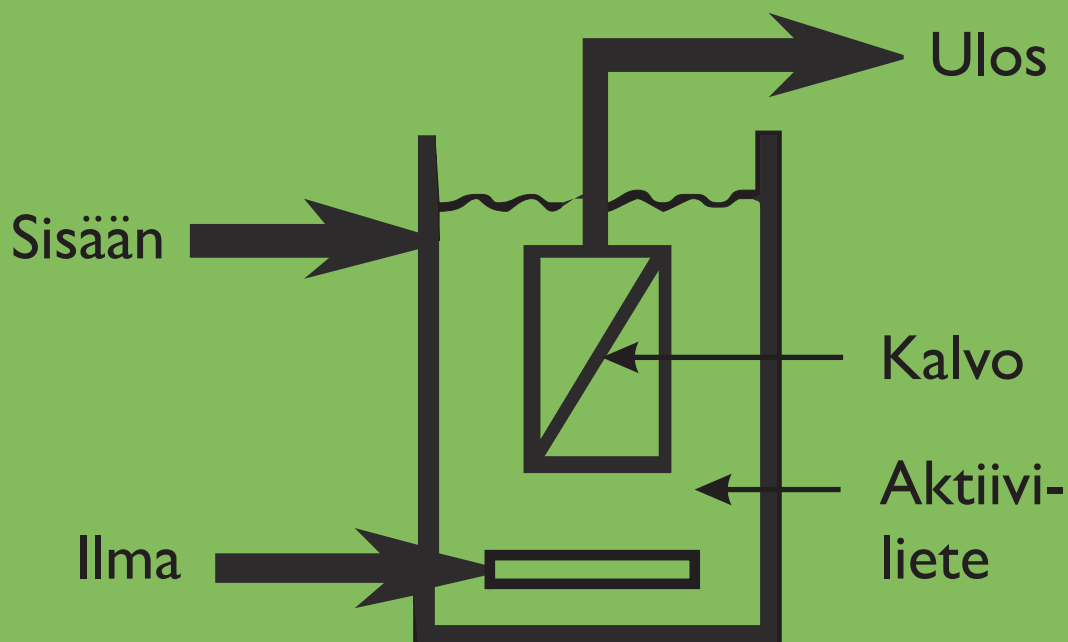


YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Kalvobioreaktori biojätteen kompostoinnin jätevesille

Tiina Huhilo, Niina Jokinen, Minna Patronen, Jari Vilén ja Antero Luonsi



Kalvobioreaktori biojätteiden kompostoinnin jätevesille

Tiina Huuhilo, Niina Jokinen, Minna Patronen, Jari Vilén ja Antero Luonsi

Tampere 2009

PIRKANMAAN YMPÄRISTÖKESKUS



PIRKANMAAN
YMPÄRISTÖKESKUS

SUOMEN YMPÄRISTÖ 38 | 2009
Pirkanmaan ympäristökeskus
Yhdyskuntatekniikan osasto

Taitto: Anu Peltonen
Kansikuva(t): Etunimi Sukunimi
Sisäsivujen kuvat: Etunimi Sukunimi, Etunimi Sukunimi

Julkaisu on saatavana ainoastaan internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 978-952-11-3589-7 (PDF)
ISSN 1796-1637 (verkkokoj.)

TIIVISTELMÄ

Biojätteiden kompostointilaitoksen erittäin väkevät, laadultaan voimakkaasti vaihtelevat jätevedet ovat puhdistettavissa panossyöttöisellä biologisella kalvobioreaktorilla. Pitkä aikaisen laboratoriopilot mittakaavassa tehdyn tutkimuksen perusteella voidaan biologisen hapenkulutuksen, typen ja kiintoaineen osalta päästä tasolle, joka vastaa kunnallisen jätevedenpuhdistamolta luvanvaraisesti suoraan vastaanottavaan vesistöön johdettavaa puhdistettujen jätevesien laatutasoa. Vertailumenetelmänä käytetyllä, panossyöttöisellä laboratoriomittakaavan aktiivilieteprosessilla edellä mainitulle laatutasolle päästiin typenpoiston osalta. Erot puhdistetun jäteveden laadussa olivat vähäiset mainittujen menetelmien välillä kun kalvobioreaktorisysteemin kalvoerotuksessa toimittiin matalalla kapasiteetin käyttöasteella. Alkaliniteetin nostaminen kemikaalilla ammoniumtypen nitrifioinnin tarpeisiin sekä puhtaan hiilen lisääminen ajoittain orgaanisen aineen ja typen suhteen tasapainottamiseksi ovat välttämättömiä kun korkeaasteinen typenpoisto on tavoitteena. Yhdistettäessä kalvobioprosessiin korkeampitasoisia kalvoerotusmenetelmiä, kuten käänteisosmoosi, saavutetaan COD:n, johtokyvyn, typen, fosforin ja sulfaatin suhteen puhdistustehoksi yli 95 %.

Mikäli puhdistusvaatimuksiin kuuluu erityisyhdisteitä, kuten sulfaatti ja raskasmetallit, vaaditaan edellä mainittuja moninaisempia ja kalliimpia prosessiyhdistelmiä. Sovellustutkimus ja kehitystyö paikallisten olosuhteiden mukaan ovat tällaisissa tapauksissa välttämättömiä.

Tutkimuksessa kalvobioprosessin kalvot eivät tukkeutuneet pysyvästi 2,5 vuotta kestäneen tutkimuksen aikana. Pestäessä kalvot sitruunahapolla, puhtaan veden vuo saatiin koko kaksi ja puoli vuotta kestäneen tutkimusjakson jälkeen lähes alkuperäiselle tasolle. Puhtaan veden vuo oli laskenut 8,5 % verrattuna uusien kalvojen vuohon.

Tulokset ovat rohkaisevia mahdollisuuteen puhdistaa erilaisten biomassojen prosessointien erittäin väkeviä jätevesiä, joita tulevaisuudessa todennäköisesti syntyy entistä enemmän teollisuuden alkujalostuksen lisääntyessä viemäriverkostojen ulkopuolella. Prosessialtaaseen upotetuista ultrasuodatus(UF)-kalvoista (PVDF onttokuidut), aktiivilieteprosessin erotusmenetelmänä, saatiin merkittävä positiivinen kokemus, 2,5 vuotta, jonka jälkeen kalvojen alkuperäisestä vuoarvosta oli likaantumisen takia menetetty alle 10 %. Pesumenetelmiä tarkemmin tutkimalla ja soveltamalla, tätä tulosta voidaan todennäköisesti parantaa. Sekä bioprosessin että kalvoprosessin suhteen tutkimusta ja prosessien optimointia tulee jatkaa korkeampiin kuormitusasteisiin siten, että kalvoerotuksen soveltamisen edut näissä "ääritilanteissa" tulevat voimakkaammin esille mm. bioprosessin alenevan puhdistustehon osittaisena korvaajana. Lähes kiintoainevapaa vesi kalvobioreaktorista luo edellytykset kustannustehokkaille jatkokäsittelyille kuten UV-desinfioinnille veden vaativaa uudelleen käyttöä varten.

Käytännössä tässä tutkimuksessa käytettyihin kompostointilaitoksen erittäin väkeviin jätevesiin on tarpeellista yhdistää kaatopaikka-alueen laimeampia jätevesiä. Tällöin jätevesien käsittely tapahtuisi jätekeskuksen alueella esimerkiksi tasausaltaiden jälkeen laadultaan huomattavasti tässä tutkimuksessa käytettyjä vakioisemmalla jätevedellä, jossa olisivat mukana jätevedet jälkikypsytykskentältä, kompostointilaitokselta sekä hyötyjätekentältä. Tällöin jäteveden laatuvahtelut eivät aiheuttaisi suuria shokkeja bioprosessille. Toisaalta ulkokentiltä puhdistukseen tulevien jätevesien lämpötilan lasku tiettyinä aikoina voisi hidastaa bioprosesseja. Nämä ja mahdolliset muut vastaavat paikalliset seikat puoltavat tarkennetun seurannan alaista puhdistustoimintaa puoliteollisen mittakaavan investoinnilla puhdistusprosessin toteutuksen ensimmäisenä vaiheena kun rakennetaan puhdistusjärjestelmää monimuotoisten biomassojen prosessoinnin jätevesille.

Kalvobioreaktori pienteollisten jätevesien käsittelyssä viemäriverkoston ulkopuolella syntyville, väkeville jätevesijakeille (2004 – 2006)

Kohdejätevedet:

Kaatopaikan kokonaisjätevesi
Kompostointikentän valuma-/suodos -jätevesi
Kompostointilaitoksen jätevesi

Henkilöstö:

Operaattorit/opinnäytetyöntekijät:

Huilan Jia, Insinöörityö/TAMK
Jacgues Gruppi, Kesäharjoitteluraportti (in English for ESIP, France)
Anna Heposaari, Insinööriharjoittelija/TAMK
Claire Auberville, Kesäharjoitteluraportti (in English for ESIP, France)
Minna Patronen, Insinöörityö/TAMK
Julien Beaufile, Kesäharjoitteluraportti (in English for ESIP, France)
Nina Hurme, Diplomityö/TTY

Tutkimusmestari:

Jari Vilen, PIR

Tekninen tuki:

Heikki Kaipainen (laskenta), Isto Mäkinen, ja Timo Roininen, PIR
Ulrich Mende ja Peter Ohle, Zenon GMBH
Tero Lehti, Pirkanmaan Jätehuolto Oy
Arja Villanen ja Vesa Kellaranta, Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy

Analyysipalvelut:

Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratorio
SYKE:n laboratorio

Varttuneet tutkijat:

TkT Niina Laitinen
TkT Tiina Huuhilo

Vastuullinen johtaja:

TkL Antero Luonsi

Täydennystutkimus (NE, RO)

Akatemiatutkija Mika Mänttari

Asiantuntija:

TkL Matti Valve

Rahoittajat:

Pirkanmaan ympäristökeskus, 2003-2007
Maa- ja vesitekniikan tuki ry, 2004-2006
Maj ja Tor Nesslingin säätiö, 2004-2006
Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy, 2005-2006
Valt. hall. harj./TAMK, 2005-2006
Vesiensuojelumaksuvarat/Ympäristöministeriö, 2006

Tausta:

Tämän tutkimushankkeen taustalla on neljä päätekijää:

1. Vuonna 2004 voimaan tullut asetus viemäriverkostojen ulkopuolella syntyvien jätevesien puhdistusvaatimuksista
2. Kalvobioreaktoriprosessin suuri potentiaali jätevedenpuhdistuksen kehittämiseksi
3. Pirkanmaan ympäristökeskuksessa aiemmin tutkittujen jätevesien puhdistustekniikoiden (biologinen panospuhdistustekniikka ja kalvosuodatustekniikka) tulosten soveltaminen perinteisen aktiivilieteprosessin puhdistustuloksen parantamiseksi
4. Pirkanmaan ympäristökeskuksen jäte- ja jätevesitutkimuksen synergia

Tavoite:

Tavoitteeksi asetettiin kalvobioreaktoriprosessin toimintapotentiaalin osoittaminen viemäriverkoston ulkopuolella syntyvien, erittäin väkevien jätevesien käsittelyssä verrattuna perinteiseen, selkeytyksellä varustettuun aktiivilieteprosessiin.

Toteutuksen vaiheet:

- Tarkoituksenmukaisimman kalvobioreaktoriprosessin tyyppin selvitys ja koelaitteen hankinta
- Taustatekijöiden ja käytännön toteutuksen kannalta tarkoituksenmukaisimpien jätevesien valinta
- Kaatopaikan kokonaisjäteveden ja biojätteen kompostointikentän valuma-/suodos- jäteveden tutkimuksen käynnistys laboratoriomittakaavan (2 L/ yksikkö) panospuhdistusyksiköillä (SBR)
- Ilmastusaltaaseen upotetuilla onttokuitukalvoilla varustetun kalvobioreaktoriprosessin (MBR) käynnistäminen biojätteen kompostointikentän valuma-/suodos- jätevedellä (laboratorio-pilot -mittakaava, 180 L)
- Rinnakkaiset tutkimusajot MBR- ja SBR- prosesseilla biojätteen kompostointikentän valuma-/suodos- jätevedelle
- Rinnakkaiset tutkimusajot MBR- ja SBR- prosesseilla biojätteen kompostointilaitoksen jätevesille päävaiheittain seuraavasti:
 - a) orgaanisen aineen poistamiseksi
 - b) a) + ammoniumtyypen poistamiseksi (nitrifikaatio)
 - c) a) + b) + nitraattityypen poistamiseksi (denitrifikaatio)
- Tutkimusajoja vaiheisti lisäksi syötettävän jäteveden laimennussuhteen vähentämistavoite, kaksi laiterikkojen ja toksisuusshokkien jälkeistä lietteiden kasvatusjaksoa, MBR-yksikön syöttösäiliön ajastuksien (sekoitus, ilmastus, kemikaalien syöttö) optimointi sekä kalvosuodatuksen jaksottaminen bioprosessien tarpeiden mukaan hankkeen loppuvaiheessa.

SISÄLLYS

1 Johdanto	9
2 Viemäriverkoston ulkopuolella syntyvät väkevät jätevedet	11
2.1 Kaatopaikan jätevedet	11
2.2 Kompostointi ja sen jätevedet.....	11
3 Jäteveden biologiset puhdistusprosessit	12
3.1 Orgaanisen aineen poisto	12
3.2 Typen poisto.....	12
3.2.1 Nitrifikaatio.....	12
3.2.2 Denitrifikaatio	13
3.2.3 AnammOx	13
3.3 Fosforinpoisto.....	14
3.4 MBR-prosessi.....	14
3.5 SBR-prosessi	16
4 Materiaalit ja menetelmät	17
4.1 Tutkimuksissa käytetyt jätevedet ja lietteen ympit	17
4.1.1 Kompostointikenttä.....	17
4.1.2 Kompostointilaitos	17
4.1.3 Kompostointilaitoksen jätevesi	19
4.2 Laitteistot	20
4.2.1 MBR.....	20
4.2.1.1 Laitteiston esittely.....	20
4.2.1.2 Päivä / viikko –rutiini.....	21
4.2.1.3 Kalvojen puhdistaminen.....	22
4.2.2 SBR	22
4.2.2.1 Laitteiston esittely	22
4.2.2.2 Päivä / viikko –rutiini	22
4.2.3 NF- ja RO- suodattimet	23
4.3 Analyysit	23
4.3.1 Kemialliset analyysit	23
4.4 Laskukaavat	23
5 Tulokset	26
5.1 MBR	26
5.1.1 Orgaanisen aineksen poisto	26
5.1.2 NH ₄ -N:n poisto.....	27
5.1.3 Fosforin poisto	35
5.1.4 COD/N suhteen vaikutus denitrifikaatioon	37
5.1.5 Ajastukset.....	39
5.1.6 Toksisuuden poisto.....	42
5.1.7 Kalvojen tukkeutuminen	42
5.1.8 Eri suodatusmenetelmien yhdistäminen MBR-prosessiin (NF, RO).....	45
5.2 SBR kaikki tulokset.....	47
5.2.1 Orgaanisen aineen poisto	47
5.2.2 Typen poisto.....	48
5.2.3 Fosforin poisto.....	52
5.2.4 COD/N suhteen vaikutus denitrifikaatioon.....	55
5.3 Tutkimuksessa käytettyjen MBR:n ja SBR:n vertailu.....	55
6 Keskustelu	58
7 Johtopäätökset	60
Lähteet	62

Lyhenteet	64
Liitteet	65
Kuvailulehti	93

1 Johdanto

Kalvoerotukseen perustuvat sovellukset erilaisten vesien käsittelyssä lisääntyvät maailmalla. Kalvobioreaktori jätevesien käsittelyssä on yksi lupaavimmista tekniikoista. Siinä suurissa selkeytysaltaissa tapahtuvan perinteisen aktiivilieteprosessin lietteen erotuksen ongelmat voidaan sivuuttaa erottamalla liete ja muut partikkelimaiset kuormitustekijät puhdistetusta jätevedestä pienen huokoskoon omaavalla kalvolla, esim. ultrasuodatuskalvolla. Tällöin bioprosessin ytimen eli biolietteen hallittavuus paranee.

Suomessa biojätteet kerätään erikseen muista jätteistä useimmissa taajamissa. Biojätteet käsitellään biologisesti, pääosin aerobisesti kompostoimalla ja yhä enemmän laitosmaisesti. Näiden laitosten jätevedet ovat väkeviä. Useimmiten jätevedet kerätään yhteen kaatopaikan eri jätteenkäsittelyprosesseista ja ne johdetaan käsittelemättöminä kunnallisille jätevedenpuhdistamoille. Siellä ne laadustaan riippuen voivat aiheuttaa häiriöitä, ainakin pienissä ja mitoituksensa ylärajoilla toimivissa laitoksissa. Joka tapauksessa puhdistettavaksi johdettavien jätevesien hinta kuormitusparametrikohtaisessa laskutuksessa voi nousta erittäin korkeaksi, etenkin suuren typpipitoisuuden vuoksi.

Tässä hankkeessa tutkittiin erityisesti biojätteen tunnelikompostoinnin väkevän, typpipitoisen jäteveden käsittelyä biologisella aktiivilietemenetelmällä käyttäen panossyöttöistä kalvobioreaktoria (MBR) ja vertailumenetelmänä tavanomaista panosprosessia (SBR). MBR-laitteisto oli mittakaavaltaan laboratorio-pilot (~200 dm³) ja SBR oli laboratoriolaitte (2 dm³). Saatavilla olevista jätevesistä, tämän erittäin väkevän jäteveden laadun katsottiin laajemminkin antavan viitteitä lisääntymässä olevien biomassojen jalostuksen aiheuttamien jätevesien käsittelyn haasteista. Kalvobioreaktori tässä tutkimuksessa oli panossyöttöinen ja kalvovyksikkö upotettuna omassa altaassaan (yhtyvät astiat) siten, että jaksotukset nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota varten olivat mahdollisia.

Tutkimuksessa käytettiin Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:ltä (EKJH) saatua jätevettä, koska siellä oltiin kiinnostuneita käyttökelpoisesta jätevedenpuhdistusmenetelmästä. Tämä johtui siitä, että EKJH:n väkevä jätevesi aiheuttaa ongelmia Lappeenrannan Toikansuon jätevedenpuhdistamolla, jonne se johdetaan käsittelemättömänä. Jätevesi sisältää runsaasti ammoniumtyyppiä, orgaanista ainetta ja sulfaattia. Sulfaatti on peräisin poistoilman käsittelyyn tarkoitetuilta rikkihappopesureilta ja sitä on jätevedessä noin 3600-4100 mg/l. Jätevedessä olevasta sulfaatista muodostuu putkistoissa anaerobisessa tilassa rikkivetyä, joka on haitallinen kaasu, joka aiheuttaa myös hajuhaittoja ja syövyttää jätevesiputkia. Sulfaatilla ei oletettu olevan merkittäviä vaikutuksia aerobiseen jäteveden käsittelyyn, vaan tässä haasteellisinta oli jäteveden korkean typpipitoisuuden poistamisen hallinta. Vaativan biologisen sulfaatinpoistoprosessin (vrt. esim. Parravicini & al, 2007) yhdistäminen tähän hankkeeseen ei ollut mahdollista.

EKJH:lla tarvitaan jätevedenpuhdistusta, koska Kukkuroinmäen jätteenkäsittelyalueelta Toikansuon puhdistamolle johdettava jätevesi on paljon väkevämpää kuin kaupungin asettamat vaatimukset (Taulukko 1) jätevedenpuhdistamolle johdettavalle jätevedelle edellyttävät. Lisäksi kaupungin vaatimuksessa on rajoitettu kompostointilaitokselta syötettävän jäteveden määrää, 84 m³/d:in. EKJH:lta Lappeenrannan jätevedenpuhdistamolle syötettävän jäteveden määrä on kuitenkin rajoitukseen nähden keskimäärin kaksinkertainen.

Taulukko I Lappeenrannan kaupungin asettamat vaatimukset kaupungin puhdistamolle puhdistettavaksi tulevalle jätevedelle.

Parametri	Pitoisuus
BOD ₇ ATU	270 mg/l
COD _{Cr}	650 mg/l
SS	260 mg/l
P _{tot}	10 mg/l
N _{tot}	50 mg/l
NH ₄ -N	50 mg/l
SO _x	400 mg/l
Metallit	noin 0,1-0,5 mg/l
pH	6-11

EKJH:n kannalta ihanteellisin ratkaisu olisi, että omalla puhdistamolla saataisiin aikaan niin puhdasta vettä, että se olisi toimitettavissa suoraan vesistöön. Itä-Suomen ympäristöviraston myöntämän ympäristöluvan mukaisesti Toikansuon jätevedenpuhdistamolta vesistöön laskettavien vesien BOD₇ATU pitoisuus saa olla enintään 12 mg/l, COD_{Cr} 70 mg/l, P_{kok} 0,5 mg/l ja kiintoainepitoisuus enintään 15 mg/l. Käsittelytehon tulee olla vähintään 90 % muiden paitsi COD osalta, jolle riittää 80 % poistoteho. Lisäksi kokonaistypen vähenemän tulee olla vähintään 60 % lämpötilan ollessa yli 12 °C.

2 Viemäriverkoston ulkopuolella syntyvät väkevät jätevedet

Yhdyskuntajätevedet johdetaan viemäriverkoston avulla jätevedenpuhdistamoille, josta ne johdetaan ympäröivään vesistöön puhdistuksen jälkeen. Haja-asutusalueilla ei aina välttämättä ole vaadittavaa viemäriverkostoa, joten jätevedet on puhdistettava paikanpäällä. Jätevesien puhdistamiseen jätevesien syntypaikalla saattaa vaikuttaa myös vesien pitkä viemärintimatka, jolloin orgaanisen aineksen hajoaminen alkaa jo matkalla aiheuttaen hapettomuudesta johtuvia hajuhaittoja ja korroosiota viemäristössä ja pumppaamoilla. Väkevät jätevedet voivat horjuttaa jätevedenpuhdistamon toimintaa suuren kuormituksen vuoksi. Tällaisia väkeviä jätevesiä syntyy esimerkiksi kompostoinnista sekä kaatopaikoilta. Suuret odotukset erilaisten biomassojen jalostuksesta ja hyötykäytöstä tulevaisuudessa lisäävät potentiaalia väkevien jätevesien syntymisestä ja puhdistustarpeesta syntypaikoillaan viemäriverkostojen reuna-alueilla tai kokonaan niiden ulkopuolella.

2.1 Kaatopaikan jätevedet

Kaatopaikalle tuotavan jätteen moninaisuus sekä sen käsittely vaikuttavat suuresti kaatopaikkojen jätevesiin. Erittäin olennaista jätevesien kannalta ovat sademäärä sekä kaatopaikan ikä. Nuorilta kaatopaikoilta tulevassa jätevedessä on enemmän helposti biohajoavaa orgaanista ainetta, kun taas kaatopaikan vanhetessa orgaanisen aineen osuus jätevedessä vähenee (Ahn et.al. 2002, Cernila Zajc et al. 2004).

2.2 Kompostointi ja sen jätevedet

Biologisesti hajoavaa jätettä voidaan hävittää kompostoimalla, joka on aerobinen eli happea vaativa biologinen prosessi. Kompostoituminen voidaan jakaa lämpötilamuutosten perusteella neljään vaiheeseen: lämpenemisvaihe, lämpövaihe, jäähtymisvaihe ja kypsymisvaihe. Lämpenemisvaiheessa bakteerit, sädesienet ja sienet hajottavat helposti käytettävissä olevat hiilipitoiset sekä yksinkertaiset typpiyhdisteet.

Lämpövaiheen kesto riippuu kompostoitavan massan määrästä, pienkompostoinnissa se on yleensä joitakin viikkoja. Jäähtymisvaiheen alkaessa kompostissa ovat enää jäljellä hitaasti hajoavaa hiilipitoista kuituainetta kuten selluloosaa, hemiselluloosaa ja ligniiniä. Kypsymisvaiheessa syntyy merkittävässä määrin humusta, kompostimullan arvokkainta osaa. Kypsymisvaiheen (3 kk- 1 vuosi) jälkeen komposti on valmista ja sitä voidaan käyttää ominaisuuksista riippuen viljelytarkoituksiin.

Kompostointi voi tapahtua aumoissa kenttäkompostointina tai laitospompostointina rumpu- tai tunnelikompostoreissa. Reaktorikompostoinnissa olosuhteita pyritään hallitsemaan mm. pakotetulla ilmastuksella ja kosteuden säädön avulla.

3 Jäteveden biologiset puhdistusprosessit

Biologisiksi puhdistusmenetelmiksi kutsutaan menetelmiä, joissa jätevesissä olevia epäpuhtauksia poistetaan tai muunnetaan biologisten reaktioiden avulla. Biologisessa jätevedenpuhdistamossa jäteveden sisältämä orgaaninen aine ja mahdollisesti typpi sekä fosfori käsitellään mikrobiologisten reaktioiden kautta biomassaksi ja kaasumaisiksi yhdisteiksi (Kettunen et al. 2006).

3.1 Orgaanisen aineen poisto

Biologinen orgaanisen aineen poisto tapahtuu aktiivilietteessä hapellisissa olosuhteissa. Aktiiviliete sisältää monenlaisia mikro-organismeja. Aktiivilietteen mikro-organismit hapettavat jätevedessä olevan orgaanisen aineen sekä edelleen osan muodostuvasta biomassasta hiilidioksidiksi ja vedeksi. Osa orgaanisen aineen hajotuksessa vapautuvasta energiasta ja hiilestä käytetään biomassan kasvuun. Muodostunut biomassa pyritään erottamaan jätevedestä käsittelyn jälkeen selkeytyksessä ja palautamaan bioreaktoriin. Biomassan kasvu poistetaan ns. ylijäämalietteenä.

Aerobisessa käsittelyssä on useita prosessiin vaikuttavia tekijöitä. Biomassan kasvun kannalta rajoittava tekijä on orgaaninen aine, jota usein kuvataan biologisen hapenkulutuksen avulla, BOD:na. Ihanteellisena eri ravinteiden suhteena biomassan kasvuun pidetään BOD:N:P suhdetta 100:5:1. Yhdyskuntajätevesissä ravinteita on yleensä ylen määrin, mutta teollisuusjätevesien käsittelyssä ravinteita voidaan joutua lisäämään. Ihanteellinen määrä kuitenkin vaihtelee sen mukaan onko kyseessä aerobinen vai anaerobinen prosessi. Anaerobisessa prosessissa hiilen määrän pitää olla suurempi suhteessa typpeen ja fosforiin. (Ammary 2004, Metcalf&Eddy, 1991). Aerobisessa biologisessa käsittelyssä 2 mg/l happea ilmastusaltaassa on riittävä, jotta happi ei enää ole reaktiolle rajoittava tekijä (Rittmann, 2001). Lisäksi pH:n tulisi olla välillä 6,5-7,5.

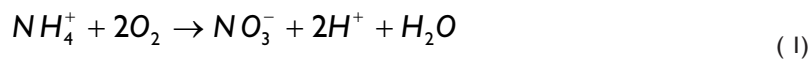
Aktiivilietelaitoksessa mikro-organismit muodostavat flokkeja, jotka pysyvät koossa elektrostaattisin voimin ja mikrobien muodostamien polymeerien avulla. Hyvä liete laskeutuu helposti ja sisältää vain vähäisen määrän rihmamaisia bakteereja. Nämä bakteerit ovat tärkeitä lietteen flokkien muodostukselle, mutta liiallinen määrä aiheuttaa lietteen huonoa laskeutuvuutta ja vaahtoamista (Rittmann 2001, Wett 2003). Lietteen laskeutuvuudella ei kuitenkaan ole suurta merkitystä, jos käytössä on kalvoerotteinen bioreaktori.

3.2 Typen poisto

Jäteveden sisältämiä typpiyhdisteitä voidaan poistaa mm. biologisen nitrifikaatio–denitrifikaatio –prosessin avulla, jossa jäteveden sisältämä ammoniumtyppi hapetetaan ensin nitraatiksi (nitrifikaatio) ja tämän jälkeen nitraatti pelkistetään typpikaasuksi (denitrifikaatio).

3.2.1 Nitrifikaatio

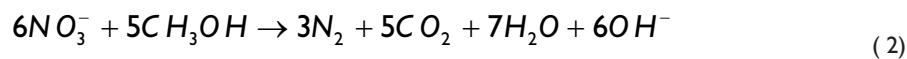
Nitrifikaatio on aerobinen prosessi, jossa autotrofiset bakteerit hapettavat ammoniumtypen nitraatiksi. Nitrifikaatioprosessin läpikäynyt jätevesi ei enää typen osalta kuluta vesistöön laskettuna kalojen tarvitsemaa happea. Nitrifikaatio tapahtuu kahdessa vaiheessa, joista ensimmäisessä vaiheessa ammoniumtyppi hapetetaan nitriitiksi *Nitrosomonas*-bakteerilajin ansiosta ja toisessa vaiheessa nitriitti nitraatiksi *Nitrobacter*-bakteerilajin ansiosta ja kokonaisreaktio on seuraava:



Nitrifikaatio on lämpötilariippuvainen reaktio ja Suomessa sen toteuttaminen kevättalvella jätevesien lämpötilan laskiessa alle 8 °C on kallista ja vaikeaa (Rintala, 2003). Optimilämpötila nitrifikaatiolle on 25-35 °C. Hapen määrä, joka tarvitaan 1 kg N hapettamiseksi, on 4,57 kg O (Mulder 2003). Nitrifikaatioreaktiossa prosessin pH laskee typpihapon muodostuessa. Optimi-pH nitrifikaatiolle on 7,7-8,5. Nitrifikaatio kuluttaa alkaliniteettia 0,14 mol hapetettavaa ammoniumtyppigrammaa kohti, joka vastaa 7,14 mg kalsiumkarbonaattia (CaCO₃). Alkaliniteetin kulutus laskee pH:ta, mikä vaikuttaa nitrifikaation toimintaan heikentävästi. Puhdistusprosessissa riittävästä alkaliniteetista on huolehdittava sopivaa alkalikemikaalia lisäämällä.

3.2.2 Denitrifikaatio

Denitrifikaatio tapahtuu hapettomissa tai vähähappisissa (<0,5mg/l) olosuhteissa ja siinä nitraattityppi pelkistyy typpikaasuksi seuraavan yhtälön mukaisesti.



