S., Nawaz, T., Beaudry, J. (2015). Nitrogen and Phosphorus Recovery from Wastewater. Water pollution. Volume 1. Sivut 155-166. Saatavissa: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40726-015-0013-1>
- Steven, J, Van Kauwerbergh., Stewart, M., Mikkelsen, R. (2013). World Reserves of Phosphate Rock. Saatavissa: <http://www.ifdc.org/World-Reserves-of-Phosphate-Rock-a-Dynamic-and-Unf/>
- Strom, P. (2006). Technologies to remove phosphorus from wastewater. Saatavissa: https://www.researchgate.net/profile/Rafik_Karaman/post/What_low-cost_methods_are_available_to_remove_TDS_in_wastewater/attachment/59d6231379197b807798167c/AS:305293269897216@1449798995087/download/TDS+2.pdf
- Sun, Y., Chen, Z., Wu, G., Zhang, F., Niu, Z., Hu, H. (2016). Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: implications for resources utilization and management. Journal of cleaner production. Volume 131. Sivut 1-9. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616305327>

Tampereen kaupunki. (2020). Hiedanranta. Saatavissa: <https://www.tampere.fi/asuminen-ja-ymparisto/kaupunkisuunnittelu-ja-rakentamishankkeet/hiedanranta.html>

Tampio, E., Marttinen, S., Rintala, J. (2016). Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment systems. *Journal of cleaner production*. Volume 125. Sivut 22-32. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616301998>

Tampio, E., Ervasti, S., Paavola, T., Heaven, S., Banks, C., Rintala, J. (2014). Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13005102>

Tervahauta, T., van der Weijden, R., Flemming, R., Hernandez Leal, L., Zeeman, G., Buisman, C. (2013). Calcium phosphate granulation in anaerobic treatment of black water: A new approach to phosphorus recovery. *Water research*. Volume 48. Sivut 632-642. Saatavissa: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413007902?casa_token=jKKyRxmEYWYAAAAA:0ZKwTw3FOUw65yjA1YcvY_K-qDwBzKxuw8bahywdhFV3Qed9h1S06ZMgTy9F1BAqIrYWI12

The Environmental literacy council. (2015). Phosphorus Cycle. Saatavissa: <https://enviroliteracy.org/air-climate-weather/biogeochemical-cycles/phosphorus-cycle/>

Thörneby, L., Persson, K., Trägårdh, G. (1999). Treatment of Liquid Effluents from Dairy Cattle and Pigs using Reverse Osmosis. *Journal of agricultural engineering research*. Volume 73. Sivut 159-170. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002186349890405X>

Toukola, V., Sinisalo, S., Sormunen, K., Pulkkinen, S. (2011). Pääkaupunkiseudun biojätteen koostumus, Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä. Saatavissa: https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/6_2011_Paakaupunkiseudun_biojätteen_koostumus.pdf

U.S. Geological Survey. (2017). Mineral Commodity Summaries 2017. U.S. Department of the Interior. Saatavissa: <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2017/mcs2017.pdf>

Uusitalo, R. (2011). Peltojen fosforikierron optimointi ja maan kasvukunto. MTT/Kasvintuotannon tutkimus. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/download/Peltojen_fosforikierron_optimointi_ja_maan_kasvukunto/c49200e9-1601-4363-b0a8-ac9c77bd7851/95784

Vuori, V. (2014). Haja-asutusalueiden jätevesijärjestelmät ja niiden tyhjentäminen, opinnäytetyö, Satakunnan ammattikorkeakoulu. Saatavissa: <https://www.theseus.fi/handle/10024/73343>

VVY. (2016). Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa. Saatavissa: <https://www.vvy.fi/ohjeet-ja-julkaisut/jatevedet/tek-nis-taloudellinen-tarkastelu-jatevesien-kasittelyn-tehostamisesta-suomessa-vvy/>

Wendland, C. (2008). Anerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. Saatavissa: <https://tore.tuhh.de/handle/11420/480>

Wendland, C., Deegner, S., Behrendt, J., Toshev, P., Otterpohl, R. (2007). Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Water science and technology*. Volume 55. Sivut 187-194. Saatavissa: <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/55/7/187/439617/187.pdf>

Ympäristöhallinto. (2019). Jätevesikuormituksen vähentäminen. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Kiinteiston_jatevesien_kasittely/Syventavaa_tietoa/Puhdistamosi-vusto_jatevesien_kasittelymenetelmista/Jatevesikuormituksen_vahentaminen

Zarebska, A., Romero Nieto, D., Christensen, K., Fjerbaek Sotoft, L., Norddahl, B. (2014). Ammonium Fertilizers Production from Manure: A Critical Review. *Critical reviews in environmental science and technology*. Volume 45. Sivut 1469-1521. Saatavissa: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389.2014.955630>

Özdemir, M., Cakir, D., Kipcak, I. (2009). Magnesium recovery from magnesite tailings by acid leaching and production of magnesium chloride hexahydrate from leaching solution by evaporation. *International journal of mineral processing*. Volume 93. Sivut 209-212. Saatavissa: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301751609001781>