Denitrifikaatio vaatii riittävästi orgaanista ainetta toimiakseen ja COD/N suhteen tulee olla välillä 3-6 (Strous et.al., 1999). Mikäli hiilen määrä jätevedessä ei ole riittävä denitrifikaation aikaansaamiseksi käytetään ulkoista hiilenlähdettä, joka on usein hiilihydraattia tai alkoholia (van Rijn Jaap 2006). Trela (1998) osoittaa tutkimuksessaan että ulkoisen hiilen lisääminen denitrifioivaan systeemiin parantaa sen toimivuutta, vaikka hiilen määrä jätevedessä olisikin riittävä denitrifikaatiolle. Itokawa et al. (2001) osoittavat tutkimuksessaan, että alhaisella orgaanisen aineen ja typen suhteella akkumuloituu nitraattia. COD/N suhteen ollessa yli 5 päästään tehokkaaseen nitraatin poistoon (Itokawa et.al. 2001, Tseng et.al. 1998).

Denitrifikaatiota rajoittavia tekijöitä ovat hapen määrä vedessä, saatavilla olevan hiilen määrä sekä pH ja lämpötila. Optimi-pH denitrifikaatiolle on 6.5-7.5 °C. Denitrifikaatio ei ole yhtä lämpötilaherkkä kuin nitrifikaatioreaktio mutta reaktionopeus kasvaa lämpötilan noustessa.

Osa nitrifikaatiossa menetetyistä alkaliniteetista saadaan takaisin denitrifikaation yhteydessä. Yhtä pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohti muodostuu 0,07 mol alkaliniteettia eli 3,6 mg CaCO₃. Puolet nitrifikaatiossa kuluneesta alkaliniteetista saadaan takaisin denitrifikaatiossa. Jos kyseessä on lietteen kierrätystä käyttävä systeemi, alkaliniteetin lisäämistarve vähenee tai siltä voidaan välttyä kokonaan. Tarve riippuu vaadittavasta puhdistuksen tasosta (van Rijn Jaap et.al. 2006, Rantanen et.al. 1999).

3.2.3 AnammOx

Typenpoistossa suuri kustannus on nitrifikaatiossa tarvittava hapetus, sillä veden happipitoisuuden tulee olla yli 2 mg O/l (Carrera et.al. 2004). Yksi gramma ammoniumtyypeä tarvitsee 4,3 g happea hapettuakseen nitraatiksi. Nitrifikaatiossa tarvittavan hapen määrää voidaan selkeästi vähentää käyttämällä AnammOx -prosessia (Anaerobic ammonium oxidation), jossa tarvittava hapen määrä hapetettaessa 1 kg tyyppiä on 1,71kgO. Tällöin ammoniumtyppi hapetetaan hapettomissa oloissa nitriitiksi, joka edelleen pelkistyy typeksi (the online anammox resource homepage). Happipitoisuuden tulee olla alle 0,3 mg/l (Cema et.al. 2004). AnammOx prosessin kustannuksia pienentää myös vaadittavan COD/N-suhteen pieneneminen nolnaan, sillä prosessissa ei ole hiiltä vaativaa denitrifikaatiota. Lisätty metanoli inhiboi reaktion täydellisesti ja peruuttamattomasti. (Güven et. Al. 2005). Syntyvä lietemäärä on

AnammOx-prosessissa pienempi; 0,8-0,9 kg kuivaa kiintoainetta/kgN. Nitrifikaatio/denitrifikaatioprosessissa syntyvän lietteen määrä on 1-1,2 kg kuivaa kiintoainetta/kgN. (Mulder 2003). AnammOx- prosessin reaktio on seuraava:



Korkea nitriittipitoisuus käsiteltävässä vedessä saattaa inhiboida AnammOx-prosessia, ja olla jopa toksista. Cema raportoi nitriittipitoisuuden 60 mg NO₂⁻ olevan toksista, jolloin syötön kokonaistypen määrä piti vähentää 100 mg/L:sta 40 mg/L:an (Cema 2004). AnammOx prosessin pH tulee olla välillä 6,7-8,3 ja lämpötilan välillä 20-43 °C (Strous et.al. 1999). Suurena haittana AnammOx -prosessille on sen hidas käyntiin lähteminen, joka kestää useita kuukausia (Jetten et.al. 1999, Strous et.al. 1997, Wett 2000).

3.3 Fosforinpoisto

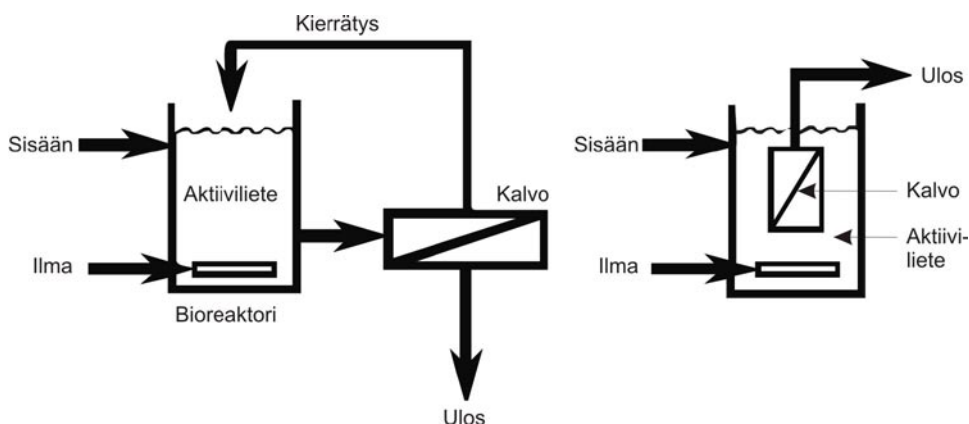
Fosfori on ravinne, jota tarvitaan biomassan kasvuun ja siten se lisää rehevöitymistä vesistöissä mikäli sitä ei poisteta jätevesistä. Fosfaatinpoisto jätevedestä tehdään yleensä kemiallisesti. Kemiallinen saostus voidaan tehdä jätevedestä etukäteen, biologisen jätevedenpuhdistuksen jälkeen tai rinnakkais-saostuksena aktiivilieteprosessissa. Tähän käytetään yleensä ferrisulfaattia. Vaihtoehtona kemialliselle saostukselle on biologinen fosforin poisto, joka tapahtuu poistamalla lietettä silloin kun siihen on sitoutunut runsaasti fosfaattia.

Biologinen fosforinpoisto on kaksivaiheinen tapahtuma, joka vaatii vaihtelevat aerobiset sekä anaerobiset olosuhteet. Anaerobisissa olosuhteissa fosfaatti vapautuu lietteestä ja aerobisissa olosuhteissa se sitoutuu lietteeseen. Anaerobisissa olosuhteissa bakteerisoluihin vapautuu niihin varastoitunutta ortofosfaattia, joka aerobisissa oloissa sitoutuu bakteereihin muodostaen polyfosfaattia. Täten aerobisissa oloissa lietteen fosfaattipitoisuus kasvaa (Rantanen et.al. 1999).

Aktiivilieteprosessissa fosforin poistoa voidaan tehostaa lisäämällä anaerobinen käsittely ennen aerobista käsittelyä. Tällöin hapettomissa ja nitraattittomissa oloissa bakteerit käyttävät happoja aineenvaihdunnassaan vapauttaen samalla fosforia veteen. Seuraavassa hapellisessa vaiheessa bakteerit sitovat itseensä liuenneessa muodossa olevan fosforin. Fosforin biologisen poiston rinnalla käytetään usein jotain toista fosforinpoistomenetelmää, kuten esimerkiksi kemiallista saostusta ferrisulfaatin avulla tai suodatusta. (Tuhkanen et.al. 2005)

3.4 MBR-prosessi

Kalvobioreaktori (Membrane bioreactor, MBR) on kaksiosainen prosessi, jossa tapahtuu ensin jäteveden biologinen käsittely ja sitä seuraa lietteen fysikaalinen erotus kalvosuodatuksen avulla. MBR prosessissa kalvosuodatus voi olla sijoitettu joko bioprosessin sisälle tai ulkopuolelle (Kuva 1). Sijoitettaessa kalvot ulkopuolelle, konsentraatti kierrätetään takaisin bioprosessiin.



Kuva 1. Kalvobioreaktori. a) Ulkoinen kalvosysteemi b) Upotettu kalvosysteemi (Alvarez-Vazquez et al. 2004).

Kalvosuodatuksessa kalvojen erotuskyky määräytyy pääosin kalvon huokoskoon mukaan. Mikro-suodatuksessa (MF) huokoskoko on 50 nm-5 µm ja sen avulla pystytään erottamaan yli 0.1 mm kokoiset kiintoainepartikkelit. Ultrasuodatuksen (UF) huokoskoko on 5-100 nm ja sen avulla erotetaan vedestä yli 1000 MW suuruinen orgaaninen aines. Ultrasuodatusta tiukempi kalvo on nanosuodatuskalvo (NF), jonka huokoskoko on 1-5 nm ja se erottaa vedestä 95 % kahdenarvoisista ioneista sekä 40 % yhdenarvoisista ioneista. Lisäksi se erottaa orgaanisen aineksen, jonka koko on 200-300 MW. Käänteisosmoosia käytetään esimerkiksi suolan poistoon merivedestä, sillä sen avulla vedestä poistuu 99 % kaikista ioneista sekä orgaaninen aines yli 150 MW. (Pourcelly, 2002)

MBR:n etuna on se, että erillistä laskeutusallasta ei tarvita ollenkaan. Laskeutusaltaan poisjäämisen vuoksi systeemin vaatima pinta-ala on huomattavasti pienempi eikä lietteen laskeutuvuus aiheuta ongelmia prosessissa.

Suodatus voidaan tehdä cross-flow- tai dead end-suodatuksena. Dead end-suodatuksessa kalvo on vesivirtaan nähden poikittain, jolloin kalvon läpäisevä vesi puhdistuu kiintoaineesta. Dead end-suodatuksen huono puoli on sen nopea tukkeutuminen erottuvan aineen muodostaessa "kakun" suodattimen pinnalle, joten sitä pitää huoltaa usein. Cross-flow-suodatuksessa kalvo on vesivirtaan nähden samansuuntaisesti ja siinä kalvot eivät tukkeudu yhtä nopeasti kuin dead end-suodatuksessa. Upotettua kalvosysteemiä voidaan pitää Cross flow- ja dead end-systeemien välimuotona (Memos Membranes Modules Systems GmbH kotisivut).

Suodatuskalvojen tukkeutuminen voi tapahtua huokosten sisällä tai kalvon pinnalla. Kalvojen tukkeutuminen voi olla palautuvaa, jolloin kalvojen tukkeutuminen voidaan poistaa esimerkiksi kalvojen pesun avulla, tai palautumatonta, jolloin tukkeutuminen ei ole poistettavissa millään menetelmällä.

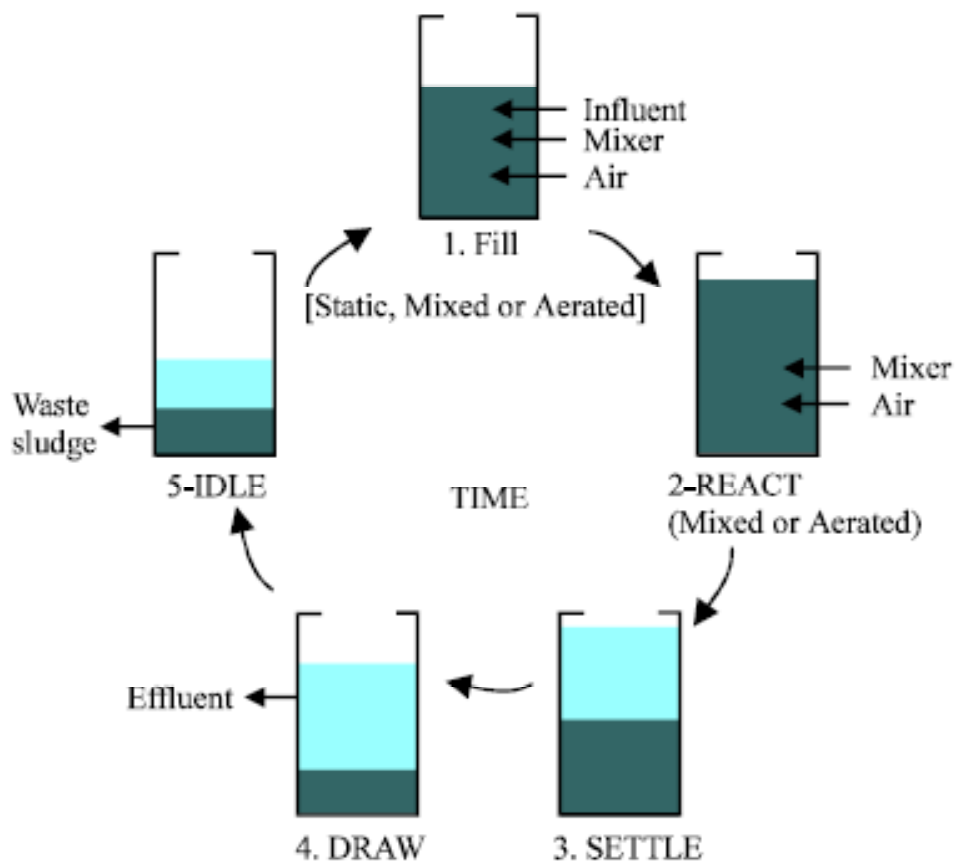
Kalvojen pesussa monet eri olosuhteet, kuten pesulämpötila tai paine vaikuttaa pesutehokkuuteen. Pesulämpötilan tulisi olla vähintään saman kuin prosessilämpötilan, mutta mielellään korkeampi, sillä pesutehokkuus kasvaa lämpötilan noustessa. Optimaalinen pesulämpötila kalvoille on 55-60 °C. Myös pesuaineella on erittäin suuri vaikutus pesuun. Ennen pesuaineen valintaa tulisi tietää ainakin karkeasti kalvon tukkeutumisen aiheuttaja, jotta pesuaineella ei aiheutettaisi lisää vahinkoa kalvolle. Alkalisia pesuaineita, kuten NaOH ja KOH, käytetään yleensä orgaanisille aineille ja happoja epäorgaanisille suoloille.

Tukkeutumista voidaan estää tai vähentää esimerkiksi pienentämällä suodatuspainetta, lisäämällä ilmastuksen aikaansaamaa kalvon pinnan hankausta bioprosessin sisäisessä suodatuksessa tai jaksottaisella ilman tai suodoksen takaisinvirtauksella (Chang et.al. 2002). Kalvosuodatuksessa vuon tulisi olla kriittistä vuoarvoa pienempi,

jolloin kalvojen tukkeutumista ei tapahdu. Kriittinen vuo on kalvojen käyttöönoton yhteydessä mitattu vuo ja sillä tarkoitetaan suurinta vuota, jolla kalvojen tukeutumista ei tapahdu. Vuon ollessa kriittisen vuon alapuolella vuo kasvaa ja vähenee lineaarisesti suodatuspaineen muuttuessa ja pysyy vakiona ajan suhteen. Kriittisen vuon ylittyessä kalvo alkaa tukkeutua ja vuo laskea (Field et.al. 1995, Le Clech et.al. 2003).

3.5 SBR-prosessi

Panoksittain toimivassa aktiivilieteprosessissa (sequencing batch reactor, SBR) lietteen ilmastus ja selkeytys tapahtuvat samassa säiliössä. Laskeutusjakson jälkeen kirkaste voidaan poistaa ja uusi jätevesipanoks lisätä. Jätevesipanoksen lisäämisen jälkeen laitetaan reaktorissa jälleen ilmastus päälle. Altaan pohjalle kertynyt aktiiviliete reagoi seuraavan jätevesierän kanssa (Kuva 2). Ajoittain kasvanut orgaaninen ja kertynyt (epäorgaaninen) ylijäämä lietteestä poistetaan. SBR on tehokas tutkimusväline sen helppokäyttöisyyden vuoksi. SBR:llä on mahdollista tutkia yksittäisten ravinteiden poistumista tai yhdistää aerobiset ja anaerobiset prosessit yhteen reaktoriin. (Rittmann 2001)



Kuva 2. Panoksittain toimiva aktiivilieteprosessi, SBR (sequencing batch reactor) (Al-Rekabi et a.. 2007).

4 Materiaalit ja menetelmät

4.1 Tutkimuksissa käytetyt jätevedet ja lietteen ympit

Tutkimus jakautui kahteen osaan; aluksi käsiteltiin kompostointikentän jätevettä ja jälkimmäisessä osassa käsiteltiin kompostointilaitoksen jätevettä. Raholan kunnalliselta jäteveden puhdistamolta otettiin alkuperäinen aktiivilietteen ympi.

4.1.1 Kompostointikenttä

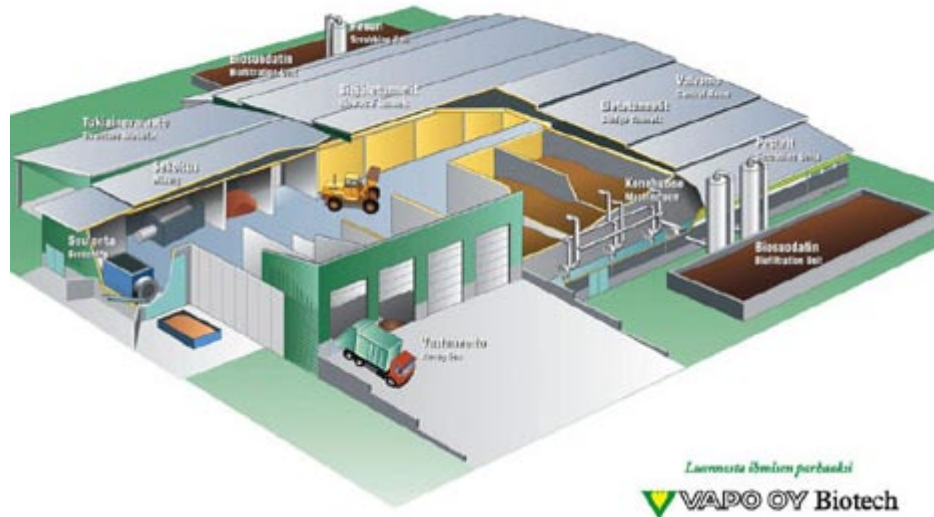
Tutkimuksessa käsiteltiin pääosin kotitalouksien biojätteen ja vähemmässä määrin kaupan biojätteen kenttäkompostoinnissa syntyvää suodos-/valuma-jätevettä, jonka laatu on esitetty taulukossa 2. Tämän tutkimuksen tulokset on pääosin esitetty liitteessä IX.

Taulukko 2. Tutkimuksessa käytetyn kenttäkompostoinnin jäteveden keskimääräinen laatu.

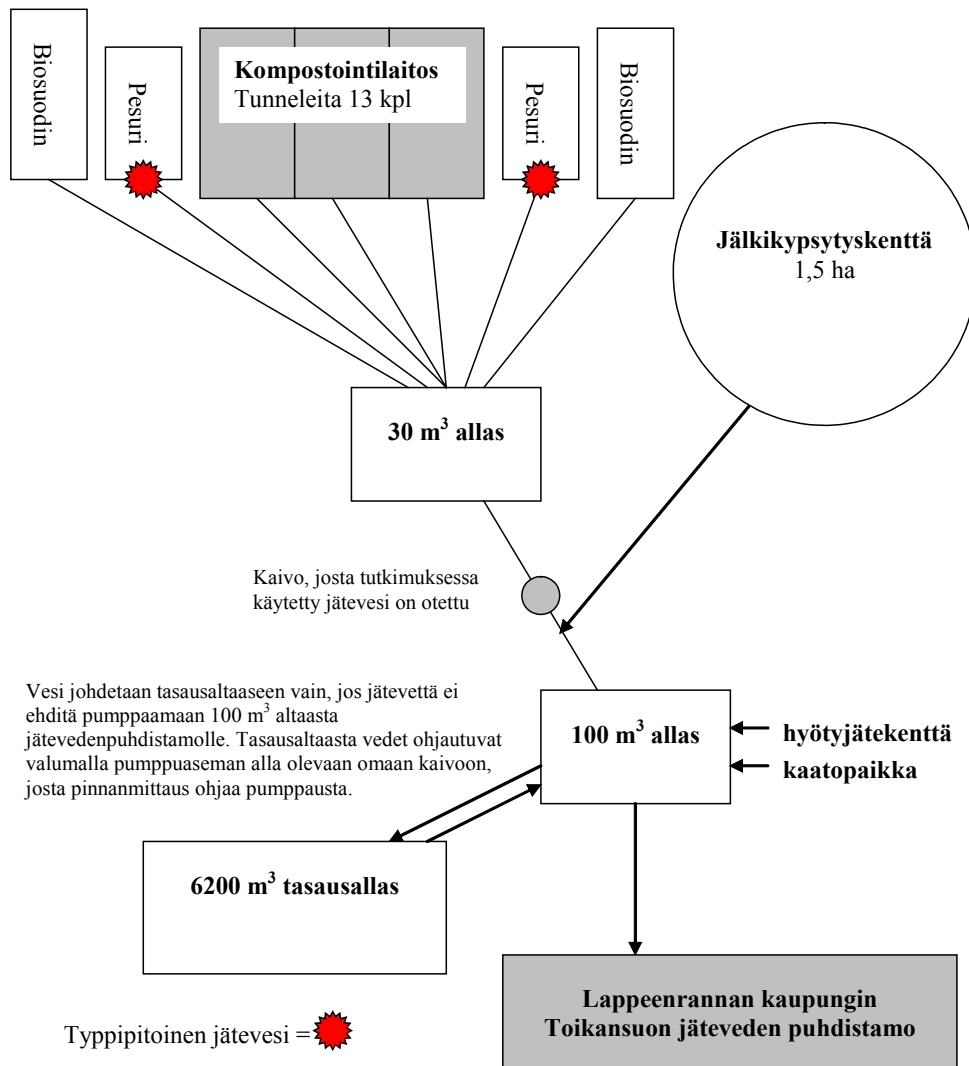
	ave ± std
pH, -	7,2 ± 0,2
TSS, mg/l	480 ± 130
N _{tot} , mg/l	240 ± 80
BOD ₇ , mg/l	1300 ± 300
COD _{Cr} , mg/l	2200 ± 230
P _{tot} , mg/l	10,8 ± 2,6

4.1.2 Kompostointilaitos

Kompostointikentän jätevedellä tehtyä tutkimusta jatkettiin suoraan biojätteen kompostointilaitoksen jätevedellä. Tutkimuksissa käytetty jätevesi oli Kukkuroinmäen kompostointilaitoksen jätevettä. Kompostointilaitos sijaitsee Joutsenossa ja se on otettu käyttöön 2001. Kompostointilaitos on panosperusteinen tunnelikompostointilaitos, jonka kapasiteetti on 34 500 tonnia vuodessa. Kompostointilaitoksella käsiteltävä jäte koostuu kotitalouksien biojätteestä, jätevedenpuhdistamon lietteestä, teurastamoiden suolijätteestä, eristevillojen hartsijätteestä sekä elintarviketeollisuuden biojätteestä. Biojätteen, puhdistamolietteen ja teollisuuden biojätteiden osuudet ovat viimeaikoina olleet seuraavat: 17000 ton/a puhdistamolietettä, 5000 ton/a biojätettä ja loput teollisuuden biojätettä. Kompostointi tapahtuu panosperusteisesti tunneleissa, joita on 13 kpl. Biojätteet ja teurastamon suolilanta käsitellään erillisissä panoksissa jäteveden puhdistamon lietteestä ja lihanjalostuksen lietteestä. Tunnelivaiheen kesto biojätteille on 21 vrk ja lietteille 14 vrk. Jätteisiin sekoitettava tukiaine on puuhaketta ja turvetta. Jälkikompostointi tapahtuu aumoissa viemäröidyllä kentällä. Jälkikompostointiaika lietteelle on 2-4 kuukautta ja biojätteelle 4-6 kuukautta. Kompostointilaitoksella vuosittain käsiteltävän jätteen määrä on noin 28 500 t/a. (Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n kotisivut) Kompostoinnissa syntyvät hajukaasut puhdistetaan happopesurilla ja biosuodattimella. Happopesurilla puhdistetaan jätevedestä syntyvä ammoniakki rikkihapon avulla ja biosuodattimella puhdistetaan jäljelle jäänyt ammoniakki sekä hajukaasut. Laitoksella syntyvät jätevedet kerätään tasausaltaaseen, josta ne johdetaan käsiteltäviksi kunnalliseen jäteveden puhdistamoon Lappeenrantaan. Tämä jätevesi sisältää myös jätteidenkäsittelyalueilla syntyvät valuma- ja suotovedet. Kuvissa 3 ja 4 on esitettyä kaaviokuva kompostointilaitoksesta ja sen jätevesien johtamisesta.



Kuva 3. Kukkuroimäen kompostointilaitos (Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n kotisivut).



Kuva 4. Kukkuroimäen jätekeskuksen alueen jätevesien keräys.

4.1.3 Kompostointilaitoksen jätevesi

Kunnalliselle jäteveden puhdistamolle johdettava jätevesi koostuu kompostointilaitoksen jätevesistä sekä jälkikypsytysskenttien ja jätteen loppusijoitusalueiden valumavesistä. Tässä hankkeessa tutkittava jätevesi oli kompostointilaitoksen jätevettä ilman jälkikypsytysskenttien ja jätteen loppusijoitusalueiden valumavesiä, joten se oli väkevämpää kuin kunnalliselle jäteveden puhdistamolle normaalisti johdettava jätevesi. Tutkittavaa jätevettä laimennettiin vedellä ja laimennussuhteet vaihtelivat 1:1 ja 1:5 välillä. Tutkittavan jäteveden esikäsittelynä oli laskeutus, koska syöttöaltaassa ei ollut erillistä sekoitusta. Syöttövesien keskiarvoja on esitetty myöhemmin (Taulukko 3). Lisäksi kaikki mitatut arvot sekä tulosten hajonnat, minimi- ja maksimit on esitetty liitteissä (Liite I).

Taulukko 3. Kompostointilaitoksen laimentamattoman jäteveden sekä syötettyjen jätevesien laatu.

	Laimentamaton n=12	MBR, laimennettu n=50	SBR, laimennettu n=44
pH, -	6.1	6.8	6.4
TSS, mg/l	840	240	200
N _{tot} , mg/l	2 940	960	1 800
BOD ₇ , mg/l	9 500	2 300	2 900
COD _{Cr} , mg/l	14 000	3 900	4 400
P _{tot} , mg/l	75	27	31

Kompostointilaitokselta syntyvän jäteveden virtaama vaihtelee suuresti, 0-1000 m³/vrk, keskiarvon ollessa 50-70 m³/vrk.

Kompostointilaitoksella on tutkittu kompostin polttoa energiaksi Simpeleen paperitehtaan voimalaitoksella. Tehtäessä kompostia polttoaineeksi kompostointiprosessi ei tarvitse kastelua, jolloin jäteveden määrä pienenee. Lisäksi kompostointiaika lyhenee 2 viikkoon. Kuivaus vaikuttaa myös muodostuvan jäteveden väriin, sillä maanparannukseen käytettävästä kompostista muodostuva jätevesi on lähes mustaa ja polttoon menevän kompostin jätevesi on paljon vaaleampaa. Käytetyistä jätevesistä otetut valokuvat on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 5). Tutkimusaikana polttoprosessiin valmistetun kompostin jätevesiä tuli kahdessa jätevesitoimituksessa; 17.11.2005 ja 13.10.2006. Näiden kahden veden perusteella on vaikea tehdä johtopäätöksiä, sillä vedet olivat keskenään hyvin erilaisia. Ensimmäisen veden laatu ei selvästi eronnut muista jätevesieristä, mutta jälkimmäinen jätevesierä oli selvästi väkevämpää kuin tutkittujen vesien keskiarvo.



Kuva 5. Normaalin kompostoinnin jätevettä vasemmalla ja polttoon menevän kompostin jätevettä oikealla.

Kompostointilaitokselta sekä koko jätteenkäsittelyalueelta syntyvien jätevesien laatuun vaikuttaa suurelta osin alueen sademäärä. Mikäli sademäärät ovat alhaisia, jätevesien pitoisuudet kasvavat. Kompostointilaitoksen hajukaasujen ammoniakipesurissa käytettävä pesuneste on rikkihappo, joten kompostointilaitoksen jätevesien sulfaattipitoisuus on korkea. Johdettaessa jätevesiä usean kilometrin päässä sijaitsevaan kunnalliseen jäteveden puhdistamoon jätevesien happipitoisuus laskee pelkistäen sulfaatin rikkivedyksi, joka aiheuttaa korroosiota pumppaamoilla sekä jätevesiputkistoissa. Lisäksi rikkivedyn aiheuttamat hajuhaitat ovat suuri ongelma erityisesti viemäreiden varressa asuville, etenkin pumppaamoiden läheisyydessä.

4.2 Laitteistot

4.2.1 MBR

4.2.1.1 Laitteiston esittely

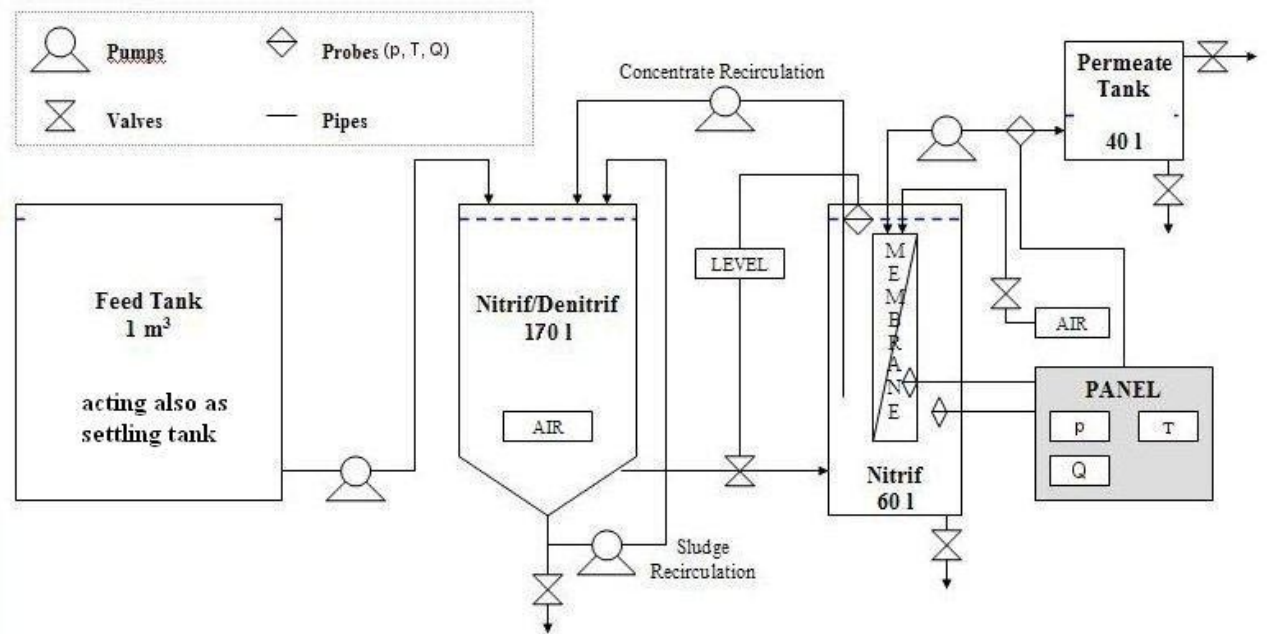
Tutkimukseen käytetty jätevesi MBR-yksikköön syötettiin erillisessä suojarakennuksessa olleesta 1 m³:n säiliöstä. Koska syöttösäiliössä ei ollut erillistä sekoitusta, toimi se samalla esiselkeyttimenä MBR-prosessille. Syöttöpumpun imutilan korkeus oli 8 cm säiliön pohjasta niin, että vähäinen pohjalle laskeutunut liete ei sekoittunut syöttöön. MBR-reaktori koostui kahdesta, putkella yhdistetystä säiliöstä, siis yhtyvistä astioista. Tällä järjestelyllä haluttiin varmistaa, että raaka jätevesi ei pääse välittömään kosketukseen kalvojen kanssa. Syöttö tapahtui 170 l esisäiliöön, johon oli mahdollista ajastuksilla (ilmastus, sekoitus/kierrätys) järjestää olosuhteet nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota varten. Esisäiliöstä liete siirtyi painovoimaisesti kalvosäiliön pinnan korkeuden ohjaaman, paineilmalla toimivan palloventtiilin läpi kalvosäiliöön. Kalvosäiliössä onttokuitukalvot olivat upotettuna lietteeseen. Kalvonipun alaosassa oli ilmastus ympärivuorokautisesti. Säiliöiden välillä oli lietteen kierrätys siten, että täyskierto tapahtui noin tunnissa. Tämä lietteen kierrätyslinja oli käytettävissä myös pelkästään kalvosäiliön lietteen kierrätyksenä/sekoituksena. Esiyksikössä sekoitus toteutettiin pääasiassa ilmastuksella, mutta denitrifikaation optimoinnin yhteydessä sekoitusta esiyksikön oman kierrätyspumpun avulla lisättiin.

Reaktorin esiyksikköön oli liitetty online-mittaristo, jolla mitattiin reaktorin pH:ta, happipitoisuutta ja lämpötilaa reaaliaikaisesti. Prosessin jaksotusten (ilmastus, kierätys/sekoitus) aiheuttamien, lietteen paikallisten homogeenisuusvaihteluiden takia yhdestä paikasta tapahtuneiden on-line pH mittauksen tulkinta ei ole ongelmaton. Tämän vuoksi käytettiin lisäksi laboratoriomittaria PHM 220 Lab pH Meter tarkistamaan pH päivittäin ennen ja jälkeen syötön.

Sekoituksen, ilmastuksen, jätevesisyöttöjen ja kalsiumkarbonaatin syötön ajastukset toteutettiin Grasslin Controls Corporationin Time and Energy Controls Digi 322 ajastimella.

ZeeWeed ultrasuodatuskalvot olivat tyyppiä ZW500 ja mallia ZW10. Kyseessä oli onttokuitukalvo, jonka nimellinen huokoskoko oli 0,04 µm ja materiaali PVDF. Kalvojen käyttöpaineen piti olla alle 0,25 bar, -lämpötilan alle 40°C ja pH:n 5-9. Tutkimuksessa normaali käyttölämpötila oli noin 25 °C ja pH noin 7. Kalvoja puhdistettaessa käytettiin korkeampaa lämpötilaa, 30-35°C sekä pH:ta 2 ja 10,5.

Suodatukseen tutkimuslaitteistossa käytettiin kaksisuuntaista pumppua, jonka tehoa pystyttiin säätämään ohjauspaneelissa olevasta potentiometrillä. Potentiometrin säädöillä pystyttiin vaikuttamaan siihen kuinka nopeasti pumpun moottori käy. Potentiometrin arvot vaihtelivat välillä 10-20 bar. Tämä vaikutti suoraan siihen mikä oli nesteen virtaama pumpun läpi. Pumppu oli kaksisuuntainen, koska kalvojen suodosta pumpattiin puhdistus- ja virtaamasäätötarkoituksessa takaisin reaktoriin suodossäiliöstä. Kalvojen tukkiintumisen estämiseksi ohjauspaneelista pystyttiin määrittelemään myös suodatuksen ja vastavirtapesun ajastukset. Yleisimmin käytettiin ajastuksia, joilla suodatuksen ja vastavirtapesun ajastusten suhde oli noin 3, eli suodatusta oli 10 tai 3 minuuttia ja vastavirtapesua 3 tai 1 minuuttia. MBR:n prosessikaavio on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 6).



Kuva 6. MBR-yksikön prosessikaavio.

4.2.1.2 Päivä / viikko -rutiini

Suurimman osan tutkimusajasta suodatus oli päällä koko vuorokauden. Tutkimuksen loppuvaiheessa, denitrifikaatiota optimoitaessa, siirryttiin jaksotettuun suodatukseen. Jäteveden syöttö eli pumppaus syöttösäiliöstä reaktoriin tehtiin lyhytaikaisena pumppauksena 1-3 kertaa päivässä. Keskeinen syy tähän oli suhteellisen pienen

vesimäärän pumppauksen toimintavarmuus. Syötöt oli ajastettu siten, että yksi syöttö tuli aina klo 12. Suurimman osan aikaa käytössä oli yksi syöttö vuorokaudessa. Denitrifikaation optimoinnin yhteydessä käytettiin käsisyöttöä, koska suodatusajat vaihtelivat.

pH:n säätämiseen/alkaliniteetin lisäykseen käytettiin tässä tutkimuksessa kalsiumkarbonaattia, jonka syöttö reaktoriin toteutettiin pumppaamalla sitä kerran vuorokaudessa kuuden tunnin ajan syötön yhteydessä. Denitrifikaation optimoinnin yhteydessä kalsiumkarbonaatin syöttö siirrettiin pois syötön yhteydestä, jotta alkaliniteettia lisäävän kemikaalin syöttö ei häiritsisi denitrifikaation omaa alkaliniteetin tuottoa.

Denitrifikaation optimoinnin yhteydessä tarvittiin myös ulkoinen hiilenlähde. Tässä tutkimuksessa käytettiin etanolia.

Kaksi kertaa viikossa otettiin näytteet lietteestä ja suodoksesta analysointia varten, sekä kerran viikossa pohjalietenäyte, joka oli samalla prosessista poistettu liete.

4.2.1.3 Kalvojen puhdistaminen

Kalvojen puhdistuksessa käytettiin sitruunahappoa (5g/l) ja natriumhypokloriittia siten, että ensin oli vastavirtapesu sitruunahapolla ja sitten suodatuspesu sitruunahapolla. Pesuliuoksen pH säädettiin arvoon 2 käyttämällä suolahappoa. Näiden pesujen jälkeen kalvot huuhdeltiin vedellä ja jätettiin yön ajaksi likoamaan natriumhypokloriittiliuokseen (500 mg/l). Tämän jälkeen tehtiin vielä vastavirtapesu natriumhypokloriittiliuoksella, jonka jälkeen kalvot huuhdeltiin huolellisesti puhtaalla vedellä. Ennen kemikaalien vaihtoa ja lietteen palautusta kalvosäiliöön, tarkistettiin huuhtelussa käytetyn veden pH, jotta voitiin varmistua kemikaalien poistumisesta säiliöstä. Kalvojen puhdistus tehtiin normaalia suodatuslämpötilaa (25 °C) korkeammassa lämpötilassa, 30-35 °C.

4.2.2 SBR

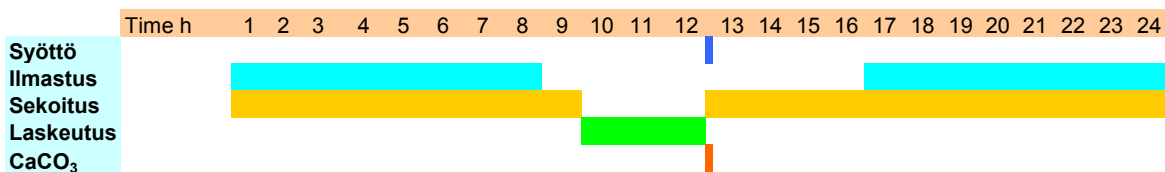
4.2.2.1 Laitteiston esittely

SBR-yksikkö oli laboratoriomittakaavan panoksittain toimiva aktiivilieteprosessi, jonka toiminnallinen tilavuus oli 2 l. Ilmastusta ja sekoitusta lukuun ottamatta kaikki toiminnot suoritettiin käsivaraisesti. Ilmastus tapahtui laboratorion paineilmaverkosta. Sekoitus tapahtui magneettisekoittajalla. Ilmastuksen loppuessa mitattiin reaktorista happipitoisuus ja lämpötila käyttämällä Ysi Model 57 Oxygen Meter- mittaria. pH mitattiin reaktorista aamulla operointien alkaessa ja syötön yhteydessä. pH:n mittaukseen käytettiin PHM 220 Lab pH Meter-mittaria.

4.2.2.2 Päivä / viikko –rutiini

Ajastus aktiivilieteyksikössä toteutettiin kuvan 7 mukaisesti. Kuten MBR:ssä myös SBR:ssä oli tarkoituksena, että reaktorista poistetaan puhdistettua vettä saman verran kuin jätevedtä menee sisään. Reaktorin koosta johtuen piti kuitenkin syötön ja poiston määrän vaihtelulla korvata myös reaktorissa tapahtunut haihtuma, koska muuten tilavuus olisi pienentynyt jatkuvasti. Kirkasteen poisto tehtiin kerran päivässä laskeutusjakson jälkeen siten, että reaktoriastiasta kaadettiin kirkaste mittalasiin käsin. Syöttö lisättiin kirkasteen poiston jälkeen, minkä jälkeen mitattiin heti pH. pH:n mittauksen jälkeen lisättiin pH:n säätämiseen käytetty kalsiumkarbonaatti.

Kaksi kertaa viikossa reaktorista otettiin liete- ja kirkastenäytteet sekä kerran viikossa pohjalietenäyte, jolla oli tarkoitus painottaa ylijäämalietteen poistoa epäorgaaniseen lietteeseen.



Kuva 7. SBR-yksikön toimintojen ajastukset.

4.2.3 NF- ja RO- suodattimet

Nanosuodatus- ja käänteisosmoosikokeet tehtiin konsentroimalla jätevesiä laboratoriotriokokeilla tasomoduuli-suodattimella, DSS Labstak M20®. Cross-flow -virtaus oli noin 1 m/s ja kalvojen suodatusala oli 0,036 m². Nanosuodatuksissa käytetty suodatuspaine oli 11-14 bar suodatettaessa käsittelemätöntä jätevettä ja 11 bar suodatettaessa MBR käsittelyn jälkeistä jätevettä. Käänteisosmoosissa vastaavat paineet olivat 17-32 bar suodatettaessa käsittelemätöntä jätevettä ja 24-29 bar suodatettaessa MBR käsittelyn jälkeistä jätevettä. Suodatuslämpötila oli 20 ± 2 °C. Seuraavassa tietoja käytetyistä NF ja RO kalvoista (Taulukko 4).

Taulukko 4. Nanosuodatus- ja käänteisosmoosikokeissa käytetyt kalvot.

Kalvo	Kalvotyyppi	Valmistaja	Materiaali	PWF dm ³ /(m ² h bar)	Lämpötila max °C	pH-alue
NF270	NF	Dow	polypiperatsiini	11,5	45	3-10
ESPA3	low pressure RO	Hydranautics	PA	10,4	45	2-11

4.3 Analyysit

4.3.1 Kemialliset analyysit

Tutkimuksessa käytettiin veden puhdistumisen ja reaktorien tilan seurantaan kemiallisia analyysijä jotka on taulukoitu liitteessä II. Taulukossa on esitettyä analysoidut parametrit ja niiden yksiköt, standardit, joihin analyysit perustuvat sekä analyysien mittausepävarmuudet. Analyysit tehtiin Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa, raskasmetallianalyysit Suomen ympäristökeskuksen laboratoriossa Helsingissä.

4.4 Laskukaavat

Eri aineiden (esim. NH₄-N, BOD, P) vähenemät on laskettu seuraavan kaavan mukaan:

$$R = 1 - \frac{C_p}{C_f} \quad (4)$$

R vähenemä, %
 C_p suodoksen/kirkasteen pitoisuus, mg/l
 C_f syötön pitoisuus, mg/l

Alkaliniteetilla tarkoitetaan veden kykyä neutraloida happoja. Alkaliniteetin muodostavat bikarbonaatit, karbonaatit ja hydroksidit. Vesistön happamoituminen näkyy ensin alkaliniteetin laskuna ja vasta sen jälkeen pH-arvoissa. Liian matala alkaliniteetin pitoisuus eli alle 0,6 mmol/l johtaa metallisten materiaalien syöpymiseen (Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys ja Suomen Kuntaliitto 2001). Nitrifikaatiossa syntyvä hydroksyyli-ioni neutralisoituu bikarbonaatin avulla hiilidioksidiksi. Tämän reaktion seurauksena veden alkaliniteetti laskee ja hiilidioksidipitoisuus kasvaa, mistä seuraa pH:n lasku. Mikäli jäteveden alkaliniteetti on alhainen, pH:n muutos voi olla nopea. Toisaalta alhainen pH hidastaa nitrifikaatiota. Nitrifikaatioon tarvittava määrä alkaliniteettia on 0,14 mol 1 g NH₄-N kohti. Täydellisen denitrifikaation tapahtuessa 0,07 mol vapautuu takaisin prosessiin, joten "ulkoisesti" tarvittava alkaliniteetti biologiselle typen poistolle on puolet edellä lasketusta määrästä. CaCO₃ moolimassa on 100 g/mol.



Tarvittavan alkaliniteetin laskeminen.

$$Alk_{addition} = \frac{[NH_4N]_{in} Q_n Alk_{needed} - [NH_4N]_{in} Q_n Alk_{in}}{2} \quad (6)$$

Alk _{addition}	vuorokaudessa lisättävän alkaliniteetin määrä, (mmol/l) / (mg NH ₄ -N)
NH ₄ -N _{in}	NH ₄ -N pitoisuus syöttövedessä, mg/l
Q _{in}	virtaama, l/vrk
Alk _{needed}	tarvittavan alkaliniteetin määrä, mmol/l
Alk _{in}	alkaliniteetin määrä syötössä, mmol/l

$$CaCO_3 = Alk_{addition} * 100 \frac{g}{mol} \quad (7)$$

Lietekuormituksen sekä ammoniumtyppikuormituksen laskemiseen käytettiin seuraavia yhtälöitä.

$$BOD_7 - Kuormitus = \frac{[BOD_7]_{in} Q_n}{MLVSS_{reactor} V_{reactor}} \quad (8)$$

BOD _{7 in}	BOD ₇ pitoisuus syöttövedessä, mg/l
MLVSS _{reactor}	lietteen orgaaninen kiintoaine, mg/l
V _{reactor}	reaktorin tilavuus, l

$$NH_4 - N - Kuormitus = \frac{[NH_4N]_{in} Q_n}{MLVSS_{reactor} V_{reactor}} \quad (9)$$

Jäteveden viipymä reaktorissa laskettiin seuraavan yhtälön mukaan.

$$HRT = \frac{V_{reactor}}{Q_n} \quad (10)$$

HRT viipymä, vrk

Lieteikä laskettiin seuraavan yhtälön mukaan.

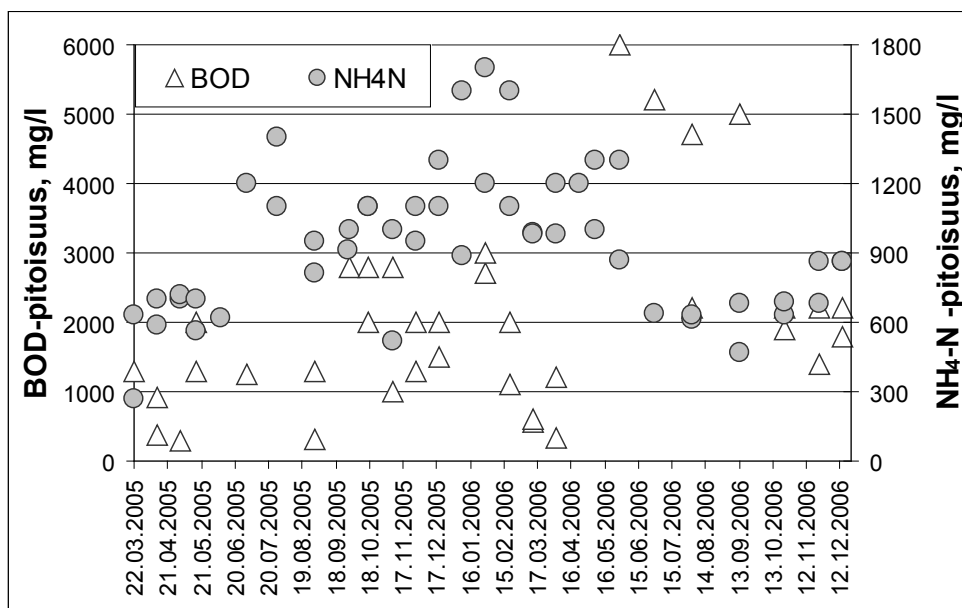
$$SRT = \frac{[TSS]_{reactor} V_{reactor}}{[TSS]_{effluent} (Q_{effluent})_{out} + [TSS]_{reactor} (Q_{sludge})_{out} + [TSS]_{bottomsludge} (Q_{bottomsludge})_{out}} \quad (11)$$

$TSS_{reactor}$	lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus, mg/l
$TSS_{effluent}$	suodoksen kokonaiskiintoainepitoisuus, mg/l
$Q_{effluent}$	poistettavan suodoksen määrä, l/vrk
Q_{sludge}	poistettavan lietteen määrä, l/vrk
$TSS_{bottom sludge}$	pohjalietteen kokonaiskiintoainepitoisuus, mg/l
$Q_{bottom sludge}$	poistettavan pohjalietteen määrä, l/vrk

5 Tulokset

5.1 MBR

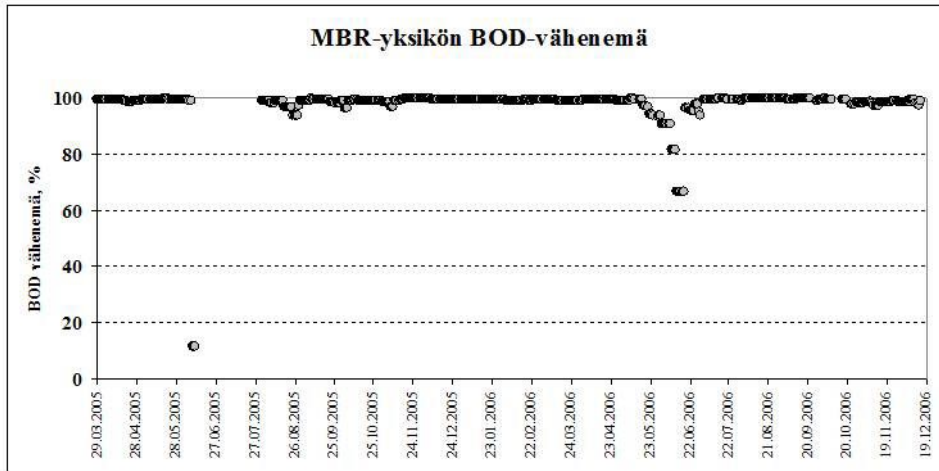
Syötettävän jäteveden BOD- ja $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti tutkimuksen aikana. Tutkimuksessa käytettiin laimennettua jätevettä ja jätevesi laimennettiin suhteessa 1:1-1:5. Laimennetun jäteveden BOD- ja $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 8).



Kuva 8. Kompostointilaitoksen laimennetun jäteveden BOD- ja $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet tutkimusjakson aikana MBR-yksikön syötössä.

5.1.1 Organisen aineksen poisto

BOD₇ -vähenemä oli koko tutkimuksen ajan noin 99 % (Kuva 9) lietekuormituksen vaihdellessa välillä 0,03-0,13 kgBOD₇/(kgMLVSS*d). Ainoastaan muutaman kerran vähenemä huononi selvästi. BOD₇ -vähenemän huononemisen aiheutti erittäin toksinen vesi (8.5.2006), joka mm. inaktivoi koko nitrifikaatioprosessin. Nitrifikaatio lähti toimimaan jälleen heinäkuun alussa 2006, jolloin myös BOD₇ -vähenemä nousi jälleen 99 %:n tasolle.



Kuva 9. BOD₇ -vähennemä MBR-yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

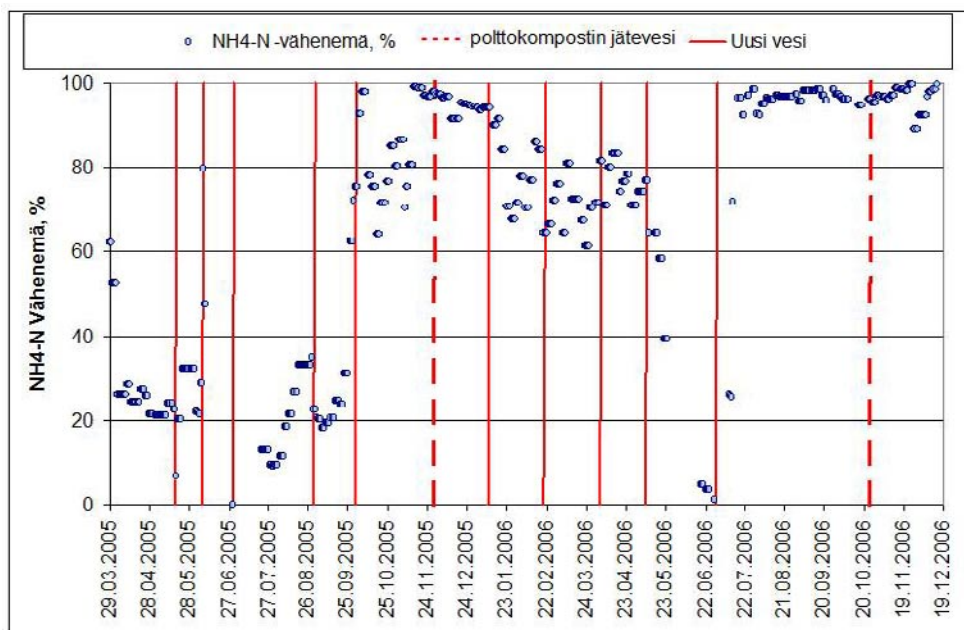
5.1.2 NH₄-N:n poisto

Prosessin toiminta voidaan jakaa eri aikajaksoihin nitrifikaation tai denitrifikaation onnistumisen perusteella (Taulukko 5). Koko tutkimuskausi alkoi lähes täydellisesti nitrifioineen kenttäkompostoinnin jäteveden käsittelyn jatkeeksi. Prosessin nitrifikaatio laski nopeasti noin 20 %:in.

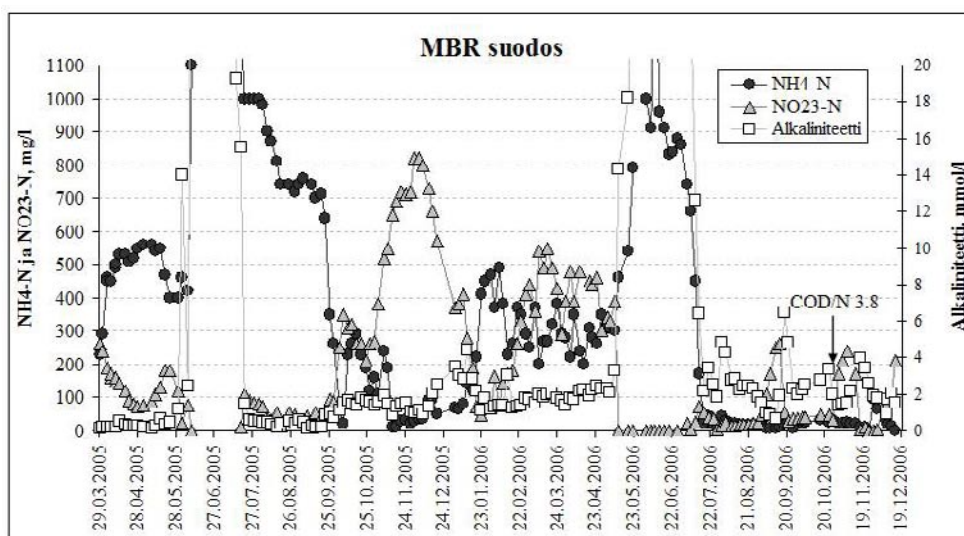
Taulukko 5. Prosessin toiminta eri aikajaksoina.

AIKAJAKSO	TAPAHTUMA PROSESSISSA	SYY
29.3.-10.6.2005	nitrifikaatio ja denitrifikaatio toimivat heikosti, NH ₄ -N -vähennemä noin 25%	alhainen alkaliniteetti, ei CaCO ₃ -lisäystä
11.6.-30.6.2005	ei nitrifikaatiota eikä denitrifikaatiota, maitojauheen syöttö (lietteen kasvatus)	syöttöveden vaihto 7.6.2005 ja laiterikko -> liete-pumppu ei käytössä 9.6-28.6 -> inaktivoituminen
1.7.-20.9.2005	nitrifikaatio heikko, ei denitrifikaatiota, NH ₄ -N -vähennemä 20-30%	veden vaihto ja maidon lisäys-> nitrifikaatio lähti toimimaan, ei CaCO ₃ -lisäystä
21.9.-13.11.2005	nitrifikaatio toimi hyvin, heikkoa denitrifikaatiota, NH ₄ -N -vähennemä 75-85%	CaCO ₃ syöttö aloitettu 20.9.2005
13.11.2005.-11.1.2006	nitrifikaatio erinomainen, denitrifikaatio kohtuullinen, NH ₄ -N -vähennemä 95-99%, 8.12 denitrifikaatio käyntiin hyvin	13.11. vanha vesi, josta uusi syöttöannos
12.1.-8.5.2006	nitrifikaatio toimi hyvin, heikkoa denitrifikaatiota, NH ₄ -N -vähennemä 60-85%	CaCO ₃ -lisäys alhainen, alhainen C/N suhde
9.5.-12.7.2006	ei nitrifikaatiota eikä denitrifikaatiota	toksinen vesi suurella kuormituksella 8.5.2006
13.7.-14.12.2006	nitrifikaatio ja denitrifikaatio toimivat hyvin, NH ₄ -N -vähennemä 95-99%	CaCO ₃ -lisäys, alhainen kuormitus, korkea C/N suhde

Seuraavissa kuvissa on esitetty sekä NH₄-N -vähennemä että NH₄-N ja NO₂₃-N pitoisuudet (Kuva 10, Kuva 11) MBR-prosessista lähtevässä vedessä koko tutkimusjakson ajalta. Kuvassa 11 on myös suodoksen nitrifikaation sekä denitrifikaation onnistuminen sekä jäännösalkaliniteetin vaikutus tähän. NH₄-N -vähennemän yhteyteen on merkitty lisäksi uuden jätevesiannoksen aloittaminen.



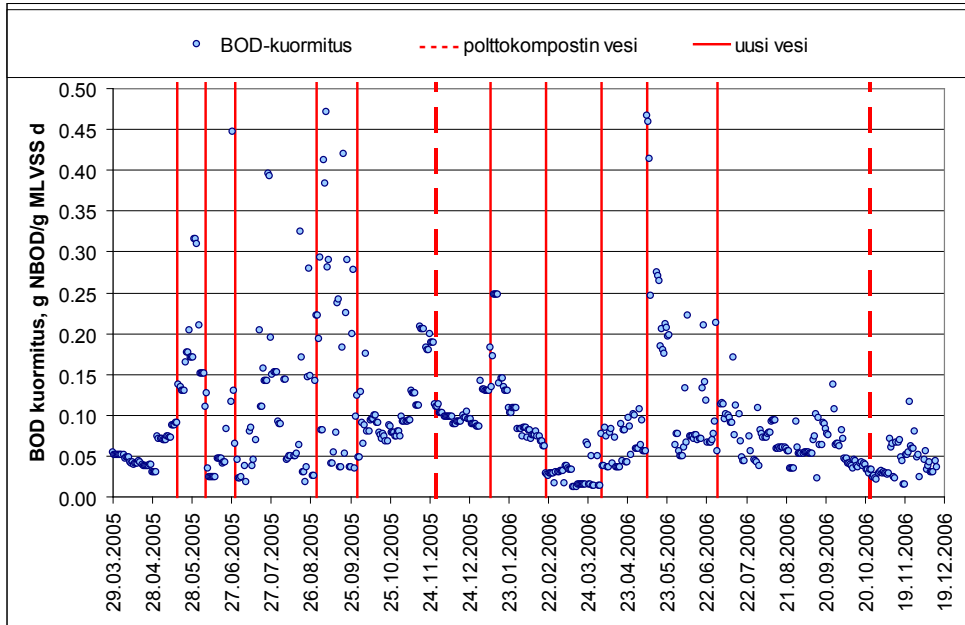
Kuva 10. MBR-yksikön $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähennelmä sekä biojätteen kompostointilaitoksen jätevesiannoksen vaihtumisajankohdat. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedet on merkitty katkoviivoilla.



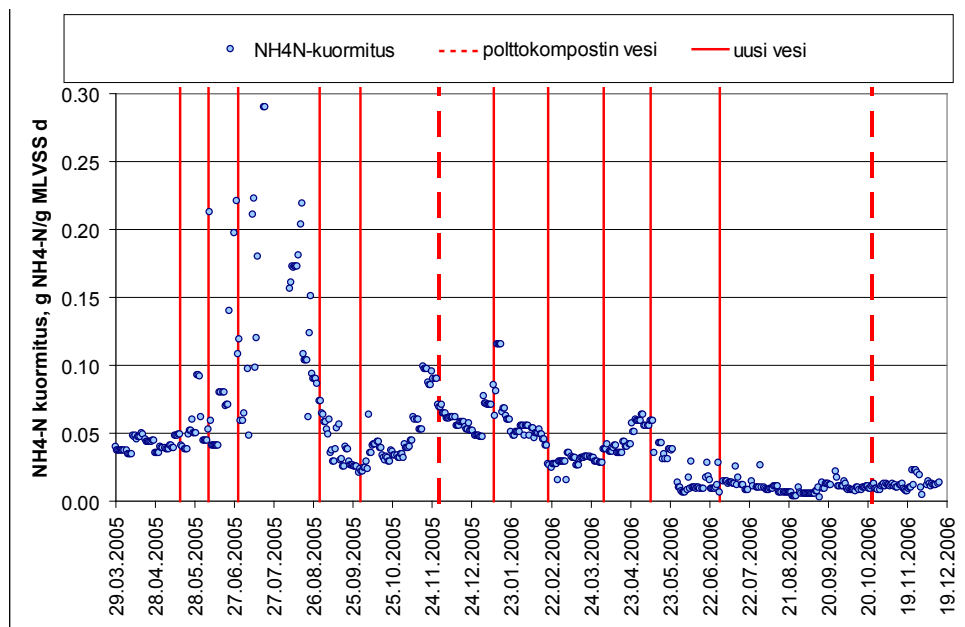
Kuva 11. MBR-yksikössä käsitellyn biojätteen kompostointilaitoksen jäteveden $\text{NH}_4\text{-N}$ ja $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuudet sekä jäännösalkaliniteetti koko tutkimusjakson ajalta.

Käsiteltävän jäteveden laadun muutokset näkyvät selvästi nitrifikaation ja denitrifikaation toiminnan muutoksina. Heinäkuussa 2006 tuli uusi jätevesiannos, jonka COD/N -suhde oli 10 ja biologinen toiminta lähti jälleen käyntiin, joten myös denitrifikaatiolle oli hyvät edellytykset. Tutkittavan jäteveden COD/N -suhde vaihteli paljon kompostointilaitokselta toimitetuissa jätevesiannoksissa, ollen välillä 1,8-10,6. Tutkimuksen loppuvaiheessa (23.10.2006) toimitetun toksisen jätevesiannoksen COD/N suhde oli selvästi alhaisempi (3,8) kuin edellisen jätevesiannoksen, jossa suhde oli 10. Ilmeisesti tuolloin denitrifikaation häiriintyminen ja selvästi noussut nitraatin pitoisuus on johtunut riittämättömästä hiilen määrästä jätevedessä. Lisäksi toksinen jätevesi aiheutti inhibiitiota nitrifikaatioprosessiin. Tutkimuksen aikana kuormitus saattoi kaksinkertaistua syöttöveden vaihtuessa (Kuva 12, Kuva 13). Tällaiset äkilliset muutokset ovat vahingollisia erityisesti bioprosesseille, joten kuormitusta tulisi kyetä

tasaamaan. Näiden tutkimusten perusteella polttoon menneen kompostin jätevesi ei eronnut selvästi muista tutkituista jätevesistä biologisessa prosessissa. Tosin näitä polttoon menneen kompostin jätevesiannoksia oli ainoastaan kaksi kappaletta, joten näiden tulosten perusteella voidaan tehdä vain alustavia johtopäätöksiä kompostointitavan muutoksien vaikutuksista jäteveden puhdistettavuuteen.

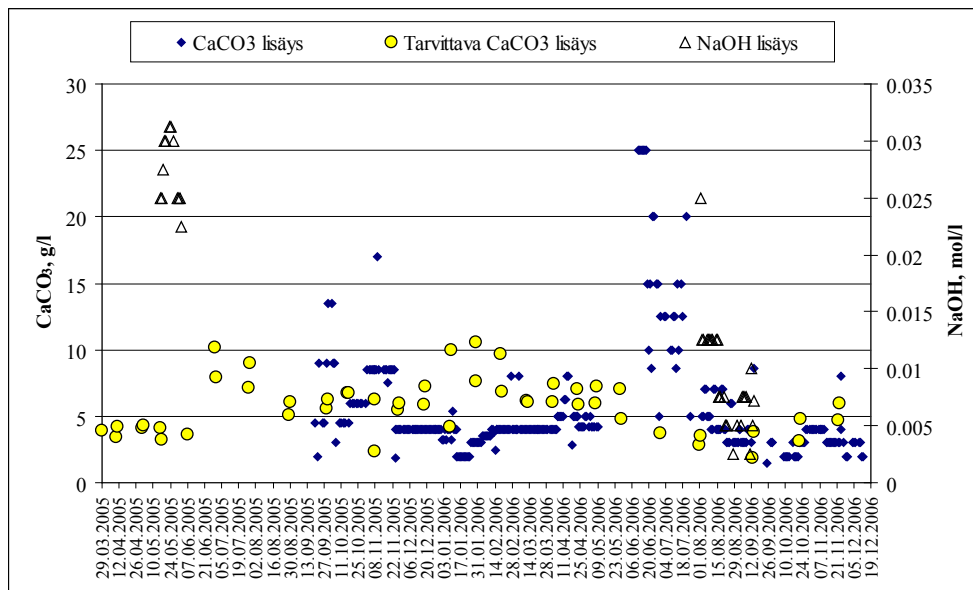


Kuva 12. Helposti hajoavan orgaanisen aineen (BOD₅) kuormitus biolieteyksikköä kohti päivässä MBR-prosessissa koko tutkimusjaksolla sekä uusien jätevesiannosten syötön aloittamisajankohdat biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

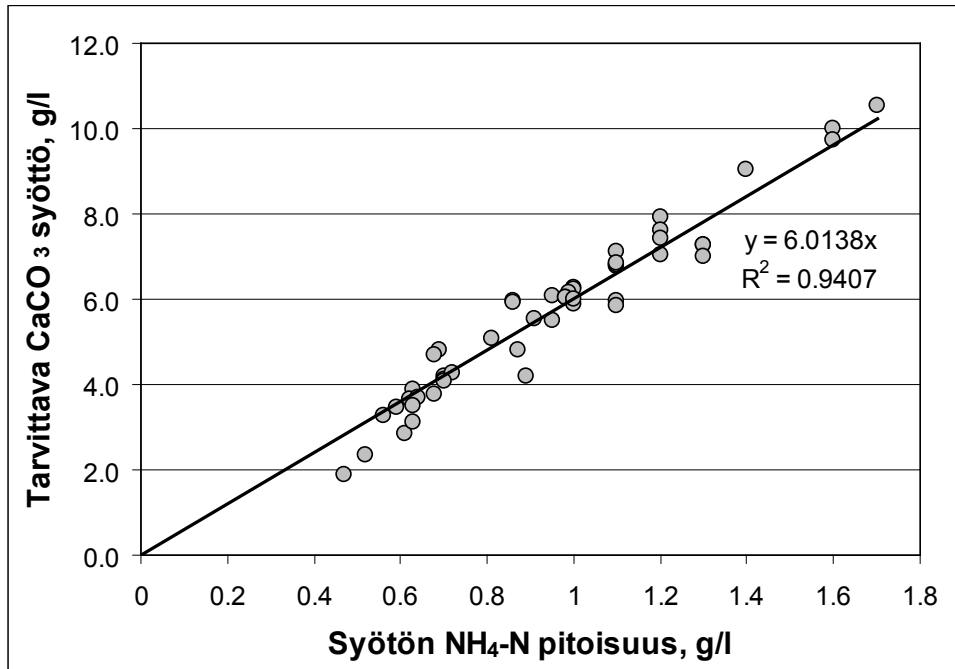


Kuva 13. MBR-prosessin NH₄-N –kuormitus biolieteyksikköä kohti päivässä koko tutkimusjaksolla sekä uusien jätevesiannosten syötön aloittamisajankohdat biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

Jos syötön alkaliniteetti on alhaisempi kuin mitä nitrifikaatioprosessi tarvitsee, aiheuttaa se prosessin pH:n laskemisen aerobisissa reaktoreissa alle kuuden (Carrera, 2004). Tämän vuoksi prosessiin aloitettiin kemikaalin lisääminen alkaliniteetin nostamiseksi. Ensin NaOH lisäystä testattiin 17.5.-2.6.2005 välisenä aikana. NaOH-lisäys prosessiin todettiin riittämättömäksi, sillä NaOH:n vaikutus oli lyhytaikaista, vain muutaman tunnin. Lisäksi NaOH:n lisäys ei ole kannattavaa, sillä vain 10 % hydrokssyli-ioneista vapautuu tarvittavaan muotoon, eli NaOH:ta on lisättävä prosessiin kymmenkertainen määrä CaCO_3 :in verrattuna (Edward and Gillette, 2008). CaCO_3 :n vaikutus on pitempiaikaista ja sen lisäys aloitettiin 20.9.2005. Lisätyn NaOH:n ja CaCO_3 :n määrät näkyvät kuvassa 14. Samassa kuvassa on myös täydellistä nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota varten tarvittavan CaCO_3 -lisäyksen määrä. Hankkeessa ei ollut mahdollista rakentaa korkeatasoista, esim. pH:n mittaukseen perustuvaa kemikaalien syöttöjärjestelmää. Alkaliniteetin säätökemikaalien syöttömäärä perustui manuaalisesti mitattuihin pH:n arvoihin sekä laskennalliseen alkaliniteetin lisäämistarpeeseen. Nitrifikaatio kuluttaa alkaliniteettia 0,14 mol hapetettavaa ammoniumtyppigrammaa kohti. Osa nitrifikaatiossa menetetyistä alkaliniteetista saadaan takaisin denitrifikaation yhteydessä. Yhtä pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohti muodostuu 0,07 mol alkaliniteettia. Kompostointilaitoksen jätevedelle tarvittavan CaCO_3 :in syötön määrä riittävän alkaliniteetin saavuttamiseksi oli 6 g CaCO_3 / (1 g $\text{NH}_4\text{-N}$). (Kuva 15)

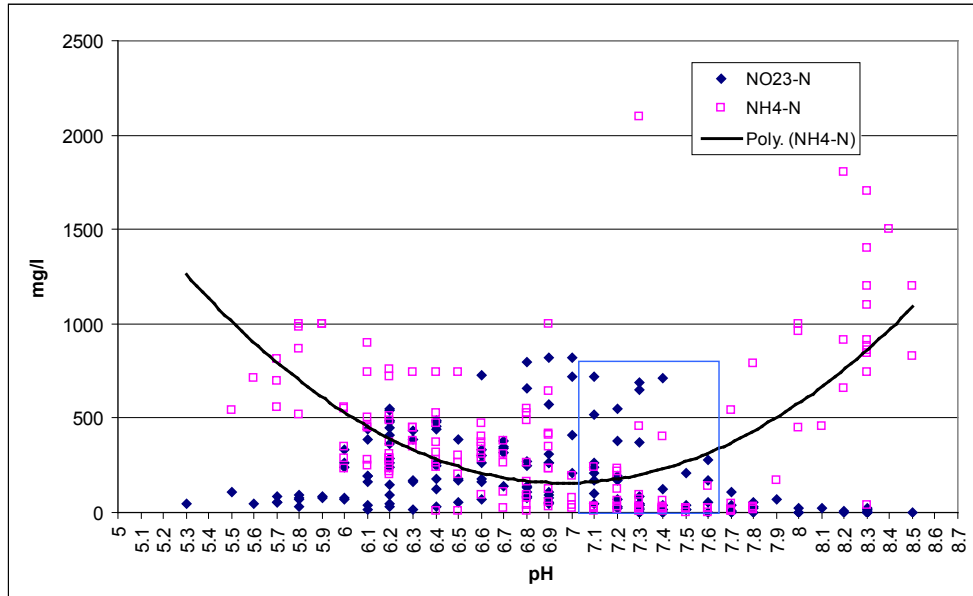


Kuva 14. Täydelliseen nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon tarvittavan sekä prosessiin lisätyn CaCO_3 :n ja NaOH:n lisäys MBR-prosessiin biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

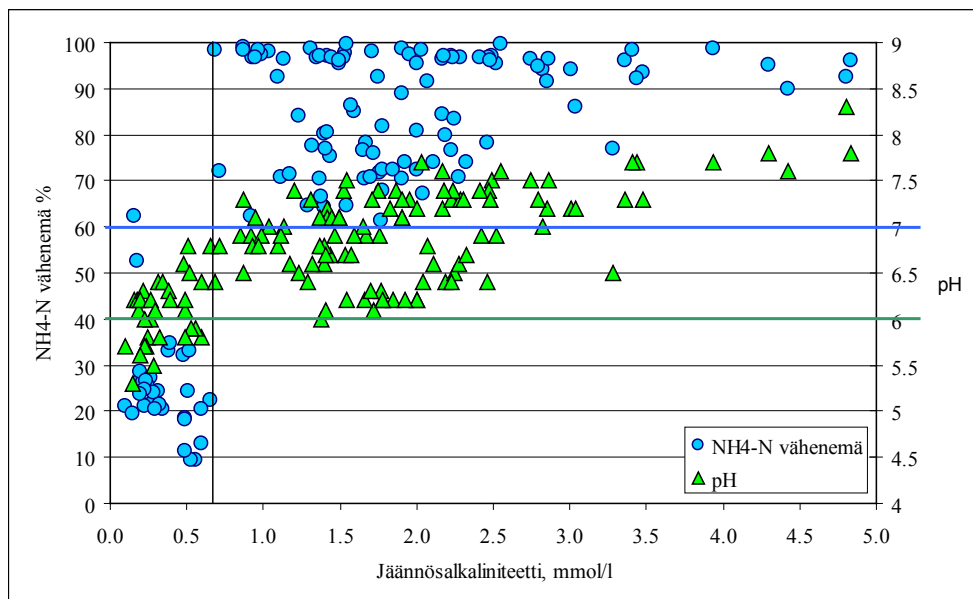


Kuva 15. Syötön NH₄-N-pitoisuuden ja tarvittavan CaCO₃:in syötön määrä riittävän alkaliniteetin saavuttamiseksi nitrifikaatioprosessissa.

Parhaisiin NH₄-N-vähenemiin päästiin pH-alueella 7-7,9. Tällöin alhaisimmat NH₄-N lähtevät pitoisuudet olivat alle 200 mg/l, muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta (Kuva 16). Suodoksesta mitatun jäännösalkaliniteetin avulla pystytään seuraamaan nitrifikaatioprosessin toimintaa ja toimivalle nitrifikaatiolle jäännösalkaliniteetin tulisi olla 0,6-0,7 mmol/l. Jäännösalkaliniteettiä pystytään arvioimaan mittaamalla pH:ta ja mikäli pH laskee alle kuuden, on jäännösalkaliniteetti alle 0,6 mmol/l ja nitrifikaatiota varten ei ole enää tarpeeksi alkaliniteettiä (Kuva 17).

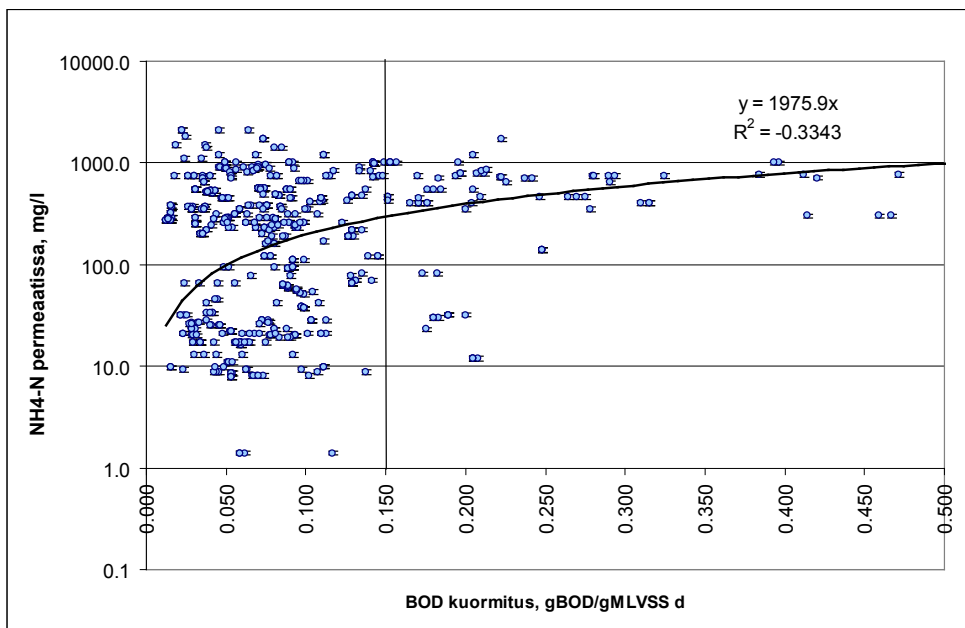


Kuva 16. Suodoksen ammoniumtyppi- ja nitraattipitoisuudet MBR-prosessissa biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

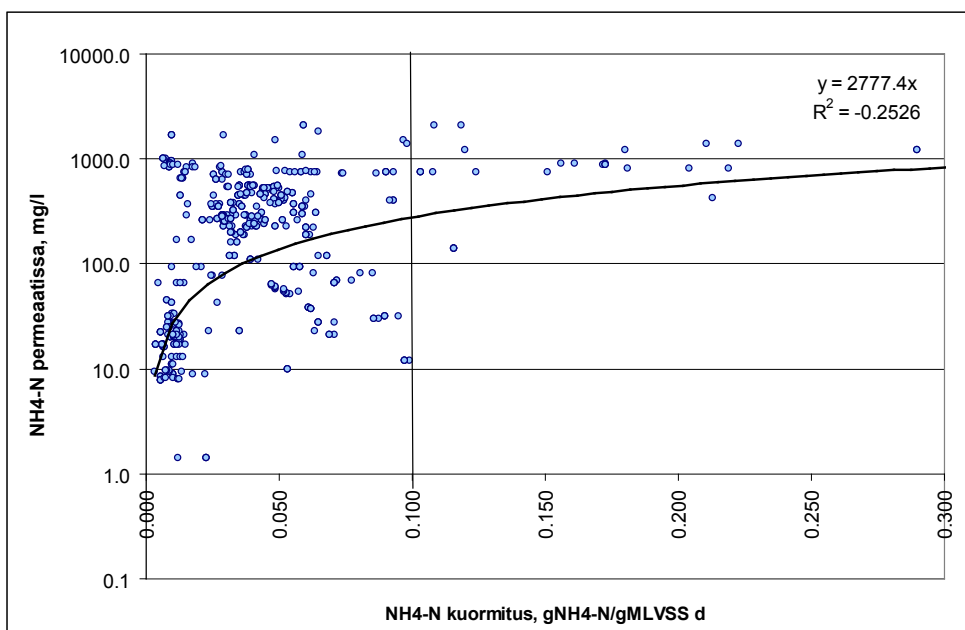


Kuva 17. Ammoniumtyypin vähenemä sekä pH eri jäännösalkaliniteetin arvoilla MBR-prosessissa biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

BOD-kuormitus vaihteli suuresti tutkimusjakson aikana (0,013-0,472 g BOD/g MLVSS d) ja sillä oli selvä vaikutus nitrifikaation toimintaan. Parhaimpiin tuloksiin päästiin orgaanisen kuormituksen ollessa alle 0,14 gBOD/gMLVSS d ja ammoniumtyypin kuormituksen alle 0,1 g NH₄-N/gMLVSS d. Kuormitusten noustessa näiden arvojen yli, ei ollut enää mahdollista saavuttaa alle 100 mg/l NH₄-N -pitoisuutta suodoksessa (Kuva 18, Kuva 19). Näin korkeilla kuormituksilla ei kannata prosessia ajaa, etenkin tällaisella väkevällä toksisella vedellä, jolloin biologinen prosessi voi saada shokin ja koko prosessi voi inaktivoitua. Käytetyn laitteen valmistajakaan ei suosita prosessille yli 0,06 g BOD/g MLVSS d orgaanista kuormitusta.



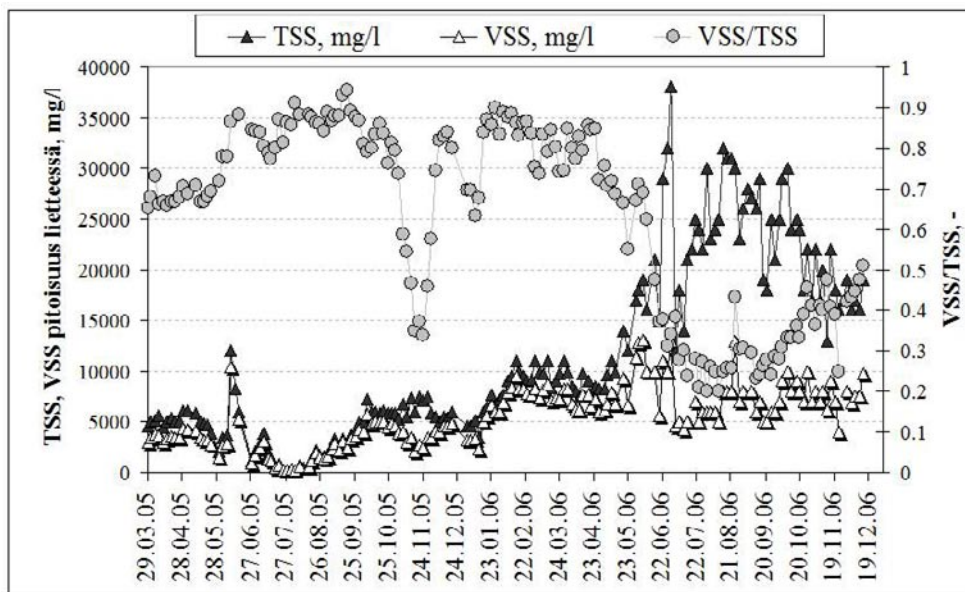
Kuva 18. Suodoksen $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden riippuvuus BOD-kuormituksesta MBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jäteväettä käsiteltäessä.



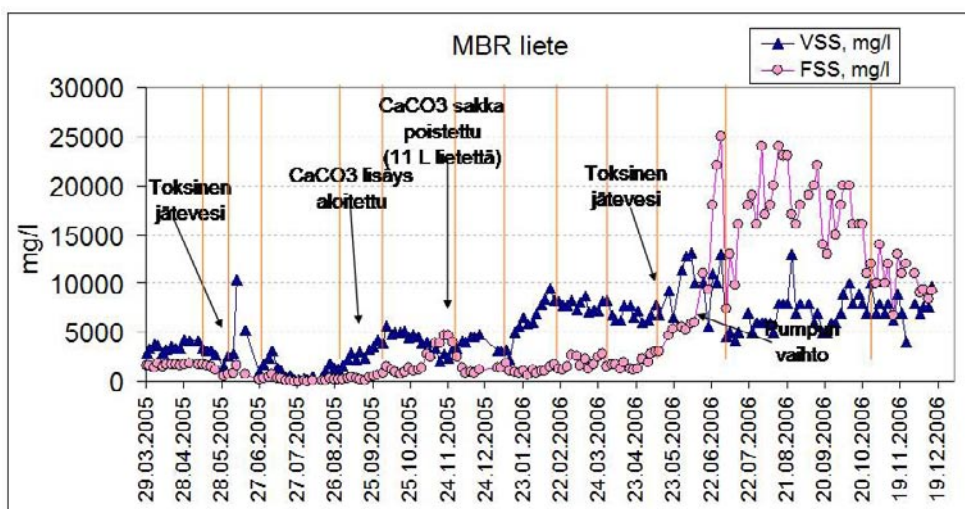
Kuva 19. Suodoksen $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden riippuvuus $\text{NH}_4\text{-N}$ kuormituksesta MBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jäteväettä käsiteltäessä.

Lietteessä olevan kiintoaineen määrä vaihteli tutkimuksen aikana paljon (MLVSS 240-38000 mg/l, MLVSS 210-13000 g/l) (Kuva 20). CaCO_3 , epäorgaanisen, alkaliniteetin nostoon lisätyn kemikaalin lisäys luonnollisesti pienensi VSS/TSS suhdetta, etenkin aikoina, jolloin CaCO_3 :n syöttö oli selvästi suurempi kuin sen tarve (kesä 2006). VSS/TSS suhde pysyi välillä 0,8-0,9 kun pohjalietettä poistettiin säännöllisesti noin 1.5 L eli kerran viikossa. VSS/TSS suhde laski arvosta 0,7 arvoon 0,3 kesäkuun 2006 aikana, jolloin MLVSS vaihteli 5000 ja 10000 mg/l välillä. MLVSS nousi arvosta 5000 arvoon 25000 mg/l, eli prosessiin kertyi epäorgaanista ainetta; käyttämätöntä CaCO_3 :ia. Li et.al. (2006) on saanut vastaavia tuloksia. Myös syksyllä 2005 VSS/TSS suhde oli

laskeutunut arvoon 0,4, mutta tällöin suhde saatiin palaamaan takaisin arvoon 0,8-0,9 poistamalla 11 l pohjalietettä prosessista. CaCO_3 oli tällöin laskeutuneena prosessisäiliön pohjalle, joten se oli helposti poistettavissa. Yhtenä todennäköisenä syynä epäorgaanisen aineen lisääntymiseen prosessissa kesäkuussa 2006 oli lietepumpun vaihto kesällä 2006, jolloin prosessisäiliön pohjalla ollut pohjasakka lähti liikkeelle prosessiin lisäten lietteen epäorgaanisen aineen määrää (Kuva 20, Kuva 21). Lisäksi keväällä 2006 uusi kompostointilaitokselta saapunut jätevesierä oli toksista ja se aiheutti MBR-prosessin inaktivoitumisen. Analyysiviiveistä johtuen CaCO_3 :n lisäämistä jatkettiin. Nitrifikaation tyrehtyttyä CaCO_3 kulutus loppui ja epäorgaanisen aineen kertyi prosessiin.



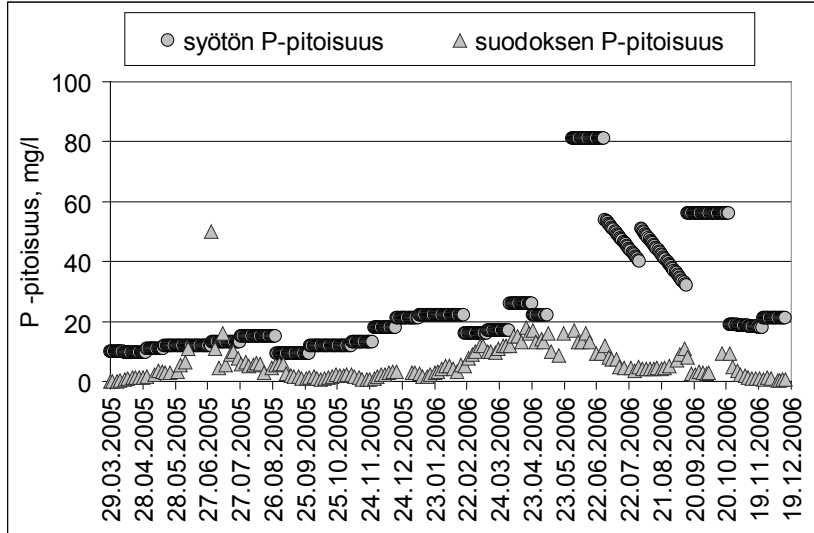
Kuva 20. MLVSS ja MLTSS pitoisuudet ja niiden suhde MBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.



Kuva 21. MLVSS ja MLFSS pitoisuudet MBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä. Uudet jätevesisyötöt on merkitty pystyviivoilla.

5.1.3 Fosforin poisto

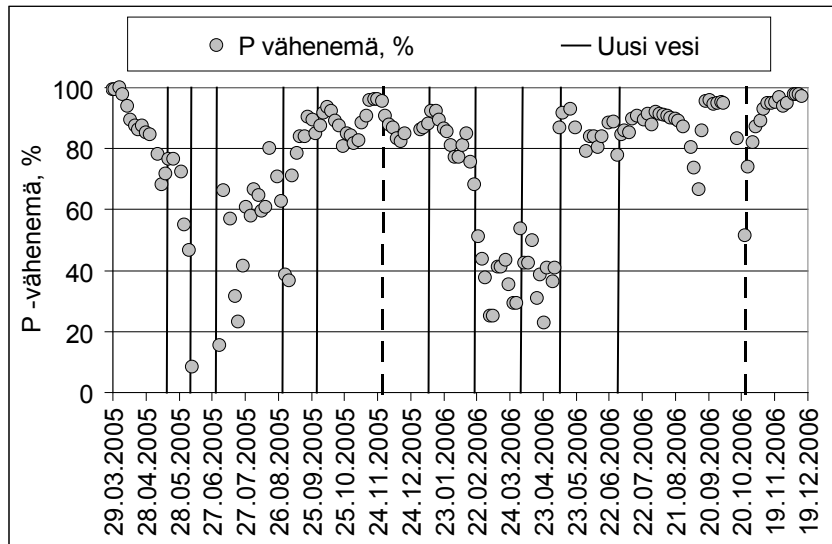
Fosforipitoisuus lähtevässä vedessä vaihteli huomattavasti; 0,6-26 mg/l. Lisäksi jätevesien pitoisuuksissa oli muutamina ajanjaksoina erittäin korkeita pitoisuuksia; 50-80 mg/l. (Kuva 22).



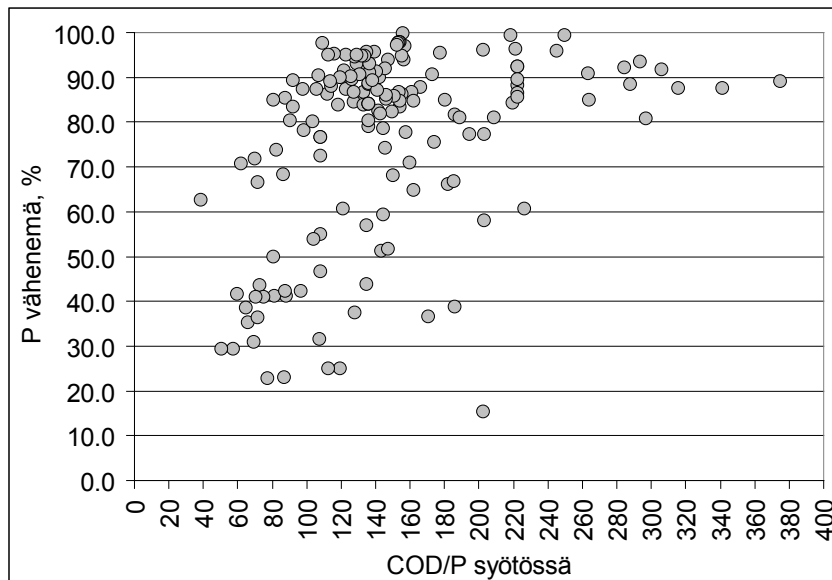
Kuva 22. MBR-yksikön P –pitoisuudet syötössä ja suodoksessa biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

Parhaat jaksot fosforinpoistossa olivat syksy-talvi 2005 sekä marras-joulukuun 2006. Syksyllä 2005 fosforipitoisuus lähtevässä vedessä oli 0,5-3 mg/l (Kuva 22). Tällöin happipitoisuus lietteessä oli 1-10 mg/l, vuorokausikeskiarvon ollessa 4,5 mg/l, mutta tänä aikana lietekuorma prosessissa oli korkeampi kuin marras-joulukuussa 2006 (0,07-0,15 gBOD/gMLVSS d vs. 0,02-0,07 gBOD/gMLVSS d), joten prosessissa oli enemmän lietettä, johon fosfori kykeni sitoutumaan. Lisäksi syksy-talvella 2005 ei tapahtunut denitrifikaatiota, joten prosessissa ollut hiili oli fosforinpoistoprosessin käytettävissä kun lisähiili aiheutti lisää lietteen kasvua, johon fosfori sitoutui. Marras-kuussa 2006 aloitettiin lisäksi hiililisäkkeet, jolloin prosessin COD/P suhde kasvoi ja fosforinpoistoprosessin vaatimaa hiiltä oli saatavilla hiilen lisäessä lietteen kasvua ja siten fosforin sitoutumista lietteeseen.

Kuvassa 23 on esitetty fosforin vähenemä koko tutkimusajalta sekä eri jätevesien vaikutus vähenemään. Kuvassa on esitetty katkoviivalla polttoon meneväksi valmistetun kompostin jätevesi. Eri kompostointiprosesseista (maanparannusaineksi/polttokompostiksi) peräisin olleiden jätevesien laaduilla ei ollut vaikutusta fosforin poistoon. Tosin näillä jätevesillä ei ollut suurta eroa toisistaan mitattujen laatuparametrien perusteella. Kuvassa 24 on esitetty syöttöveden hiili-fosfori –suhteen vaikutus fosforin vähenemään. Kuvassa ei ole otettu huomioon hiililisää prosessiin. Suhteen kasvaessa vähenemä on selvästi parantunut ja sen ollessa yli 230 vähenemä on ollut yli 80 %. Biologinen fosforinpoisto toimii sitä tehokkaammin mitä korkeampi hiilen ja fosforin suhde (COD:P) on. Alle 50:1 suhteella olisi tarpeen harkita kemiallista fosforin poistoa (Rantanen et al. 1999). Keväällä 2006, nitrifikaatioprosessin inaktivoituessa, fosforinpoisto on kuitenkin edelleen toiminut hyvin, ollen 80 %. Kompostointilaitoksen jätevesi on sellaisenaan sopivaa biologiseen fosforinpoistoon, sillä sen hiili-fosfori –suhde on suurimman osan aikaa riittävän korkea fosforinpoistolle.

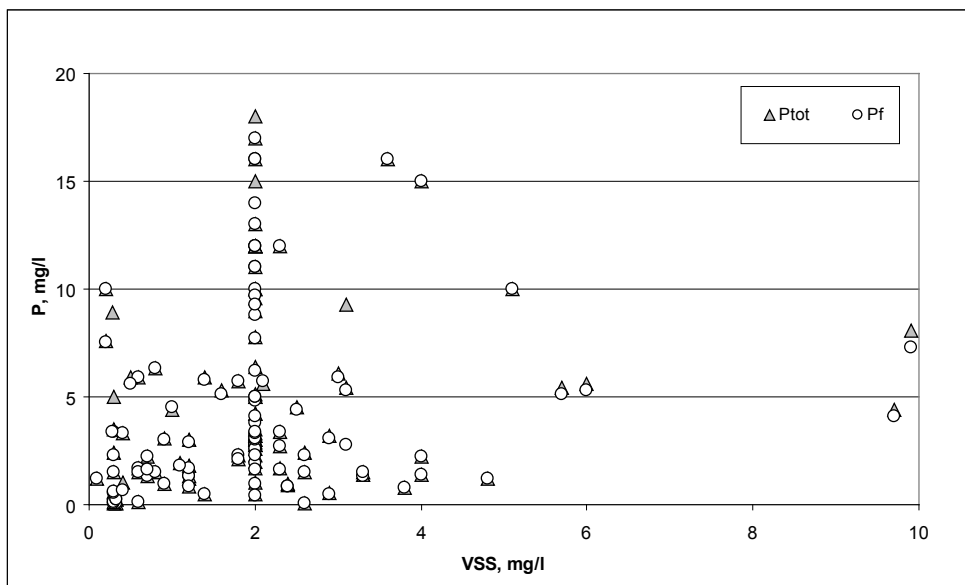


Kuva 23. MBR-yksikön P-vähennelmä sekä biojätteen kompostointilaitoksen jätevesiannoksen vaihtumisajankohdat. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedet on merkitty katkoviivoilla.



Kuva 24. Hiili-fosfori -suhteen merkitys fosfori-vähennämään MBR-prosessissa biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

Kalvoerotusprosessi on erittäin sopiva fosforin poistoon, koska sillä pystytään poistamaan lietteeseen sitoutunut fosfori. Suodoksessa olleen kokonaisfosforin eikä liuenneen fosforin määrillä ollut eroa, kuten Kuva 25 osoittaa.

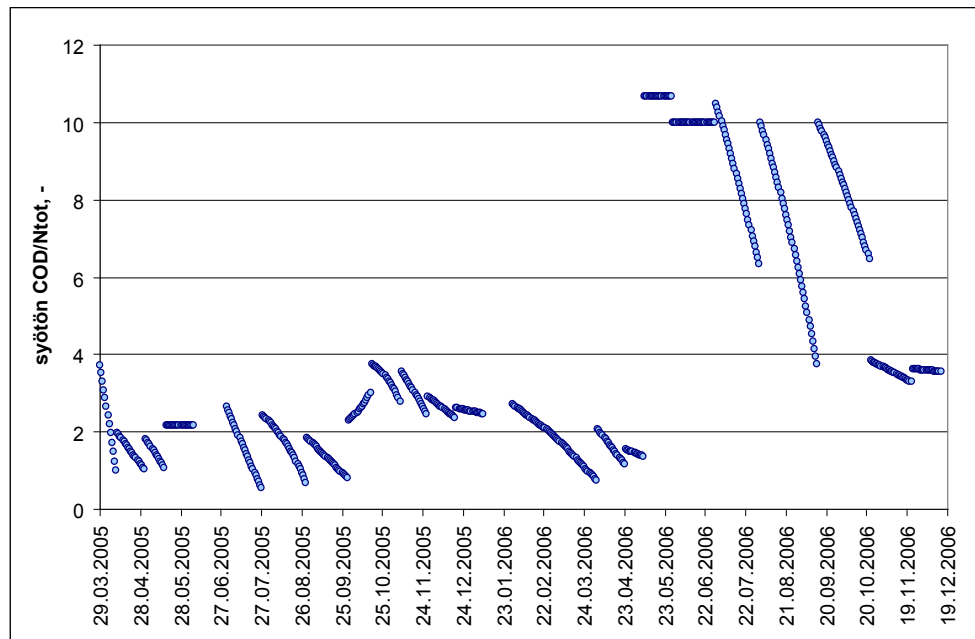


Kuva 25. MBR-prosessin suodoksen kokonaisfosforin sekä liuenneen fosforin määrät kiintoaineen määrän kasvaessa.

5.1.4 COD/N suhteen vaikutus denitrifikaatioon

Hiili-tyyppi suhde on yksi tärkeä denitrifikaatiota rajoittava tekijä. Korkean ammoniumtyypen pitoisuuden omaavissa jätevesissä tämä saattaa olla ongelma, joten prosessiin on lisättävä mahdollisimman puhdasta hiiltä. Stökiometrinen vaatimus COD/N suhteelle on 4,2 g COD/g N-1 (Carrera 2004). Yleisimmin käytetyt hiililisiä ovat metanoli ja etanoli, joissa on helposti hajoavaa orgaanista ainetta mikro-organismien käyttöön. Etanoli on näistä kahdesta hiililisästä tehokkaampaa, sillä siinä olevat elektronit ovat helpommin luovutettavissa (Christensson et.al.1994). Hiililisiä kohottaa biologisen jäteveden puhdistuksen kustannuksia, joten on tarkkaan harkittava tarvittavan hiililisän määrä ja laatu.

Tutkittavan jäteveden COD/N –suhde vaihteli välillä 1,8-10,6, suurimman osan tutkimuksesta suhde oli n. 2,5. Tutkimuksen loppuvaiheessa (8.5.-23.10.2006) syöttöveden COD/N –suhde oli 10. Hiililisiä-kokeet aloitettiin marraskuussa 2006, jolloin etanolia lisättiin prosessiin panosluontoisesti kerran vuorokaudessa denitrifikaatiovaiheen alussa. Denitrifikaatiovaiheessa ilmastus oli pois 4 h:n ajan ennen syöttöä ja 3 h ajan sen jälkeen. Sekoitus oli ympärivuorokauden päällä. Vertailuna käytettiin kahta aikaisempaa jätevesilaatua, joissa toisen COD/N-suhde oli 9 ja toisen 3,8. Etanolilisiä tehtiin tähän viimeksi mainittuun jäteveeseen. Syöttövesi säilytettiin säiliössä, joka toimi esiselkeyttimenä. Samalla säiliössä muuttui hiili-tyyppi –suhde radikaalisti kuvan 26 mukaan. Tällä muutoksella oli selvä vaikutus hiili-tyyppi suhteeseen jätevedellä, jonka COD/N –suhde oli saapuesssa 10. Aloitettaessa nämä kokeet COD/N –suhde oli enää 9 ja kolme viikkoa myöhemmin suhde oli 7. Tällä muutoksella ei kuitenkaan havaittu olevan merkitystä denitrifikaatiolle näin suurella COD/N –suhteella.

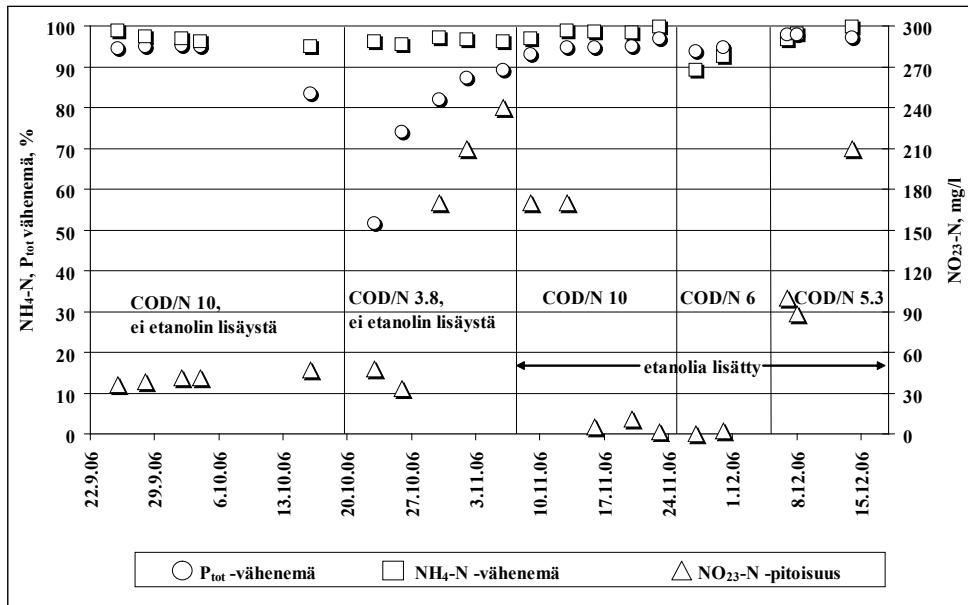


Kuva 26. Biojätteen kompostointilaitoksen jäteveden C/N suhde koko tutkimuskauden aikana.

Aluksi hiili-typpisuhteen ollessa 9, $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähenemä oli yli 95 % ja nitraatin määrä alle 50 mg/l. Suhteen pienetessä arvoon 3,8, nitraatin määrä alkoi kasvaa viikon viiveellä, johtuen bakteerien hitaasta sopeutumisesta. Lisättäessä etanolia syöttövedeen (8.11.2006 alkaen) hiili-typpisuhteen 10 saavuttamiseksi, denitrifikaatio alkoi jälleen toimia tehokkaasti viikon viiveellä, jolloin nitraatin määrä väheni selvästi alle 10 mg/l:an (Kuva 27).

Lisäystä jatkettiin edelleen suhteen ollessa 6, jolloin nitraatin määrä pysyi edelleen alhaisena. Kun COD/N suhdetta pienennettiin arvoon 5,3, nitraattitypen määrä kasvoi suodoksessa yli 90 mg/l, eli ilmeisesti hiilen määrä ei enää ollut riittävä denitrifikaatiolle. Carrera et.al. (2004) tutkivat etanolilisäyksen vaikutusta korkeatyyppitoisen teollisuusjäteveden biologiseen puhdistusprosessiin ja heidän tuloksissa tarvittava COD/N suhde täydelliselle denitrifikaatiolle oli 7,1 g COD g N⁻¹. Pelkonen et.al. (1999) ilmoittivat tutkimuksessaan kaatopaikan jätevedelle tarvittavan COD/N suhteen olevan 7.

Lisähiilen syöttö on tärkeää, mikäli halutaan hyvin toimiva denitrifikaatio systeemiin hiilen määrän ollessa jätevedessä alhainen. Lisähiilen määrää on tarkkailtava jatkuvasti, etenkin syöttöveden BOD:n vaihdellessa, sillä liian vähäinen hiilimäärä aiheuttaa riittämättömän denitrifikaation. Liiallinen hiilensyöttö puolestaan nostaa puhdistetun veden BOD pitoisuutta ja kustannuksia.

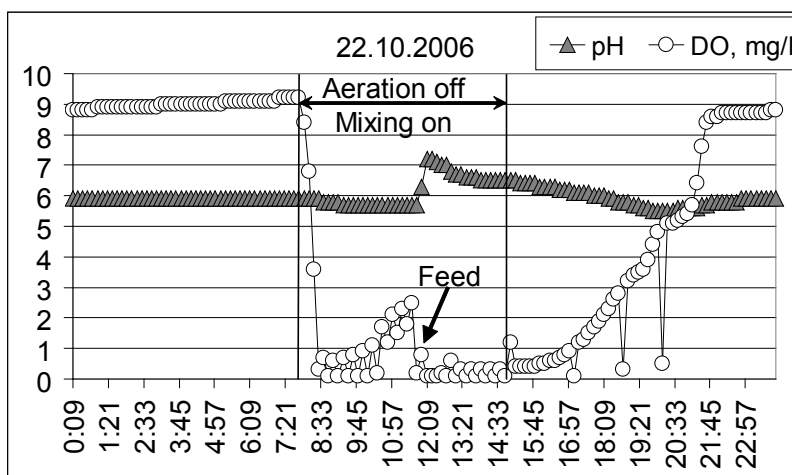


Kuva 27. Etanolin lisäyksen vaikutus jäteveden puhdistumiseen MBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

5.1.5 Ajastukset

Projektin alussa suodatus oli päällä jatkuvasti ympäri vuorokauden, mutta tämä ei olisi välttämättä taloudellisesti kannattavaa energiakulutuksen ja puhdistetun veden korkean laadun kannalta. Tutkimuksen loppuvaiheessa (10.10.2006) tutkittiin jaksotettua suodatusta. Ympärivuorokautinen suodatus muutettiin jaksotaiseksi suhteessa jaksotettuun syöttöön, jolloin osa vedestä suodatettiin aamupäivällä ennen syöttöä nitraattipitoisuuden ollessa prosessissa suurempi ja osa iltapäivällä syötön jälkeen ammoniumtyypipitoisuuden ollessa korkeampi. Suodatusajastukset on esitetty liitteissä (LIITE III).

Seuraavassa kuvassa on esitettyinä päivän normaali pH- ja DO-online data. Ilmas-tus pysäytettiin aamulla, joten prosessin happipitoisuus laski nopeasti (Kuva 28).

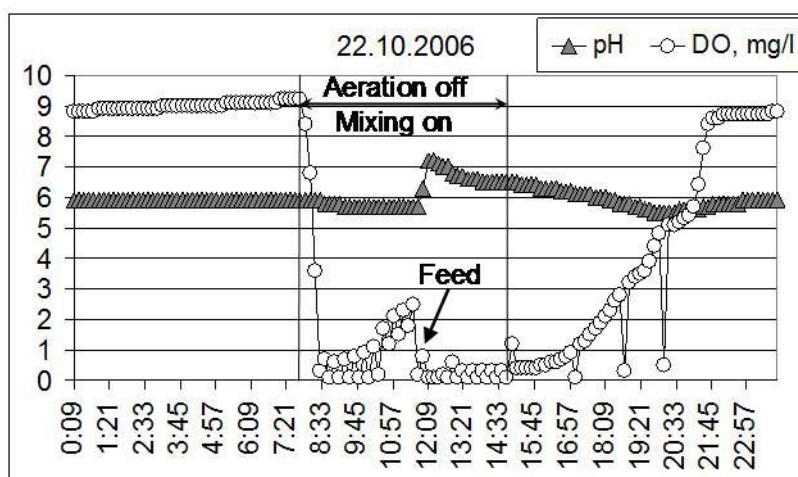


Kuva 28. MBR-prosessin pH- ja DO-online data vuorokauden ajalta kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

Prosessissa oli nitrifikaatiovaihe ennen jäteveden syöttöä ja denitrifikaatiovaihe syötön jälkeen. Jaksotetun suodatuksen aikana näillä erillisillä suodatusjaksoilla kyettiin

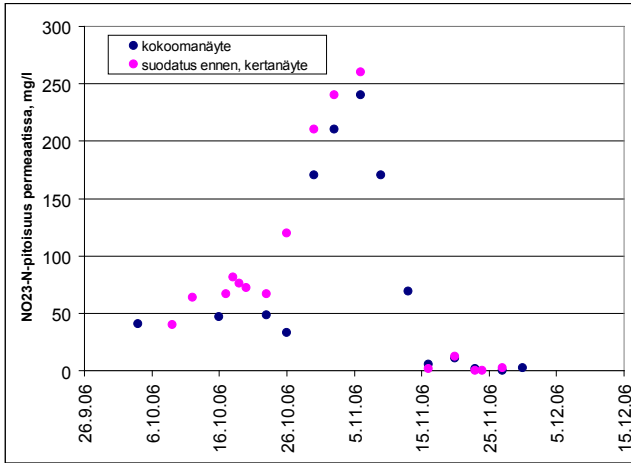
saamaan suodosta, jossa oli alhainen ammoniumtyppi- tai nitraattipitoisuus, riippuen tapahtuiko suodatus ennen vai jälkeen syötön.

$\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus suodoksessa on luonnollisesti selvästi pienempi, kun suodatus tapahtuu ennen jäteveden syöttöä (Kuva 29). Edellisestä syötöstä jäljelle jäänyt ammoniumtyppi on ehtinyt hapettua nitraatiksi, jolloin nitraatin pitoisuus on suurempi. Lopuksi on suodatus, jolloin suodoksessa $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus on alhaalla ja $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuus ylhäällä. Syötön jälkeen tapahtuvassa suodatuksessa $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuus suodoksessa on selvästi pienempi kuin ennen syöttöä tapahtuvassa suodatuksessa, mikä puolestaan johtuu heti syötön jälkeen tapahtuvasta denitrifikaatiovaiheesta. Syötön yhteydessä prosessiin on tullut lisää denitrifikaation tarvitsemää orgaanista ainesta, jolloin denitrifikaation myötä nitraattipitoisuus laskee. Nitrifikaatio ei ole vielä ehtinyt tapahtua syötön yhteydessä tulleele ammoniumtyypelle, joten sen pitoisuus on korkeampi. Suodatus tapahtuu syötön jälkeen, jolloin suodoksessa $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus on alhaalla ja $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuus ylhäällä. Nitraattipitoisuudet nousivat huomattavasti kokeen puolivälissä, mikä johtui ilmeisesti uudesta denitrifikaatiolle tok- sisesta jätevesiannoksesta.

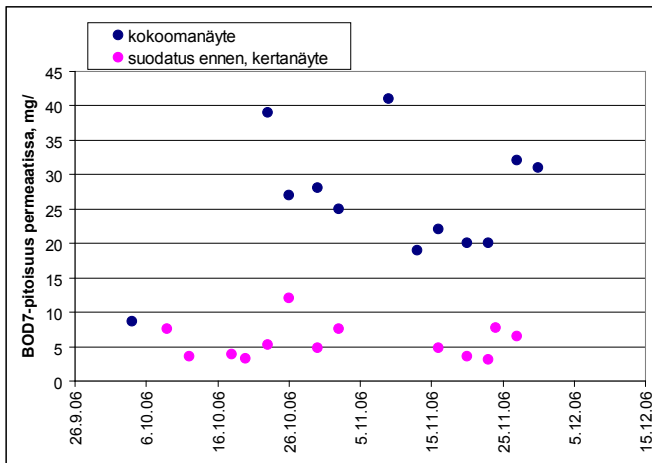


Kuva 29. Suodatusajastuksen vaikutus MBR:n suodoksen pitoisuuksiin biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

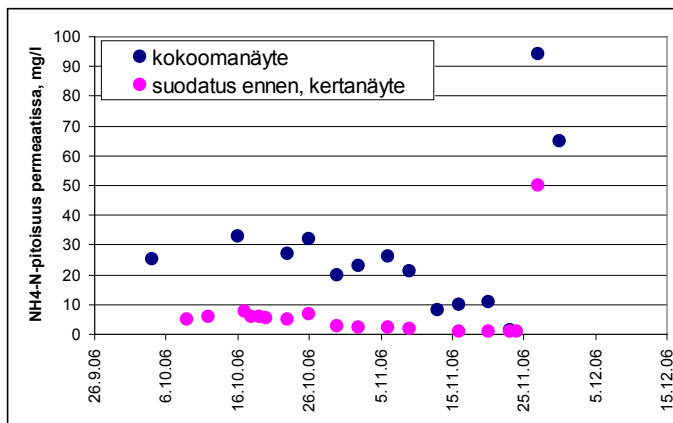
Suodatusten yhteydessä otettiin suodoksesta kerta-äytteet suodatettaessa ennen syöttöä. Lisäksi kerättiin kokoomasuodos ennen sekä jälkeen syötön tapahtuneista suodatuksista. Kun kokoomasuodoksesta analysoituja arvoja verrattiin ennen syöttöä otettuun suodokseen, niin $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuus oli sama sekä ennen syöttöä tapahtuneessa suodatuksessa että kokoomanäytteessä eli suodatusajankohdalla ei ollut suurta vaikutusta suodoksen nitraattipitoisuuteen, kun denitrifikaatio toimi hyvin (Kuva 30). Myöskään fosforin vähenemään suodatuksen ajankohdalla ei ollut vaikutusta. BOD_7 -vähenemä oli selvästi parempi, kun suodatus tapahtui ainoastaan ennen syöttöä (Kuva 31). Kokoomanäytteeseen verrattuna $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuus suodoksessa oli selvästi pienempi ennen syöttöä tapahtuvassa suodatuksessa (Kuva 32). Näiden tulosten perusteella suodatus kannattaisi ajoittaa ennen syöttöä, jolloin orgaanisen aineksen ja ammoniumtyypen pitoisuudet saataisiin mahdollisimman pieniksi puhdistetussa vedessä.



Kuva 30. Nitraattipitoisuus kokoomasuodoksessa sekä ennen syöttöä tapahtuneen suodatuksen suodoksessa puhdistettaessa kompostointilaitoksen jätevettä MBR-prosessissa.



Kuva 31. BOD-pitoisuus kokoomasuodoksessa sekä ennen syöttöä tapahtuneen suodatuksen suodoksessa puhdistettaessa kompostointilaitoksen jätevettä MBR-prosessissa.



Kuva 32. NH₄-N-pitoisuus kokoomasuodoksessa sekä ennen syöttöä tapahtuneen suodatuksen suodoksessa puhdistettaessa kompostointilaitoksen jätevettä MBR-prosessissa.

5.1.6 Toksisuuden poisto

Tutkimuksen vesien vaihdon yhteydessä tutkittiin puhdistettavan jäteveden toksisuutta valobakteeritestin avulla. Puhdistettavasta jätevedestä mitatut toksisuusarvot on esitetty liitteessä IV. EC_{50} -arvo ilmoittaa konsentraation, joka aiheuttaa 50 % vähemmän valobakteerin valontuotossa. Kesällä 2005 saapunut jätevesi ei ollut toksista ja sen EC_{50} -arvo oli >50 %. Kaikki muut tutkitut jätevesierät olivat toksisia ja niiden EC_{50} -arvo vaihteli välillä 0,1- 9,3 %. Tutkittavat jätevedet oli laimennettu 1:1 – 1:5. Biologinen käsittely poisti toksisuutta, sillä käsiteltäessä toksista jätevettä reaktorista otettu lietenäyte eivätkä suodospäätteet olleet toksisia; niiden EC_{50} -arvot olivat >50 %. Käsiteltäessä toksisia jätevesiä, on oltava varovainen prosessin kuormituksen suhteen, sillä suurella kuormituksella toksinen vesi voi inaktivoida biologisen toiminnan prosessissa. Toukokuussa 2006 ja lokakuussa 2006 syötettyjen jätevesien toksisuus oli 0,9 %. Toukokuussa kuormitus oli 0,06-0,09 g BOD/g MLVSS d ja lokakuussa kuormitus oli 0,03 g BOD/g MLVSS d. Toukokuussa uusi toksinen jätevesi inaktivoi prosessin toiminnan, mutta lokakuussa prosessin toiminnassa ei tapahtunut merkittävää muutosta pienen kuormituksen vuoksi. Tosin keväällä 2006 biologisen prosessin toiminta ei ollut aivan yhtä tehokasta ja puhdistustulos oli huonompi kuin syksyllä, jolloin prosessissa suoritettiin hiililiskokeita.

5.1.7 Kalvojen tukkeutuminen

Suodatukset suoritettiin vakiovuosuodatuksena, jolloin kalvojen tukkeutumista pystyttiin seuraamaan suodatuspaineen muutoksen avulla. Valmistajan antama suositus kalvojen maksimivuolle tämän tyyppisillä jätevesillä on 10 l/(m²h).

Tutkimuksen alkuvaiheessa suodatus oli ympärivuorokautista suodatusvuon vaihdella välillä 0,8-1,9 l/(m²h) (Kuva 33). Nitrifikaatioprosessin inaktivoitumisen jälkeisellä aktiivilietteen kasvatusjaksolla suodatus oli jonkin aikaa kokonaan pois käytöstä (9.6.-30.6.2005).

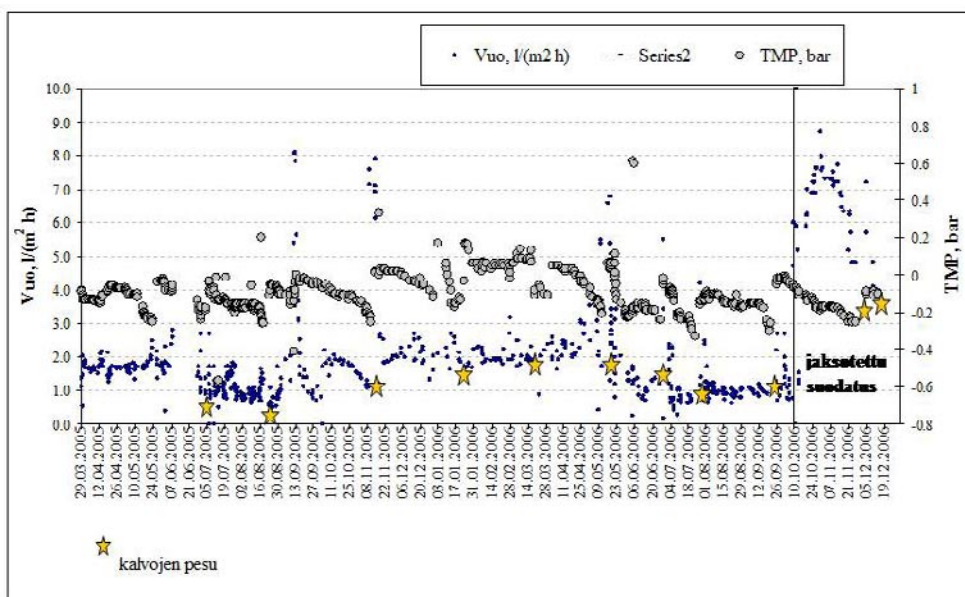
Tutkimuksen alussa 40 päivän ajan (29.3.-9.5.2005) suodatusvaihteli välillä 1,6-1,9 l/(m²h). Tämän jakson loputtua suodatuspaine muuttui äkillisesti 0,1 bar:sta 0,22 bar:iin. Tähän kalvojen tukkeutumiseen oli ilmeisesti suurimpana syynä NaOH-syötön aloittaminen 16.5.2005 alkaliniteetin lisäämiseksi. NaOH lisäys kesti ainoastaan 2.6.2005 asti (Kuva 14, Kuva 33). Paineen palautuminen takaisin samalle tasolle noin viikko tukkeutumisen jälkeen johtui ilmeisesti kalvojen vesihuuhtelusta.

Alkaliniteetin lisäämiseksi aloitettiin CaCO₃ syöttö 20.9.2005. CaCO₃ saattaa aiheuttaa kalvojen tukkeutumista, etenkin liiallisesti syötettynä, joten tarvittavan CaCO₃ määrää tulee seurata tarkasti. CaCO₃ syötön aloittamisen jälkeen kalvojen tukkeutuminen alkoi välittömästi, tällöin CaCO₃ syöttö vaihteli pääsääntöisesti välillä 4,5-9,0 g/l, mikä oli keskimäärin tarvittava määrä. Pesun jälkeen paine palautui aikaisemmalle tasolle, mutta kalvojen PWF (puhtaan veden vuo) ei palautunut ennalleen (Kuva 34). Ennen CaCO₃ syötön aloittamista suoritettavat pesut olivat palauttaneet PWF lähelle uuden kalvon PWF:ta. Marraskuun 2005 lopusta lähtien toukokuuhun 2006 CaCO₃ syöttö oli tasaista mutta pienempi kuin tarve, n. 4,5 g/l. Tällöin kalvot pestiin noin kahden kuukauden välein. Kalvojen kapasiteetti pysyi pesujen jälkeen hyvänä noin kuukauden ajan, jonka jälkeen tapahtuva tukkeutuminen tapahtui noin 1-2 viikossa. Kalvoille olisi pitänyt tehdä kemiallinen pesu useammin, noin kerran kuukaudessa.

Toukokuussa 2006 oli jälleen toksista jätevettä, jonka jälkeen oli lietteen kasvatusjakso. Tällöin vuo vähennettiin välille 0,8-1,2 l/(m²h).

Tutkimuksen loppuvaiheessa jatkuvatoimisesta suodatuksesta siirryttiin ajastettuun, osa-aikaiseen suodatukseen, jotta vuota kyettiin kasvattamaan lähemmäksi valmistajan suositusta. Lisäksi voitiin suorittaa eri bioprosessit samoissa altaissa ja

näiden prosessien tuloksia pystyttiin hyödyntämään täysimääräisemmin käsitellyn jäteveden laadun hyväksi. Muutettaessa suodatus ympärivuorokautisesta jaksottaiseksi, vuorokaudessa suodatetun suodoksen määrä oli edelleen sama, mutta suodatusaika oli noin kaksi tuntia aamupäivällä ennen syöttöä sekä kaksi tuntia iltpäivällä syötön jälkeen (LIITE III). Suodatuksen muututtua jaksotetuksi vuo kasvoi yli 7 l/(m²h), mikä on silti vielä alle valmistajan ilmoittaman maksimivuon. Kalvojen tukkeutuminen alkoi välittömästi jaksottaisen suodatusjakson alettua ja suodosvuon kasvettua. Jaksottaisessa suodatuksessa käytetty korkeampi vuo oli ilmeisesti yli kriittisen vuon, joka aiheutti kalvojen nopeaa tukkeutumista. Tällöin myös lietteessä olevat kiintoainepartikkelit tunkeutuvat syvemmälle kalvon sisään jolloin kalvojen tukkeutuminen oli voimakkaampaa. Tämän jaksotetun suodatuksen lopussa suoritetun pesun (4.12.2006, NaOCl + HCl + liotus vedessä 2 päivää) jälkeen kalvojen vesivuota ei pystytty saamaan puhtaan kalvon tasolle.



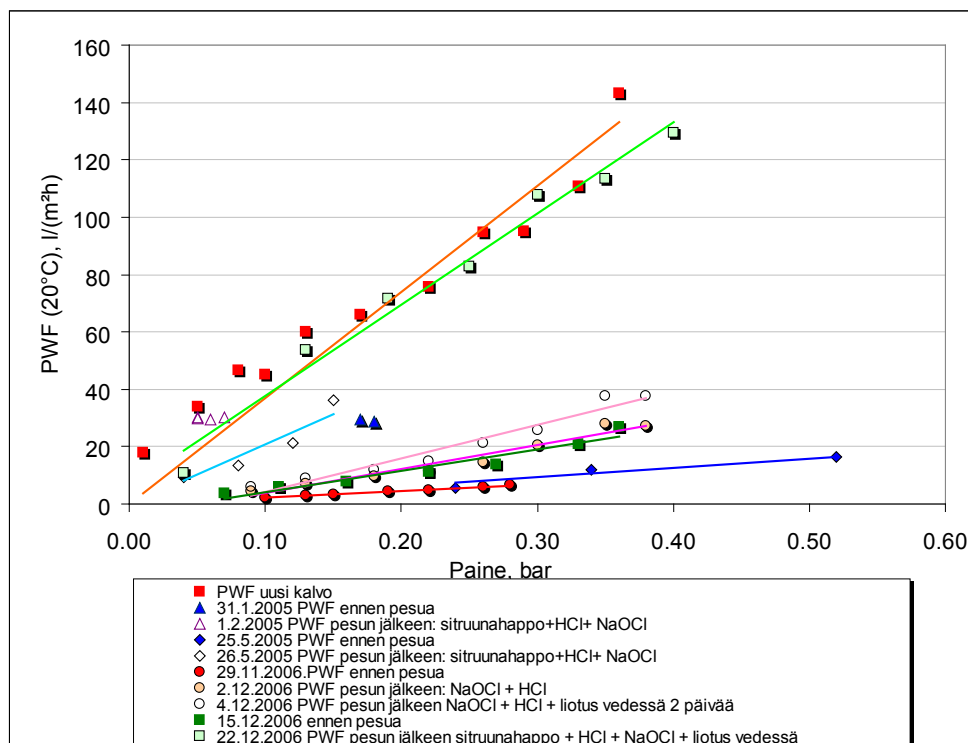
Kuva 33. MBR-yksikön upotettujen onttokuitukalvojen (UF) vuo sekä suodatuspaine koko tutkimusjakson aikana biojätteen kompostointilaitoksen jäteväettä käsiteltäessä.

Erilaiset pesuolosuhteet ja pesuaineet eri pesuissa on esitetty seuraavassa taulukossa (Taulukko 6).

Taulukko 6. MBR-yksikön upotettujen onttokuitukalvojen (UF) pesuissa käytetyt pesuaineet sekä pesuolosuhteet biojätteen kompostointilaitoksen jäteväettä käsiteltäessä.

	happo	emäs	takaisinvirtaus l/(m ² h)	liotus
1.2.2005	sitruunahappo 5g/l (HCl pH 2)	NaOCl 500 ppm	2	-
26.5.2005	sitruunahappo 5g/l (HCl pH 2)	NaOCl 500 ppm	2	-
2.12.2006	HCl (pH 2)	NaOCl 200 ppm	7	-
4.12.2006	HCl (pH 2)	NaOCl 200 ppm	7	2 vrk, vesi
22.12.2006	sitruunahappo 5g/l (HCl pH:n säätöön)	NaOCl 500 ppm	korkea	2 vrk, vesi

Seuraavassa kuvassa näkyy erilaisten pesujen vaikutus kalvojen puhdistumiseen (Kuva 34).



Kuva 34. MBR-yksikön upotettujen onttokuitukalvojen (UF) puhtaan veden vuot ennen sekä jälkeen eri pesujen biojätteen kompostointilaitoksen jätevedtä käsiteltäessä.

Loppupesua edelsi kalvojen kahden vuorokauden liotus vedessä, joka saattoi irrottaa joitain partikkeleita kalvojen pinnasta sekä huokosten sisältä. Samassa yhteydessä pumppu kunnostettiin, jolloin sen kapasiteetti parani ja takaisinvirtausnopeus nousi suuremmaksi kuin aikaisemmin. Tätä nopeutta ei mitattu. Todennäköisesti suurin syy kalvojen puhdistumiseen on tämä hetkellinen suurempi takaisinvirtaus, jolloin kalvojen sisällä olleet huokosia tukkineet partikkelit on saatu liikkeelle ja poistettua lähes täysin kalvon sisältä sekä suodatuspuolen pinnalta. Vaikka kaksi ensimmäistä pesua suoritettiin samoilla pesuaineilla kuin koko tutkimusjakson lopuksi suoritettu pesu, niin niissä ei kuitenkaan saatu kalvoja puhtaaksi.

Sitruunahappopesu oli tehokkaampi kalvopesumenetelmä kuin suolahappopesu. Suolahappopesussa käytetty suurempi takaisinvirtausnopeus ei ollut vaikuttanut pesutehokkuuteen. Molemmissa pesuissa käytettiin samoja pesuaineita; suolahappoa ja sitruunahappoa. Suolahapolla pestäessä pesun ensimmäinen vaihe oli emäskäsittely, jota seurasi happokäsittely suolahapolla ja sitruunahappopesussa käsittely oli toisinpäin. Syynä sitruunahappopesun tehokkuuteen saattoi olla NaOCl:n suurempi pitoisuus sekä happo-emäs pesun erilainen järjestys (Taulukko 6). Kimura et.al. (2004) tutki pintavesisuodatuksessa käytettyjen ultrasuodatuskalvojen pesua erilaisilla kemikaaleilla. Yksittäisistä pesuaineista tehokkain oli NaOCl. Kun eri pesuaineita yhdistettiin pesuissa, paras pesutulos saatiin happo+emäs -pesulla käyttäen HCl:ää ja NaOCl:a. Tosin tällöin pesutulos ei parantunut huomattavasti verrattuna pesuun pelkällä NaOCl:llä.

Suolahappopesulla ei saavutettu yhtä hyviä tuloksia kuin sitruunahappopesulla, vaikka edellinen suoritettu NaOCl + HCl pesu oli suoritettu suuremmalla takaisinvirtauksella kuin tutkimusjakson alussa suoritettut, ja samalla, tai hiukan alhaisemmalla paineella kuin tutkimusjakson viimeinen pesu. Tosin osasyynä tähän voi olla

NaOCl:n pienempi pitoisuus sekä happo-emäs pesun erilainen järjestys; suolahapolla pestäessä pesun ensimmäinen vaihe oli emäskäsittely, jota seurasi happokäsittely ja sitruunahappopesussa oli ensin happokäsittely, jota seurasi emäskäsittely.

Kalvot saatiin viimeisessä pesussa hyvin puhtaiksi ja niiden vesivuo on lähes sama kuin uusien kalvojen vuo ennen koko kaksi ja puoli vuotta kestäneen tutkimusjakson alkua. Kalvojen puhtaan veden vuo väheni tänä aikana 8,5 %.

5.1.8 Eri suodatusmenetelmien yhdistäminen MBR-prosessiin (NF, RO)

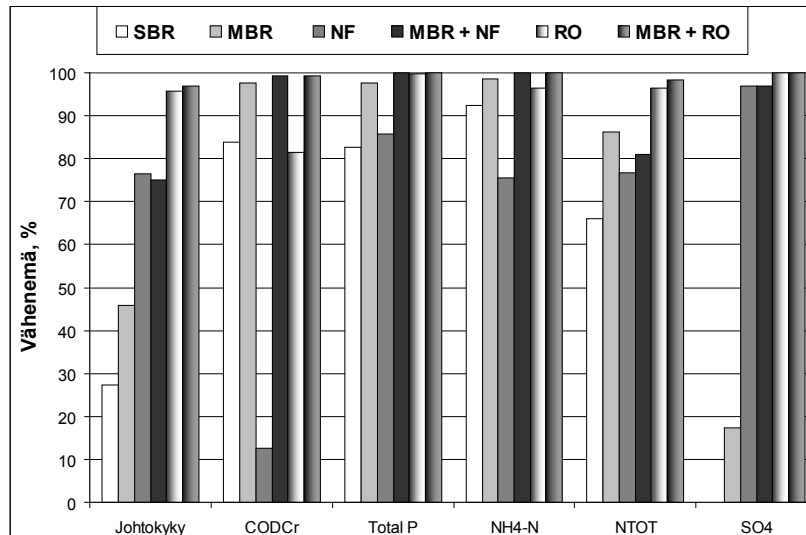
Tutkimushankkeen lopussa verrattiin nanosuodatuksen (NF) sekä käänteisosmoosin (RO) tehoa MBR- ja SBR- käsittelyihin kompostointilaitoksen jätevedelle. Lisäksi tutkittiin kuinka tehokkaasti jätevesi puhdistuisi mikäli NF tai RO lisättäisiin jälkikäsittelyksi MBR:lle.

Yhdistettäessä nanosuodatus tai käänteisosmoosi biologiseen prosessiin pystytään saamaan puhdasta vettä, josta on orgaanisen aineksen lisäksi poistettu sulfaatti sekä fosfori lähes kokonaan. Ahn et.al (2002) ovat saaneet vastaavia tuloksia tutkiessaan kaatopaikkojen jätevesien puhdistusta, jossa on yhdistettynä MBR (mikrosuodatus) ja sitä seuraava RO vaihe. MBR toimii hyvänä esikäsittelynä nanosuodatukselle sekä käänteisosmoosille poistamalla orgaanisen aineksen jätevedestä ja flokkaamalla muita aineita suuremmiksi partikkeleiksi. Tämä parantaa erottumisen edellytyksiä ja vähentää NF ja RO tukkeutumista. MBR esikäsittelynä tasaa syötön laatua ja siten parantaa nanosuodatuksen sekä käänteisosmoosin toimivuutta.

Kompostointilaitoksen jätevetä tutkittaessa puhdistettiin käsittelemätön laimennettu kompostointilaitoksen jätevesi nanosuodatuksen sekä käänteisosmoosin avulla. Samoilla menetelmillä puhdistettiin MBR:llä jo kertaalleen puhdistettua vettä, jotta saataisiin näkyviin tiukempien kalvojen vaikutus jälkikäsittelyssä puhdistustuloksiin.

Käytettäessä puhdistukseen pelkkää nanosuodatusta fosforin vähenemä oli noin 85 % ja pelkkää MBR:ää käytettäessä noin 98 % (Kuva 35). Kun MBR:ää seurasi nanosuodatus, fosfori kyettiin poistamaan jätevedestä lähes kokonaan. Sulfaatin osalta vähenemä oli 97 % käytettäessä jäteveden puhdistukseen pelkkää nanosuodatusta, 100 % käänteisosmoosin avulla ja pelkän MBR:n avulla poistui vain noin 17 %. SBR ei kyennyt poistamaan sulfaattia ollenkaan. Biologiset menetelmät (MBR ja SBR) poistivat tyypeä sekä orgaanista ainetta tehokkaasti vedestä, mutta myös RO-kalvo poisti ammoniumtyypen jopa 95 %:sesti.

Nitrifikaation onnistuminen on erityisen tärkeää RO:ta käytettäessä, sillä yleensä negatiivisesti varautuneet RO-kalvot poistavat paremmin negatiivisesti varautunutta nitraattia ja nitriittiä kuin positiivisesti varautunutta ammoniumtyyppiä (Ahn et.al. 2002). Tässä hankkeessa tehdyissä kokeissa kaikkein puhtainta vettä saavutettiin yhdistämällä käänteisosmoosi MBR:än. COD, johtokyky, P_{tot} , NH_4-N , N_{tot} ja SO_4 kaikki poistuivat yli 95 %:sesti jätevedestä. Vaikka käänteisosmoosin avulla saavutetaankin näin hyviä puhdistustuloksia, niin sen käyttöönottoa tulee harkita tarkasti sen korkean käyttöpaineen ja tiheämpien kalvopesujen aiheuttamien käyttökustannusten vuoksi.



Kuva 35. Eri puhdistusmenetelmien ja niiden yhdistelmien puhdistusteho käsiteltävässä biojätteen kompostointilaitoksen jätevedessä.

Nanosuodatuksen suodoksen toksisuus oli edelleen lähes sama kuin käsittelemättömän jäteveden, 0,8 % ja konsentraatin 0,1 % (valobakteeri, EC_{50}). MBR käsittelyä seuranneen nanosuodatuksen suodoksen sekä sen konsentraatin toksisuus oli >50 %. Nanosuodatus ei siis poistanut jäteveden toksisuutta toisin kuin biologinen käsittely. RO-yksikön vaikutusta toksisuuteen ei kyetty tutkimaan näytteiden saatavuuden takia.

Tässä tutkimuksessa oli mahdollista tehdä vain yksi kertaluonteinen suodatuskoe NF:lla ja RO:lla. Tämän aikana MBR -yksikkö toimi erinomaisesti, 86 %:sesti kokonaistypen ja 98 %:sesti ammoniumtypen poiston suhteen ilman esikäsitelyä. Mutta suuntaa-antavina esikokeina niistä näkee selvästi biologisen käsittelyn ja kalvosuodatuksen yhdistämisen edut; biologisella käsittelyllä kyetään tehokkaasti poistamaan orgaaninen aines ja toksisuus jätevedestä ja tiukalla kalvosuodatuksella voidaan vedestä poistaa suolat. Tämän perusteella voitiin arvioida ainoastaan ko. tekniikan erotuskykyä eli vaikutusta jäteveden laatuun. Yhdistämällä nanosuodatus tai käänteisosmoosi MBR -käsittelyyn, saadaan kompostointilaitoksen jätevedestä riittävän puhdasta, jotta se voidaan johtaa suoraan vesistöön (Taulukko 7). Käyttökustannusten ja kalvojen tukkeutumisen arvioille tässä hankkeessa tehdyt yksittäiset NF ja RO kokeet eivät voi antaa pohjaa.

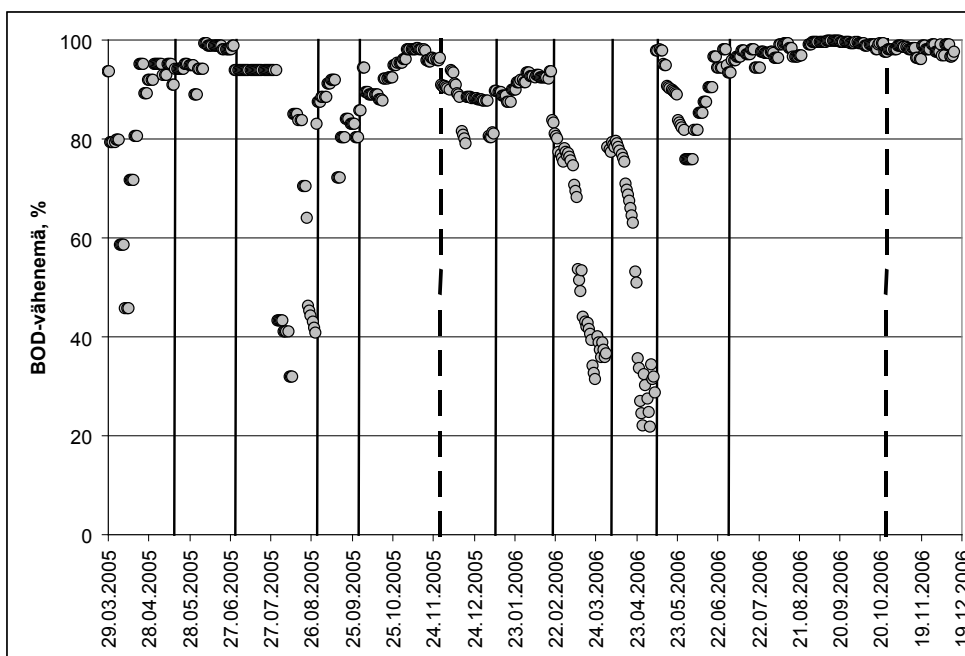
Taulukko 7. Itä-Suomen ympäristöviraston myöntämän ympäristöluvan mukaisesti Toikansuon jäteveden-puhdistamolta vesistöön laskettavien vesien pitoisuudet sekä nanosuodatuksen ja käänteisosmoosin yhdistäminen jälkikäsitteilyksi MBR:lle käsiteltävässä biojätteen kompostoinnin jätevesiä.

	BOD _{7ATU} , mg/l	COD _{Cr} , mg/l	P _{tot} , mg/l	SO ₄ , mg/l
suoraan vesistöön laskettavien vesien sallitut pitoisuudet	12	70	0.5	
MBR+NF	10	20	0.013	89
MBR+RO		20	0.008	29

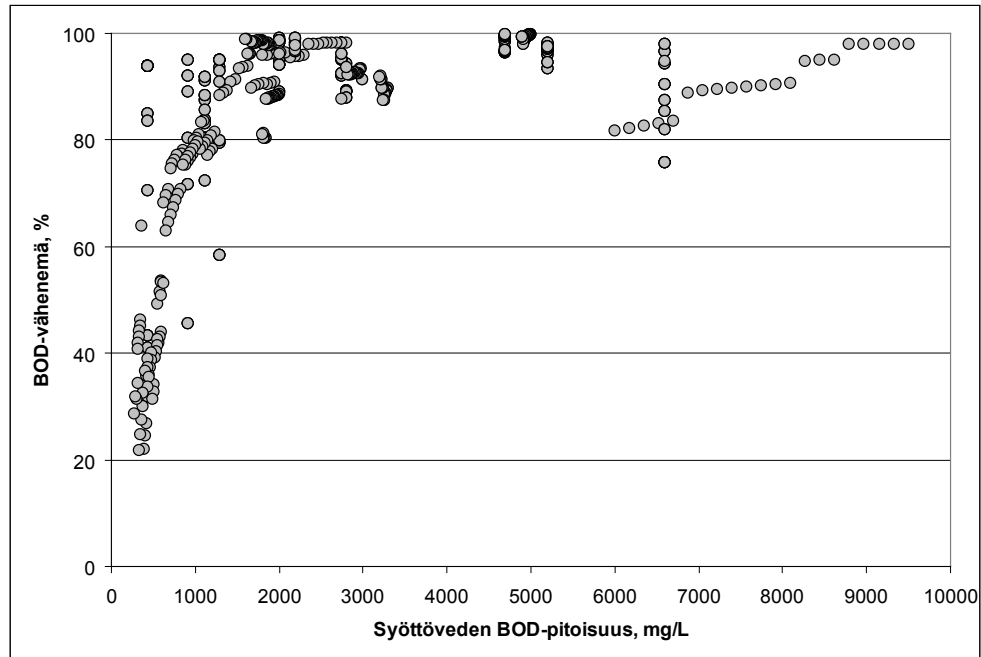
5.2 SBR kaikki tulokset

5.2.1 Orgaanisen aineen poisto

Orgaanisen aineen poistossa oli suuria vaihteluja tutkimusjakson aikana johtuen syöttöveden laadun muutoksista. Suurimman osan tutkimusajasta BOD vähenemä oli yli 80 % BOD-pitoisuuden noustessa yli 1000 mg/l mutta lähti välittömästi laskuun, laskien jopa 20 %:in johtuen uuden jätevesiannoksen hyvin paljon alhaisemmasta BOD-pitoisuudesta (2000-3000 mg/l -> 500-1000 mg/l) (Kuva 36, Kuva 37). Prosessiin tulevan jäteveden laadun vaihtelu vaikutti suuresti prosessin toimintaan, mutta biologisen prosessin toiminta vakiintui ja etenkin hankkeen viimeisen seitsemän kuukauden aikana SBR-prosessi toimi hyvin poistaen orgaanisen aineksen erittäin tehokkaasti jätevedestä, vaikka syötettävän jäteveden BOD-pitoisuus oli ajoittain jopa yli 5000 mg/l.



Kuva 36. BOD –vähennelmä SBR-yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevedtä käsiteltäessä. Pystyviivoin biojätteen kompostointilaitoksen jätevesiannoksen vaihtumisajankohdat. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedet on merkitty katkoviivoilla.

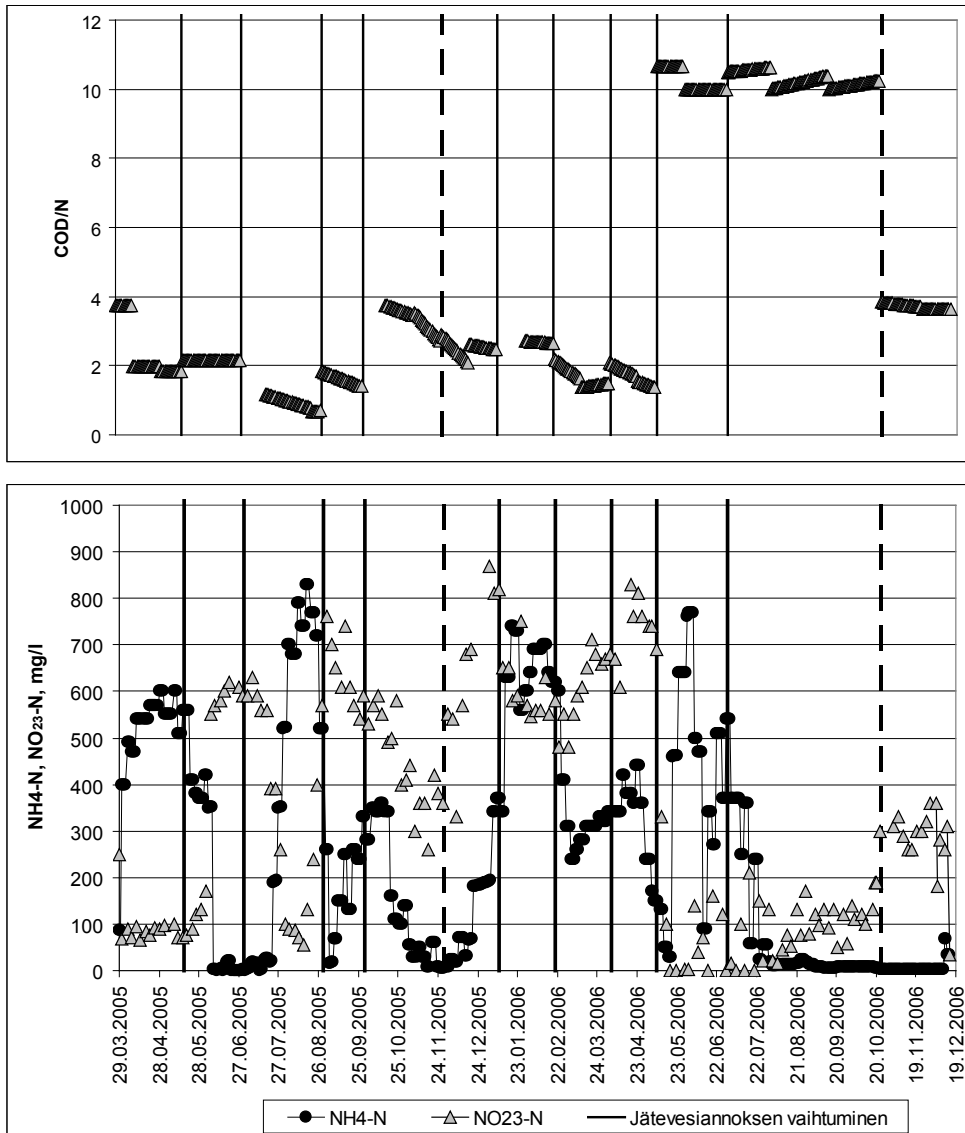


Kuva 37. Syöttöveden laadun muutoksen vaikutus vähenemään.

5.2.2 Typen poisto

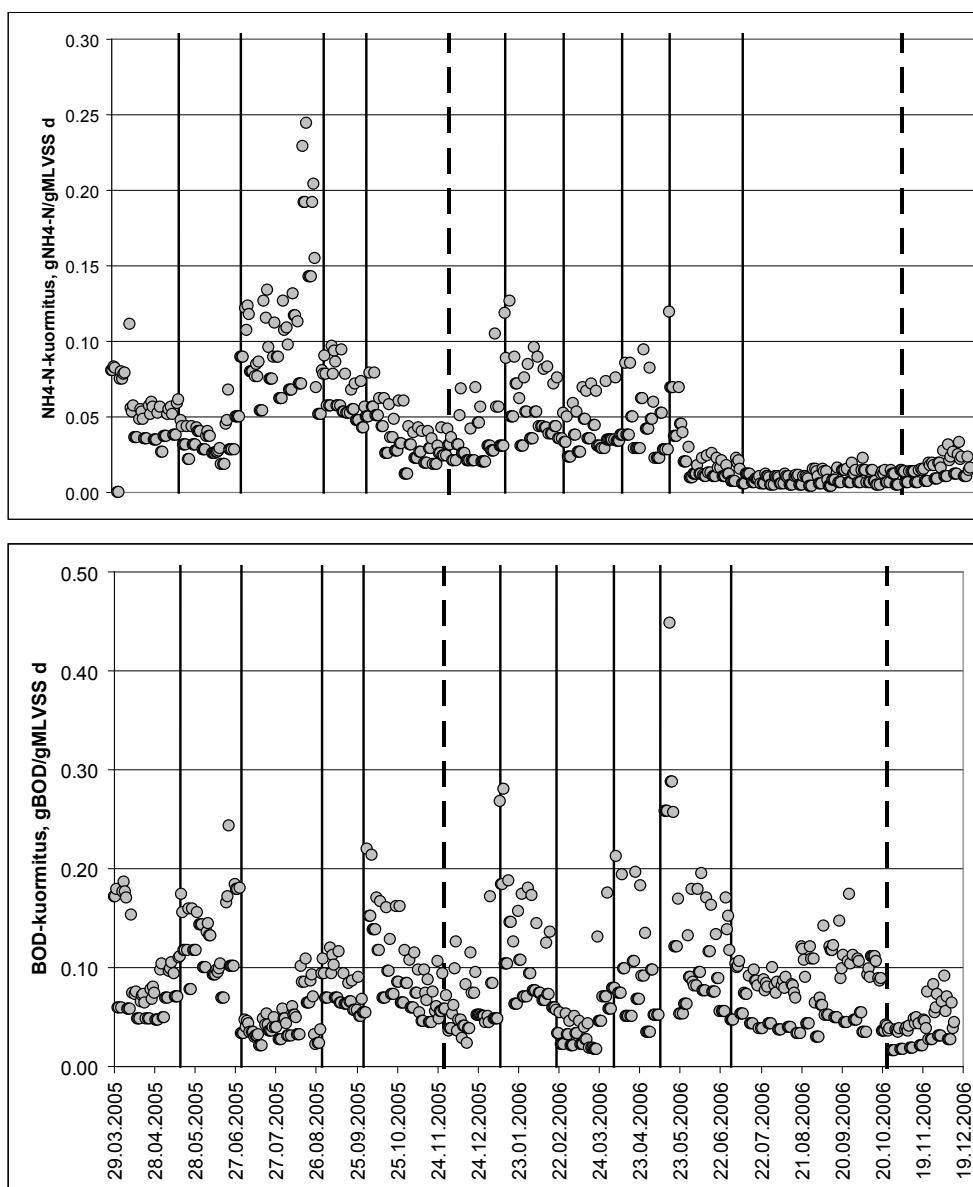
Seuraavissa kuvissa on esitetty prosessiin syötettävän jäteveden COD/N –suhde sekä $\text{NH}_4\text{-N}$ ja $\text{NO}_{23}\text{-N}$ pitoisuudet SBR-prosessista lähtevässä vedessä (Kuva 38), jolloin kyetään näkemään koko tutkimusjakson ajalta nitrifikaation sekä denitrifikaation onnistuminen. $\text{NH}_4\text{-N}$ –pitoisuuksien yhteyteen on merkitty lisäksi uuden jätevesiannoksen aloittaminen. Vähenemät koko tutkimuskaudelta on esitetty liitteessä V.

Tutkittavan jäteveden COD/N –suhde vaihteli paljon kompostointilaitokselta toimitetuissa jätevesiannoksissa, ollen välillä 1,8-10,6. Käsiteltävän jäteveden laadun muutokset näkyvät selvästi nitrifikaation ja denitrifikaation toiminnan muutoksina. Kesäkuussa 2006 tullessa jätevesiannoksessa COD/N –suhde oli 10 ja biologinen toiminta lähti jälleen käyntiin, joten myös denitrifikaatiolle oli hyvät edellytykset. Tutkimuksen loppuvaiheessa denitrifikaatio heikkeni ilmeisesti uuden jätevesiannoksen COD/N suhteen takia. Suhde oli 3,8.



Kuva 38. SBR-prosessiin syötettävän jäteveden COD/N –suhde sekä $\text{NH}_4\text{-N}$ – ja $\text{NO}_{23}\text{-N}$ -pitoisuudet prosessista lähtevässä vedessä. Kuvaan on lisäksi merkitty biojätteen kompostointilaitoksen jätevesiannoksen vaihtumisajankohdat. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedet on merkitty katkoviivoilla.

Kompostointilaitokselta lähtevän jäteveden laatu vaihtelee huomattavasti, mikä aiheutti ongelmia biologisessa prosessissa. Kuormitus saattoi kaksinkertaistua syöttöveden vaihtuessa (Kuva 39). Muutamat yksittäiset BOD-kuormitusarvot nousivat jopa yli 1 g BOD/g MLVSS d ja sillä oli selvä vaikutus nitrifikaation toimintaan. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedellä ei voitu todistaa olleen suurta vaikutusta biologiseen toimintaan, sillä kyseistä jätevettä saatiin vain kaksi syöttöerää ja laatu vaihtelu niissäkin oli suuri.



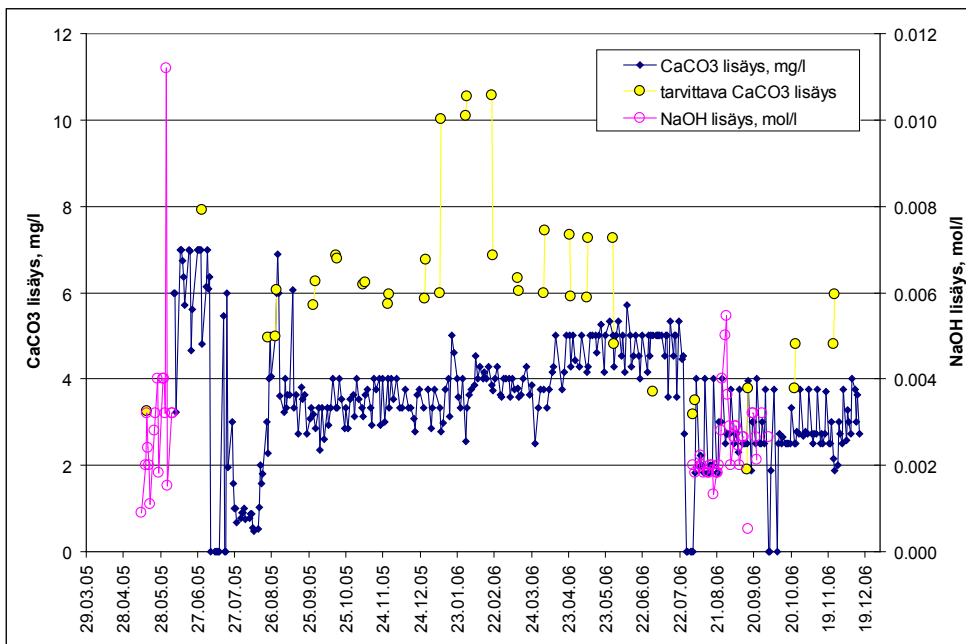
Kuva 39. SBR-yksikön $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja BOD-kuormitus biojätteen kompostointilaitoksen jätevesikäsitelyssä koko tutkimusjakson ajalta. Polttoprosessiin menneen kompostin jätevedet on merkitty katkoviivoilla.

Verrattaessa kuormituksia ja $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuksia eli nitrifikaation toimintaa (Kuva 38, Kuva 39), on havaittavissa selvä yhteys nitrifikaation parantumisen ja kuormituksen laskun välillä. Parhaimpiin tuloksiin päästiin orgaanisen kuormituksen ollessa alle $0,13 \text{ g BOD/g MLVSS d}$. Kuormitusten laskiessa lietteen määrä kasvaa ja nitrifikaatio paranee prosessissa.

Pitoisuudessa on suurta hajontaa, mutta tämä saattaa johtua huonosta laskeutuvuudesta sekä laboratoriotutkimuksessa käytetystä kaatomenettelystä poistettaessa kirkastetta prosessista. Myös $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormitus vaihteli suuresti tutkimusjakson aikana ($0,004\text{-}0,244 \text{ g NH}_4\text{-N/g MLVSS d}$). SBR -prosessissa ei pystytty näkemään yhtä selvästi rajaa maksimikuormitukselle kuin MBR-prosessissa, mutta kuormituksen ollessa yli $0,1 \text{ g NH}_4\text{-N/g MLVSS d}$ ei ollut enää todennäköistä saavuttaa alle $100 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ -pitoisuutta kirkasteessa. $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuksien riippuvuus BOD- sekä $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormituksista on esitetty liitteessä VI.

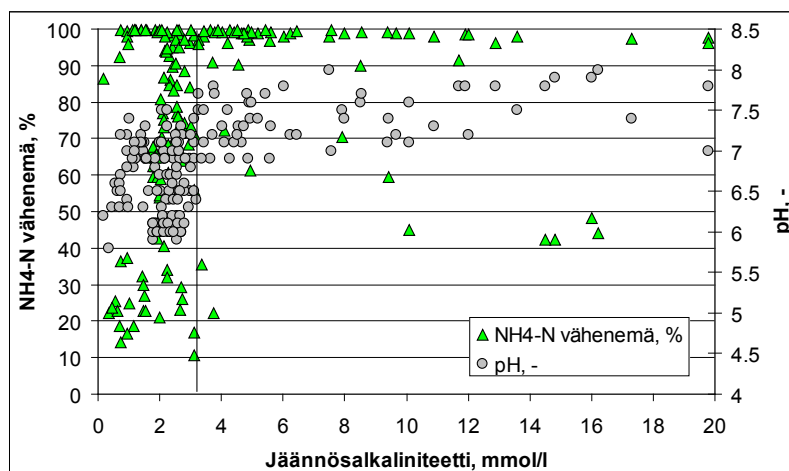
Nitrifikaatioprosessissa tarvittavan kalsiumkarbonaatin määrä vaihtelee välillä $2\text{-}10 \text{ mg/l}$. Käytetyn jäteveden alkaliniteetti oli alhaisempi kuin mitä nitrifikaatio-

prosessi olisi tarvinnut, joten prosessiin aloitettiin kemikaalin lisääminen alkaliniteetin nostamiseksi. Ensin NaOH lisäystä testattiin toukokuussa 2005. Koska NaOH:n panoksittaisen syötön vaikutus prosessiin oli lyhytaikaista, niin sen panoksittainen lisäys prosessiin todettiin riittämättömäksi ja liiallista pH-vaihtelua aiheuttavaksi. Pidempivaikutteisen kalsiumkarbonaatin lisäys aloitettiin kesäkuussa 2005. Lisätyn NaOH:n ja CaCO₃:n määrät näkyvät seuraavassa kuvassa (Kuva 40). Samassa kuvassa on myös täydellistä nitrifikaatiota varten tarvittavan CaCO₃-lisäyksen määrä. Prosessiin lisätyn kalsiumkarbonaatin määrä oli kesällä 2006 riittävä täydellistä nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota varten, mutta muina aikoina prosessiin ei lisätty tarpeeksi kalsiumkarbonaattia, vain 1/2 - 2/3 tarvittavasta kalsiumkarbonaattimäärästä. Silti NH₄-N-vähenemä oli ajoittain melko korkea. Syy tähän saattoi olla vaiheistuksen suhteen väärään aikaan mitattu pH tai alkaliniteetti.



Kuva 40. Täydelliseen nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon tarvittavan sekä prosessiin lisätyn CaCO₃:n ja NaOH:n lisäys SBR-prosessiin biojätteen kompostointilaitoksen jätevedtä käsiteltäessä.

MBR-prosessissa jäännösalkaliniteetti 60 % NH₄-N -vähenemälle oli 0,6 mmol/l, mutta SBR-prosessissa tarvittava jäännösalkaliniteetti vaikuttaa tämän tulosaineiston perusteella olevan huomattavasti korkeampi, 3 mmol/l (Kuva 41). Eli hyvä ammoniumtyypen taso lähtevässä vedessä tällaisessa systeemissä varmentuu sillä, että pidetään CaCO₃-syöttö niin korkealla, että jäännösalkaliniteetti on 3 mmol/l tasolla tai sen yläpuolella. Tällöin pH pysyy jatkuvasti arvon 6,9 yläpuolella.

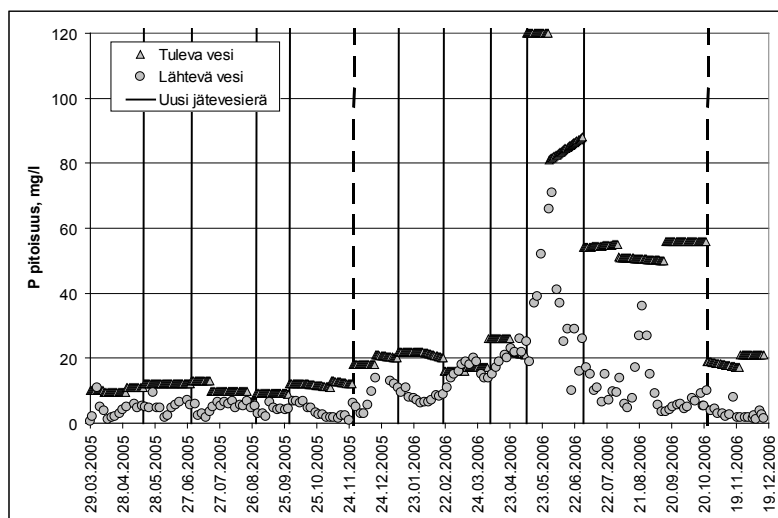


Kuva 41. Ammoniumtyypivähennemä sekä kirkasteen pH eri jäännösalkaliniteetin arvoilla SBR-prosessissa biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.

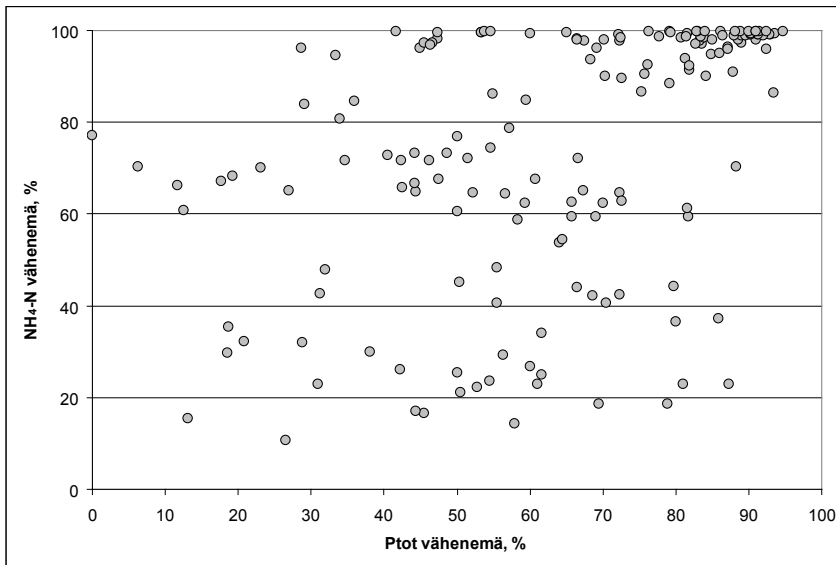
Prosessin toimintaan vaikuttaa huomattavasti myös se, missä vaiheessa prosessin sykliä kalsiumkarbonaatti lisätään, eli onko alkaliniteettiä nostettu sen jälkeen, kun nitrifikaatio on jo tapahtunut. Prosessissa sekoitus lopetettiin kaksi ja ilmastus kolme tuntia ennen uutta jätevesisyöttöä (Kuva 7). Eli laskeutusvaiheen aikana happipitoisuus laski erittäin nopeasti. Mikäli happi ehti kulua loppuun asti, sykli alkoi denitrifikaatiolla, sillä syötön jälkeen ei ollut ilmastusta neljään tuntiin. Jäteveden syötön yhteydessä syötettiin kalsiumkarbonaatti. Tällöin nitrifikaatio oli ilmeisesti jo tapahtunut.

5.2.3 Fosforin poisto

Fosforinpoistossa ei käytetty kemikaaleja, vaan se pyrittiin sitomaan täysin biologisilla menetelmillä. Fosforipitoisuus lähtevässä vedessä vaihteli huomattavasti; 0,7 mg/l:sta jopa 71 mg/l:an (Kuva 42). Paras jakso fosforinpoistossa saavutettiin tutkimuksen viimeisen neljän kuukauden aikana, jolloin myös nitrifikaatio sekä denitrifikaatio toimivat. Tällöin sekä biologinen fosforinpoisto että typenpoisto toimivat hyvin. Biologinen fosforinpoisto ja $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähennemä olivat selvästi yhteydessä toisiinsa (Kuva 43), sillä fosforinpoistossa päästiin yli 70 %:n vähennemään ammoniumtypen vähennemän ollessa yli 90 %.



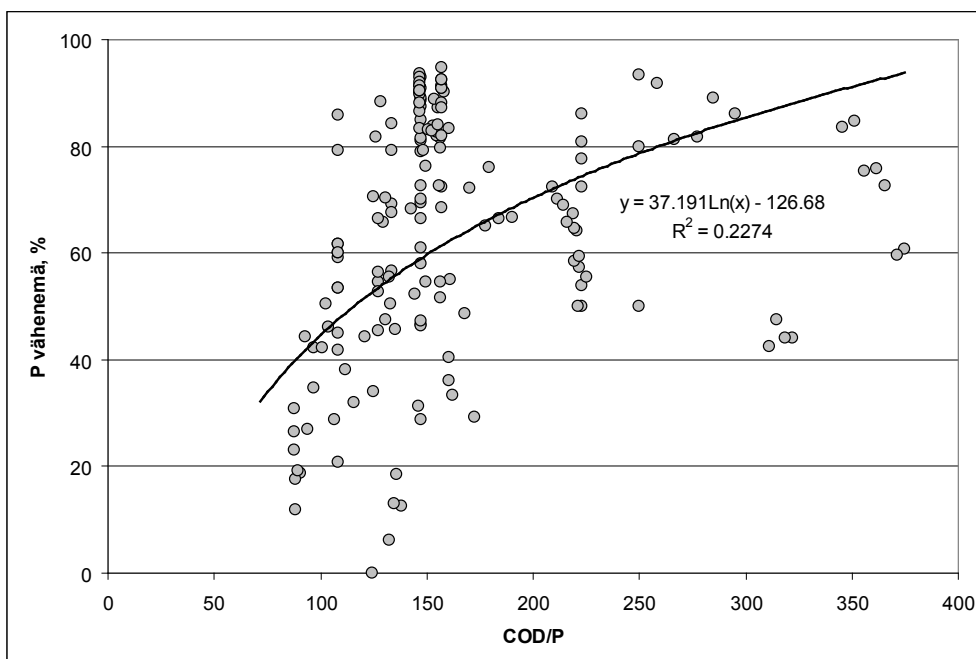
Kuva 42. SBR-yksikön kirkasteen P-pitoisuudet käsitellyssä jätevedessä biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä.



Kuva 43. SBR-yksikön P –vähenemän suhde ammoniumtypen vähenemään.

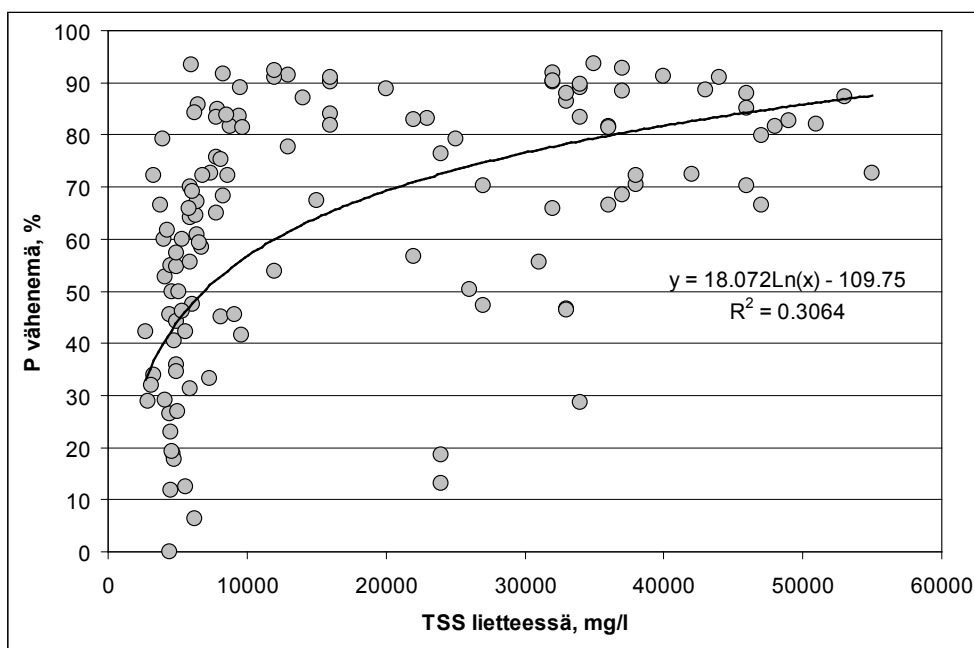
Syynä tähän hyvään fosforinpoistoon tutkimuksen loppuvaiheessa oli ilmeisesti sopiva COD/P suhde, joka oli noin 150 koko tämän neljän kuukauden jakson ajan. Prosessissa oli riittävä määrä fosforia sekä hiiltä denitrifikaatioprosessiin ja typen- sekä fosforinpoisto toimivat molemmat samanaikaisesti hyvin. Jätevesilaaduilla oli selvä vaikutus fosforinpoistoon, mutta fosforinpoistoon ei ollut vaikutusta sillä, oliko komposti tarkoitettu maanparannusaineeksi vai polttokompostiksi.

Seuraavassa kuvassa (Kuva 44) on esitetty syöttöveden hiili-fosfori –suhteen vaikutus lähtevän veden fosforivähenemään. Suhteen kasvaessa vähenemä on selvästi parantunut ja sen ollessa yli 170 vähenemä ei ole laskenut alle 50 % kuin muutaman kerran.

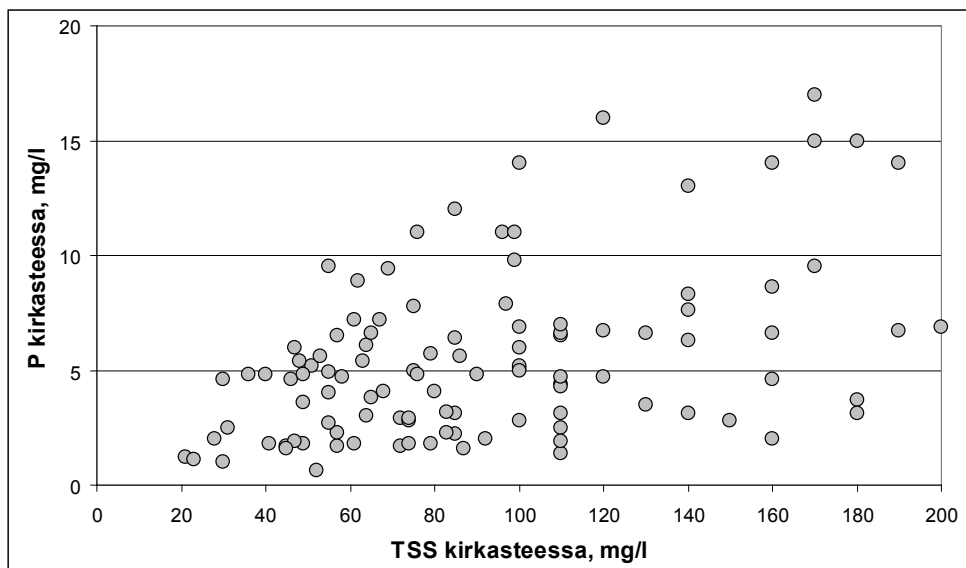


Kuva 44. Hiili-fosfori –suhteen merkitys fosfori –vähenemään SBR-prosessissa biojätteen kompostilaitoksen jäteväettä käsiteltäessä.

SBR –prosessi ei toiminut fosforin poiston suhteen yhtä hyvin kuin MBR –prosessi. Fosfori oli sitoutuneena osittain lietteeseen ja poistettaessa kirkastetta SBR-prosessista kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia tulee kirkasteen mukana (Kuva 45 ja Kuva 46). MBR-prosessissa suodokseen ei tule mukana kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia kalvoerotuksen ansiosta. SBR prosessin fosforinpoistoa voidaan tehostaa yhdistämällä kemiallinen fosforinpoisto prosessiin, jolloin kemikaalin avulla saostettu fosfori kyetään poistamaan laskeutuksen jälkeen.



Kuva 45. SBR-prosessin lietteen kiintoainepitoisuuden merkitys prosessin fosforinpoistotehokkuuteen.

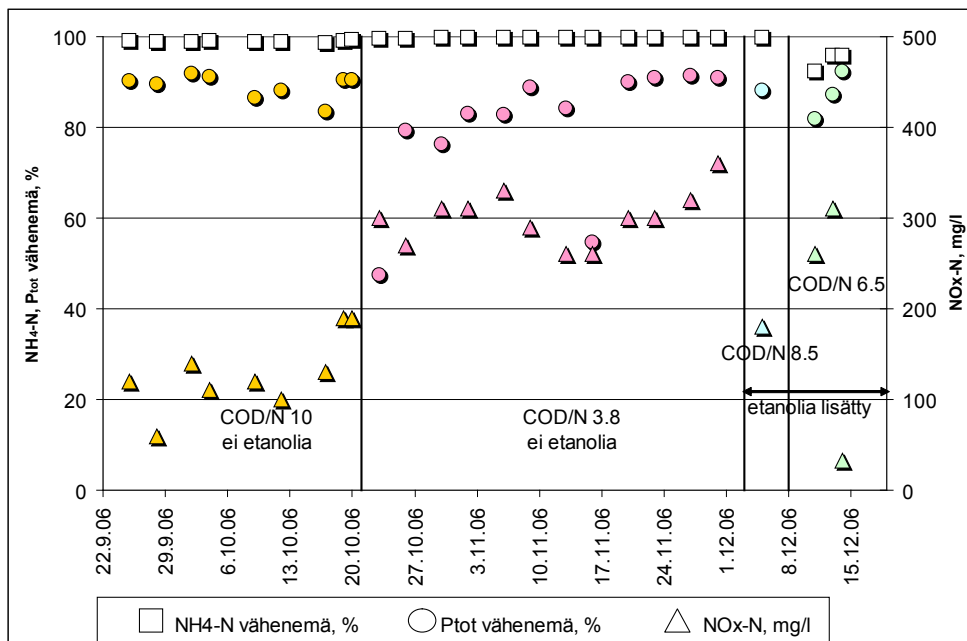


Kuva 46. SBR-yksikön kirkasteen P –pitoisuus sekä kiintoainepitoisuus käsitellyssä jätevedessä biojätteen kompostointilaitoksen jätevettä käsiteltäessä.

5.2.4 COD/N suhteen vaikutus denitrifikaatioon

Aivan kuten MBR-prosessissa, myös SBR-prosessissakin testattiin hiililisan vaikutusta denitrifikaatioon (Kuva 47). Vertailuna käytettiin kahta aikaisempaa jätevesilaatua, joissa toisen COD/N-suhde oli 10 ja toisen 3,8. Etanolilisäykset tehtiin tähän jälkimmäiseen jäteveteen. Lisäykset tehtiin siten, että COD/N suhteiksi tuli 8,5 ja 6,5.

Kokeen alussa suhteen ollessa 10, denitrifikaatio toimi hyvin ja nitraattipitoisuus oli noin 100 mg/l nousten jakson loppuvaiheessa noin arvoon 200 mg/l. Jäteveden vaihtuessa suhde muuttui arvoon 3,8 ja denitrifikaatio huononi ja nitraattipitoisuus nousi arvoon 300 mg/l. Hiililisyksen alkaessa COD/N suhde säädettiin arvoon 8,5, jolloin denitrifikaatio palautui välittömästi lähes samalle tasolle kuin jätevedellä, jonka COD/N suhde oli 10. Hiililisää pienennettäessä ja suhteen laskiessa arvoon 6,5, nitraattipitoisuus nousi jälleen arvoon 300 mg/l eli ilmeisesti hiilen määrä ei enää ollut riittävä denitrifikaatiolle.



Kuva 47. Etanolin lisäyksen vaikutus jäteveden puhdistumiseen SBR yksikössä biojätteen kompostointilaitoksen jätevetä käsiteltäessä (NH₄-N -vähennelmä, P_{tot} -vähennelmä sekä NO_x-N -pitoisuus).

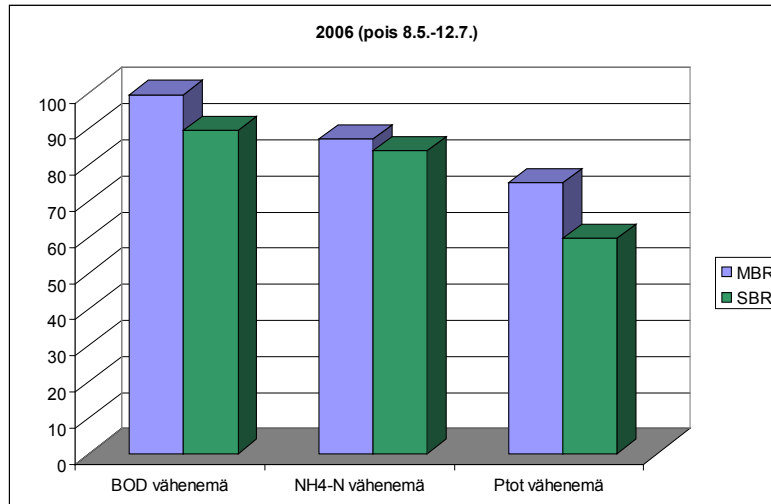
Mikäli prosessissa aiotaan käyttää lisähiiltä typenpoiston tehostamiseen, on sen määrää seurattava tarkasti, sillä ylimääräinen hiililisa aiheuttaa ainoastaan lisäkustannuksia prosessiin ja lisää orgaanista ainesta lähtevään veteen, kun taas liian pienellä hiililisällä ei ole suurta merkitystä prosessin toimintaan.

5.3 Tutkimuksessa käytettyjen MBR:n ja SBR:n vertailu

Vertailtaessa tässä tutkimuksessa käytettyjä MBR:ää ja SBR:ää, on vaikea tehdä suoria johtopäätöksiä, sillä laitteet ovat eri mittakaavassa. Lisäksi SBR toimi täysin manuaalisesti ja esimerkiksi kirkaste poistettiin kaatamalla se pois, jolloin lietettä saattoi joutua kirkasteen joukkoon huonontaan sen laatua. Tämä menettely kuitenkin simuloi selkeytyksen ylivuotoa, joskin enemmän turbulenssia aiheuttaen.

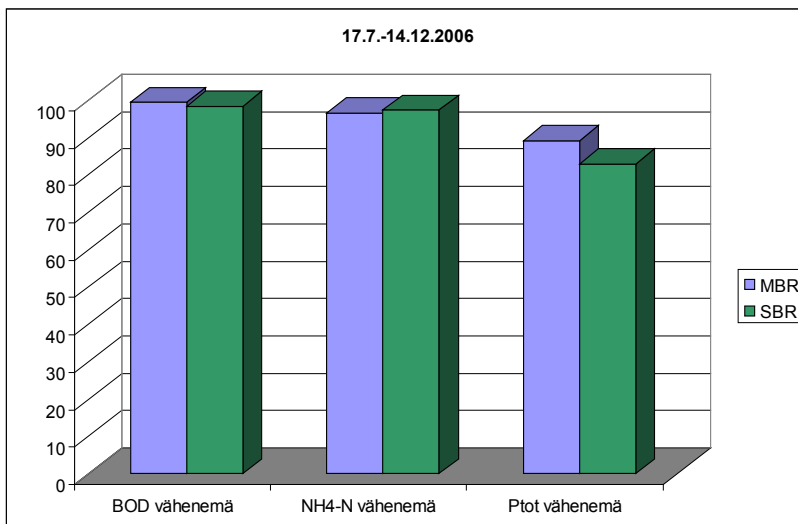
Tarkasteltaessa prosesseissa jaksoja, jolloin nitrifikaatio toimi molemmissa yksiköissä yli 60 % tehokkuudella, eli vuotta 2006, poislukien alkukesän inaktivoituminen

toksisen veden ja korkean kuormituksen yhteisvaikutuksesta MBR:ssä, MBR oli puhdistusteholtaan jonkin verran tehokkaampi kuin SBR (Kuva 48). MBR:n biologisen hapenkulutuksen vähenemä oli noin 10 %-yksikköä parempi kuin SBR:llä. Ammoniumtyypen vähenemä oli noin 3 %-yksikköä ja fosforin vähenemä 15 %-yksikköä parempi kuin SBR:llä. Nitraattipitoisuus oli MBR:n lähtevässä vedessä keskimäärin 220 mg/l ja SBR:n 390 mg/l.



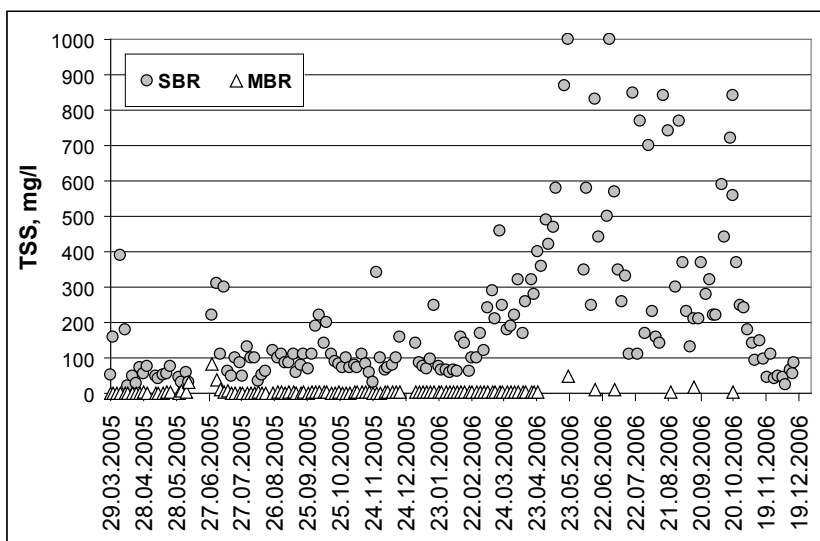
Kuva 48. MBR ja SBR vertailu biojätteen kompostointilaitoksen jätevesikäsitelyssä vuoden 2006 aikana. Keskiarvoista on jätetty pois alkukesän 2006 inaktivoitunut jakso. (tarkastelussa 1.1.-7.5. ja 13.7.-14.12.2006)

Edelleen jos tarkastellaan ainoastaan koko tutkimuskauten neljää viimeistä kuukautta, jolloin molemmat prosessit toimivat hyvin ja molempien NH4-N vähenemä oli yli 90 %, niin MBR prosessi puhdisti tutkittavan jäteveden hiukan paremmin; MBR vähensi biologista hapenkulutusta yli 99 %, ammoniumtyyppiä n. 97 % ja fosforia 89 %. Vastaavat lukemat SBR:lle olivat 98 %, 97 % ja 83 % (Kuva 49), ja eroa oli käytännössä vain fosforivähenemässä. Syynä tähän hyvän kiintoainekontrollin lisäksi saattoi olla tarkasteltavalla aikajaksolla hyvin onnistunut denitrifikaatio-olosuhteiden järjestely ja siten denitrifikaatioprosessin toimiminen MBR:ssä. Nitraattipitoisuus oli MBR:n lähtevässä vedessä keskimäärin 70 mg/l ja SBR:n 160 mg/l. Lisäksi kaikkien aikaisempien tuloksien perusteella MBR prosessi kesti paremmin vaihteluita prosessiolosuhteissa.



Kuva 49. MBR ja SBR vertailu biojätteen kompostointilaitoksen jätevesien käsittelyssä loppuvuonna 2006 (17.7.-14.12.2006) jolloin molemmat prosessit toimivat erittäin hyvin.

Prosesseista lähtevien vesien kiintoainepitoisuudet on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 50). SBR:n kirkasteen alhaisempi kiintoainepitoisuus hankkeen neljän viimeisen kuukauden aikana, jolloin molempien prosessien NH₄-N-nähenemä oli yli 60 %, verrattuna koko vuoden 2006 jaksoon korreloi SBR:n fosforinpoiston parantumiseen hankkeen loppuvaiheessa. Tämä johtuu fosforin sitoutumisesta kiintoaineeseen ja siten fosforin siirtymisestä kiintoaineen mukana kirkasteeseen.



Kuva 50. MBR ja SBR prosesseista lähtevien vesien kiintoainepitoisuudet.

Edellä esitettyjen aikajaksojen vähenemien keskiarvot, hajonnat, minimi- ja maksimit on esitetty liitteessä VII. Lähtevän veden kiintoainepitoisuuksien keskiarvot, hajonnat, minimi- ja maksimit keskenään vastaavilta jaksoilta on esitetty liitteessä VIII.

Koko kahden ja puolen vuoden tutkimusjakson aikana SBR ja MBR prosessien toiminnassa ei ollut suurta eroa molempien prosessien toiminnoissa tapahtuneiden häiriöiden takia. SBR poisti ammoniumtynen tehokkaammin kuin MBR (n. 70 % vs 60 %) ja MBR vähensi biologista hapenkulutusta noin 95 %, SBR:n vähentäessä n. 85 %. Nitraattipitoisuus oli MBR:n lähtevässä vedessä keskimäärin 190 mg/l ja SBR:n 350 mg/l.

6 Keskustelu

EU:n korkeat puhdistusvaatimukset jätevesille johtavat entistä tehokkaampien puhdistusmenetelmien kehittämistarpeeseen viemäriverkostojen ulkopuolella syntyville jätevesille. Mikäli nämä jätevedet ovat väkeviä sekä sisältävät paljon tyyppiä niiden johtaminen pitkiä matkoja suuremmille jäteveden puhdistamoille saattaa aiheuttaa ongelmia jäteveden puhdistamolla ja jo viemäriverkostossa. Näille väkeville jätevesille voidaan kehittää esikäsittely, jolloin ne eivät aiheuta suurta ongelmaa verkostossa tai horjuta kunnallisen jätevedenpuhdistamon toimintaa. Toinen vaihtoehto on puhdistaa jätevesi paikanpäällä niin tehokkaasti, että se voidaan johtaa suoraan vesistöön.

Tutkittavana jätevetenä oli kompostointilaitokselta tuleva erittäin väkevä jätevesi, joka johdetaan puhdistettavaksi kunnalliseen jätevedenpuhdistamoon 20 kilometrin päähän. Jätevesi aiheuttaa ongelmia suuren laatuvaihtelunsa sekä korkean typpipitoisuutensa vuoksi jäteveden puhdistamolla. Lisäksi veden sisältämä sulfaatti pelkistyy viemäriverkoston hapettomissa oloissa hajuhaittoja ja korroosiota aiheuttavaksi rikkivedyksi.

Verrattaessa MBR menetelmää selkeytysallasta tarvitsevan perinteisen aktiiviliete- menetelmän kanssa, MBR:llä on suurena etuna pienempi tilantarve, koska lietteelle ei tarvita selkeytysvaihetta. Lisäksi lietteen huonoon laskeutuvuuteen ei tarvitse varautua. MBR systeemiä on helppo laajentaa lisäämällä kalvopakkoja prosessiin. Kalvobioreaktorin etuna on suurempi kiintoaineen erotuskyky ultrasuodatuskalvojen vuoksi, jolloin jätevedestä poistuu tehokkaasti kiintoaineeseen sitoutuneita jakeita.. Lisäksi siinä voidaan helposti pidentää lieteikää ja siten ylijäämalietteen määrä vähenee. MBR-prosessin negatiivisena puolena ovat kustannukset, sillä energiakulutus on prosessissa suuri johtuen kalvosuodatukseen tarvittavasta korkeasta paineesta. Ongelmia voi tuottaa lisäksi pitkän lieteiän aiheuttama epäorgaanisen aineksen kertyminen lietteeseen, sillä MBR systeemi pidättää lähes kaiken orgaanisen aineksen lietteestä sekä suuren osan epäorgaanisesta jakeesta. Tämä saattaa olla haitallista kalvojen pintamateriaalille sekä aiheuttaa kalvojen tukkeutumista (Cicek 2003).

Tutkimuksen perusteella MBR prosessi toimi jonkin verran tehokkaammin kuin SBR kompostointilaitoksen jätevedellä, mutta prosessien puhdistustehojen välillä ei ollut suurta eroa. Kummallakaan laitteistolla ei saatu riittävän puhdasta vettä, jotta sen voisi johtaa ympäröivään vesistöön. Tutkimuksen loppuvaiheen hyvin toimivan jakson aikana, jolloin molempien prosessien $\text{NH}_4\text{-N}$ -vähenemä oli yli 90 %, MBR prosessista lähtevän veden BOD oli 16 mg/l, COD 470 mg/l ja P 3,7 mg/l. Vastaavat lukemat SBR:lle olivat 54 mg/l, 710 mg/l ja 7,2 mg/l. MBR:n suodoksen kiintoainepitoisuus oli 7,9 mg/l ja SBR:n kirkasteen 320 mg/l. Eli vesi ei ollut riittävän puhdasta suoraan vesistöön johdettavaksi, sillä Itä-Suomen ympäristöviraston myöntämän ympäristöluvan mukaisesti Toikansuon jätevedenpuhdistamolta vesistöön lasketavien vesien BOD₇ pitoisuus saa olla enintään 12 mg/l, COD_{Cr} 70 mg/l, P_{tot} 0.5 mg/l ja kiintoainepitoisuus enintään 15 mg/l. Mikäli Kukkuroinmäen kompostointilaitoksella puhdistettava jätevesi sisältäisi myös jätteidenkäsittelyalueilla syntyvät valuma- ja suotovedet, se olisi paljon laimeampaa kuin hankkeessa tutkittu jätevesi ja vaikutukset puhdistetun veden pitoisuuksiin olisivat samansuuntaiset, mikäli itse puhdistusprosessit muuten toimisivat samalla tavalla.

Tarkasteltaessa pitempiä jaksoja, tehoero prosesseissa kasvoi. Tällöin puhdistustulosten alkoi tulla enemmän hajontaa ja tulosten luotettavuus heikkeni ja myös laitteiden stabiiliudessa alkoi näkyä eroja. Prosessien eroihin saattoi vaikuttaa myös jonkin verran laitteiden kokoero, sillä kalvosysteemiin oli laboratorio-pilotmittakaavassa ja SBR-systeemi oli laboratoriomittakaavan laitteisto. Lisäksi SBR:stä kirkaste poistettiin kaatomenettelyllä, joka saattoi aiheuttaa hajontaa tuloksiin.

Valittaessa sopivaa puhdistusmenetelmää tulee valinnassa ottaa huomioon tarvittava puhdistusteho. Lisäksi on otettava huomioon kompostointilaitoksen kasvava kapasiteetti. Valitun puhdistusmenetelmän ja sitä varten hankitun laitteiston tulee olla sellainen, että sen tehoa voidaan parantaa ja kokoa suurentaa. Tämän vaatimuksen suhteen MBR –prosessi olisi tehokas, sillä siinä kapasiteettia pystytään helposti kasvattamaan lisäämällä tarvittavien suodattimien määrää prosessissa.

Tutkimuksessa kalvobioprosessin kalvot eivät tukkeutuneet pysyvästi 2,5 vuotta kestäneen tutkimuksen aikana. MBR-prosessin kalvoja pestiin kahdella eri menetelmällä; HCl + NaOCl sekä sitruunahappo + HCl + NaOCl. Näistä kahdesta menetelmästä sitruunahappopesu toimi lopulta paremmin ja kalvojen puhtaan veden vuosaatiin koko kaksi ja puoli vuotta kestäneen tutkimusjakson jälkeen lähes alkuperäiselle tasolle. PWF oli laskenut 8,5 % verrattuna uusien kalvojen vuohon. Mikäli kalvojen pesu olisi suoritettu useammin, esimerkiksi kerran kuukaudessa, niin kalvoille ei todennäköisesti olisi tapahtunut pysyvää tukkeutumista, vaan tukkeutumista olisi pystytty poistamaan pesuilla tehokkaammin.

7 Johtopäätökset

Biojätteen kompostointilaitoksen erittäin väkevien jätevesien esikäsitteilyksi saavutettiin riittävän hyvä taso esim. kunnallisille puhdistamoille johtamista varten useiden kuormitusparametrien suhteen (esim. kiintoaine, biologinen hapenkulutus, ammoniumtyppi) molemmilla tutkituilla käsittelymenetelmillä, kalvobioreaktorilla ja panosbioreaktorilla. Vaikka em. parametrien suhteen kalvobioreaktorilla päästiin biologisen prosessin toimiessa optimaalisesti hyvin matalalle tasolle, niin suoraan ympäristöön johtamiseksi vain BOD:n, kiintoaineen ja ammoniumtyypen pitoisuuksien osalta saavutettiin riittävän alhainen taso. Puhdistettavan jäteveden suuret laatuvaihtelut edellyttävät käytettyjen prosessien jatkokehitystä ja optimointia sekä mahdollisesti lisävaiheita viimeistelyyn. Tällaiset äkilliset muutokset ovat vahingollisia erityisesti bioprosesseille, joten kuormitusta tulisi kyetä tasaamaan. Tosin suuret laatuvaihtelut korostuvat pienen mittakaavan prosesseissa ja käytännössä laatuvaihtelut eivät tulisi vaikuttamaan prosessiin näin selkeästi.

Tehdyissä kokeissa tutkitut jätevedet otettiin kaivosta, johon kertyi ainoastaan kompostointilaitoksen vesi. Mikäli jätevesien käsittely tapahtuisi Kukkuroinmäen jätekeskuksen alueella esimerkiksi tasausaltaiden jälkeen, niin saatu jätevesi olisi laimeampaa ja jäteveden laadun vaihtelut saataisiin tasatuiksi, sillä kyseiseen jätevedeen sisältäisivät jätevedet jälkikypsytyksentältä, kompostointilaitokselta sekä hyötyjätekentältä, joten biologisen prosessin shokit pystyttäisiin minimoimaan.

MBR:n ja SBR:n puhdistustehoilla ei ollut suurta eroa verrattaessa tyypin, fosforin sekä orgaanisen aineen poistotehoa tutkimuksen neljän viimeisen kuukauden ajalta. Tänä aikana nitrifikaatio ja denitrifikaatio toimivat molemmissa prosesseissa hyvin. Tuloksissa tulee muistaa laitteistojen kokoero; MBR oli pilot-mittakaavainen laite ja SBR laboratorio-mittakaavainen. Lisäksi SBR:ssä kirkasteen poisto tapahtui kaatamalla, jolloin pintalietettä saattoi joutua kirkasteen mukaan enemmän kuin käytännössä joutuisi selkeytyksen ylivuotoon.

Jos puhdistusmenetelmäksi valitaan kalvobioprosessi, niin tämän 2,5 vuotta kestäneen kokeen perusteella tätä, mm. tyypin suhteen erittäin väkevää jätevettä ei kyetty puhdistamaan riittävästi suoraan vesistöön johdettavaksi. Kunnallisen jäteveden puhdistamon laskutus perustuu jäteveden pitoisuuksiin. Mikäli kalvobioprosessilla puhdistettu jätevesi toimitettaisiin edelleen puhdistettavaksi kunnalliselle jäteveden puhdistamolle nykytilanteen mukaan, niin kompostointilaitokselta lähtevän jäteveden pitoisuudet olisivat merkittävästi alhaisemmat ja niiden myötä myös kunnallisen jätevedenpuhdistamon laskutus sinne toimitetusta jätevedestä olisi pienempi. Mikäli syntyvää jätevettä ei haluta toimittaa puhdistettavaksi muualle, niin yksi vaihtoehto on lisätä kalvobioprosessin perään jatkokäsittelyksi esimerkiksi käänteisosmoosi, jolloin lähtevästä vedestä saadaan riittävän puhdasta johdettavaksi se suoraan ympäröivään vesistöön.

Tyypinpoistoon aiheuttaa ongelmia puhdistettavan jäteveden alhainen alkaliniteetti, pieni hiili-typpisuhde, sekä kylmät sulamisvedet jälkikompostointikentältä. Alhaiseen alkaliniteettiin auttaa alkalointikemikaalin, esim. kalkin lisäys prosessiin ja pieni C/N –suhde voidaan säätää ulkoisen hiilen lähteen lisäyksen avulla. Nämä lisäaineet kuitenkin nostavat prosessin kustannuksia. Kompostointilaitoksella puhdistusprosessista tuleva ylijäämäliete on helppo käsitellä edelleen toimittamalla se takaisin kompostointiprosessiin.

Hankkeessa testattiin erilaisia jaksottaisuuksia esimerkiksi suodatuksen kannalta. Näiden tulosten perusteella suodatus kannattaisi ajoittaa ennen syöttöä, jolloin orgaanisen aineksen ja ammoniumtyypin pitoisuudet saataisiin mahdollisimman pieniksi puhdistetussa vedessä. Mikäli suodatus tapahtuisi ainoastaan jaksottaisesti osan aikaa vuorokaudesta, kyettäisiin säästämään energiaa ja käyttökustannukset laskisivat.

Hankkeen lopussa olleen, tehokkaasti toimineen neljän kuukauden jakson aikana MBR osoitti toimivuutensa kompostointilaitoksen väkeville jätevesille. Kun löydettiin sopiva kalkin lisäys sekä hiilen määrä, prosessi toimi erinomaisesti ja lähtevän veden pitoisuuksissa päästiin alhaisille tasoille. Laimennettaessa syötettävää jätevettä alueelta saatavilla muilla jätevesillä, lähtevien vesien pitoisuuksia kyettäisiin alentamaan. Lähtevien vesien pitoisuuksia voitaisiin parantaa suoraan vesistöön johdettaviksi myös lisäämällä MBR käsittelyn jatkoksi käänteisosmoosi tai nanosuodatus.

Lähteet

- Ahn W.-Y., Kang M.-S., Yim S.-K., Choi K.-H., Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process, *Desalination*, 149 (2002) 109-114
- Al-Rekabi W., Qiang H., Qiang W., Review on sequencing batch reactors, *Pakistan Journal of Nutrition*, 6 (2007) 11-19
- Alvarez-Vazquez H., Jefferson B., Judd S., Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review, *Journal of Chemical Technological Biotechnology*, 79 (2004) 1043-104
- Ammary Bashaar Y., Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment, *African journal of biotechnology*, 3 (2004) 236-238
- Carrera J., Vicent T., Lafuente J., Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Chemistry*, 39 (2004) 2035-2041
- Cema G., J. Surmacz-Górska J., Miksch K., Implementation of anammox process in the membrane assisted bioreactor, *Proceedings of Polish-Swedish seminars, Stockholm June 6-8, 2004 Integration and optimisation of urban sanitation systems*
- Cernila Zajc N., Glancer M., Grömping M., Soljan V., Laboratory scale and pilot study of the treatment of municipal landfill leachate, *Chem. Biochem. Eng.*, 18 (2004) 77-84
- Chang I.-S., Le Clech P., Jefferson B., Judd S., Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment, *Journal of Environmental Engineering*, 128 (2002) 1018-1029
- Christensson M., Lie E., Welander T., A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification, *Water Science and Technology*, 30 (1994) 83-90
- Cicek N., Canadian Biosystems Engineering, A review of membrane bioreactors and their potential application in the treatment of agricultural wastewater, 45 (2003) 6.37-6.46
- Edward L., Gillette, Jr., *Environmental Engineering & Management (EEMA) homepage*, <http://www.eema-inc.com/OM/opTech.htm> (18.3.2008)
- Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n kotisivut, <http://www.ekjh.fi/index.shtml> (16.1.2006)
- Field R.W., Wu D., Howell J.A., Gupta B.B., Critical flux concept for microfiltration fouling, *Journal of Membrane Science*, 100 (1995) 259-272
- Güven D., Dapena A., Kartal B., Schmid M.C., Maas B., van de Pas-Schoonen K., Sozen S., Mendez R., Op den Camp H.J.M., Jetten M.S.M., Strous M., Schmidt I., Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria, *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (2005) 1066-1071
- Itokawa Hiroki, Hanaki Keisuke, Matsuo Tomonori, Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition, *Water Research*, 35 (2001) 657-664
- Jetten M.S.M., Strous M., Katinka T., van de Pas-Schoonen T., Schalk J., van Dongen G.J.M., van de Graaf A.A., Logemann S., Muyzer G., van Loosdrecht M.C.M., Kuenen J.G., The anaerobic oxidation of ammonium, *FEMS Microbiology Reviews*, 22 (2006) 421-437
- Kettunen R., Rintala J., Hänninen K., Luostarinen S., YMPA212 Jätevesien käsittelyprosessit ja -laitokset I, *Luentomoniste 2006, Ympäristötieteet, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto*
- Kimura K., Hane Y., Watanabe Y., Amy G., Ohkuma N., Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water, *Water Research*, 38 (2004) 3431-3441
- Le Clech P., Jefferson B., Chang I.S., Judd S.J., Critical flux determination by the flux-step method in a submerged membrane bioreactor, *Journal of Membrane Science*, 227 (2003) 81-93
- Li F., Chen J., Deng C., The kinetics of crossflow dynamic membrane bioreactor, *Water SA*, 32 (2006) 199-203
- Marttinen S., Jokela J., Rintala J., Kettunen R., Jätteiden hajoaminen kaatopaikalla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely, *Kaato 2001 -hanke*
- Memos Membranes Modules Systems GmbH, <http://www.memos-filtration.de/en/content.html>, 23.3.2007
- Metcalf & Eddy, Inc, 1991. *Wastewater engineering: Treatment, Disposal and reuse*, 3rd ed, McGraw-Hill International Editions
- Mulder A., The quest for sustainable nitrogen removal technologies, *Water Science and Technology*, 48 (2003) 67-75
- Parravicini V., Svardal K., Kroiss H., Application of anaerobic biological treatment for sulfate removal in viscose industry wastewater, *Water Science and Technology*, 55 (2007) 181-189
- Pelkonen M., Kotro M., Rintala J., Biological nitrogen removal from landfill leachate: a pilot-scale study, *Waste Management & Research*, 17 (1999) 493-497
- Pourcelly G., Contribution to the WHITE BOOK, Included in part 3: Presentation of the optimum and high efficiency wastewater treatment techniques in the different sectors of ILE, 2002
- Rantanen Pirjo, Aurola Anne-Mari, Hakkila Kirsi, Hernesmaa Anne, Jörgensen Kirsten, Laukkanen Risto, Melasniemi Hannes, Meriluoto Jukka, Nikander Sami, Pelkonen Markku, Renko Esa, Valve Matti, Pauli Anneli, *Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessiohjaus ja mikrobiologia, Suomen Ympäristö 318, ISBN 352-11-0508-9, Suomen Ympäristökeskus, 1999 Helsinki*
- van Rijn Jaap, Tal Yossi, Schreier Harold J., Denitrification in recirculating systems: Theory and applications, *Aquacultural engineering*, 34 (2006) 364-376
- Rintala Jukka, Kari Hänninen, Anja Veijanen, *Ympäristötekniikan perusteet, Luentomoniste 2003, Ympäristötieteet, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto*
- Rittmann Bruce E., McCarty Perry L., *Environmental Biotechnology: Principles and applications*, 2001, McGraw-Hill Education

- Strous M., van Gerven E., Zheng P., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations, *Water Research*, 31 (1997) 1955-1962
- Strous M., Gijs Kuenen J., Jetten M.J.S., Key physiology of anaerobic ammonium oxidation, *Applied and Environmental Microbiology*, 67 (1999) 3248-3250
- The online anammox resource, <http://www.anammox.com/index.html>
- Trela Józef, Intensification of the denitrification process by addition of organic material, Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Nowy Targ, Poland, October 1-2, pp 107-122 (in Polish) 1998
- Tseng Chie-Chien, Potter Thomas G., Koopman Ben, Effect of influent chemical oxygen demand to nitrogen ratio on a partial nitrification/complete denitrification process, *Water Research*, 32 (1998) 165-173
- Tuhkanen T., Aho J., Merta E., Haja-asutuksen ravinnekuormituksen vähentäminen – Ravinnesampo, osa 2. Maitojuonejätevesien käsittely, Suomen Ympäristökeskuksen julkaisu 763, 2005
- Soveltamisopas talousvesiasetukseen 461/2000. Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys ja Suomen Kuntaliitto. Helsinki 2001.
- Wett B., Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water, *Water Science and Technology*, 53 (2006) 121-128
- Wett B., Eldawy A., Becker W, Carbonate addition – an effective remedy against poor activated sludge settling properties and alkalinity conditions in small wastewater treatment plants, *Water Science and Technology*, 48 (2003) 411-417

Lyhenteet

Alk_{addition}	lisättävän alkaliniteetin määrä
Alk_{in}	alkaliniteetin määrä syötössä
Alk_{needed}	tarvittavan alkaliniteetin määrä
BOD_7	biologinen hapenkulutus
BOD_{in}	BOD_7 pitoisuus syöttövedessä
COD_{Cr}	kemiallinen hapenkulutus
EKJH	Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy
HRT	viipymä
MBR	kalvobioreaktori (membrane bioreactor)
MLFSS	lietteen epäorgaaninen kiintoainepitoisuus
MLTSS	lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus
MLVSS	lietteen orgaaninen kiintoainepitoisuus
NF	nanosuodatus
$NH_4\text{-}N_{\text{in}}$	$NH_4\text{-}N$ pitoisuus syöttövedessä
$NH_4\text{-}N_{\text{out}}$	$NH_4\text{-}N$ pitoisuus ulostulevassa vedessä
PWF	puhtaan veden vuo
$Q_{\text{bottom sludge}}$	poistettavan pohjalietteen määrä
Q_{effluent}	poistettavan suodoksen määrä
Q_{in}	virtaama
Q_{sludge}	poistettavan lietteen määrä
r	$NH_4\text{-}N$ vähenemisnopeus
RO	käänteisosmoosi
SBR	panosbioreaktori (sequencing batch reactor)
TMP	suodatuspaine (trans membrane pressure)
TSS	kokonaiskiintoainepitoisuus
$TSS_{\text{bottom sludge}}$	pohjalietteen kiintoainepitoisuus
TSS_{effluent}	suodoksen/kirkasteen kiintoainepitoisuus
TSS_{reactor}	lietteen kiintoainepitoisuus
V_{reactor}	reaktorin tilavuus
VSS_{reactor}	orgaanisen kiintoaineen pitoisuus reaktorissa

Liite I. Syöttöveden tiedot

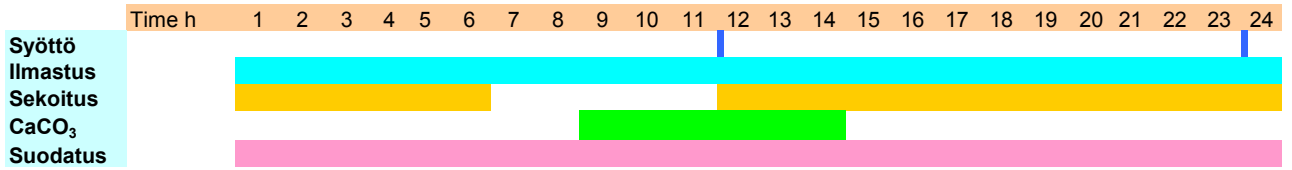
Laimentama- ton jätevesi	pH	Johtokyky mS/m	TSS mg/l	FSS mg/l	BOD ₇ mg/l	COD _{CR} mg/l	TOC mg/l	P _{tot} mg/l	P _f mg/l	N _{tot} mg/l	NH ₄ -N mg/l	Alkal. mmol/l	Sameus FNU
Keskiarvo	6.1	1908	835	136	9536	13975	4323	75	64	2940	2750	42	637
Keskihajonta	0.9	385	830	231	7617	9299	2828	65	66	859	817	21	483
Min	4.3	1400	120	25	1312	4500	1700	30	27	2100	2000	10	150
Max	7.2	2800	3100	850	22000	32000	9900	250	230	5100	5000	75	1800
Kpl	12	12	12	12	10	12	13	12	12	10	12	11	11
Syötetty jätevesi (MBR)	pH	Johtokyky mS/m	TSS mg/l	FSS mg/l	BOD ₇ mg/l	COD _{CR} mg/l	TOC mg/l	P _{tot} mg/l	P _f mg/l	N _{tot} mg/l	NH ₄ -N mg/l	Alkal. mmol/l	Sameus FNU
Keskiarvo	6.8	805	240	39	2201	3870	1190	27	23	964	968	20	445
Keskihajonta	1.1	241	284	74	1860	3922	1204	27	25	287	332	14	366
Min	4.6	480.0	48.0	2.0	300.0	580.0	170.0	1.8	1.4	560.0	470.0	0.5	79.0
Max	8.1	1800	1300	360	9500	19000	6100	120	110	1700	2100	92	1500
Kpl	51	50	51	47	38	50	41	50	48	40	51	51	42
Syötetty jätevesi (SBR)	pH	Johtokyky mS/m	TSS mg/l	FSS mg/l	BOD ₇ mg/l	COD _{CR} mg/l	TOC mg/l	P _{tot} mg/l	P _f mg/l	N _{tot} mg/l	NH ₄ -N mg/l	Alkal. mmol/l	Sameus FNU
Keskiarvo	6.4	887	195	25	2672	4418	1395	31	26	1087	1013	19	420
Keskihajonta	0.9	413	162	23	2133	3697	1063	30	27	286	287	11	300
Min	4.5	480	60	2	280	550	220	6.4	5.5	600	560	0.4	54
Max	7.8	3200	760	120	9500	16000	5200	120	1100	1700	1700	48	1500
Kpl	44	41	44	44	42	44	42	43	43	40	43	42	34

LIITE II. Tutkimuksessa käytetyt kemialliset analyysit.

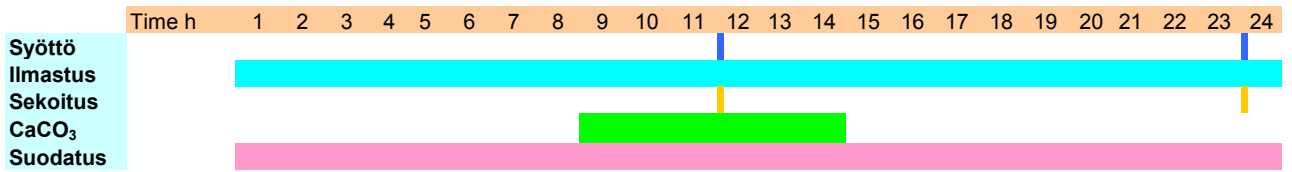
Analysoitava parametri	Yksikkö	Standardi	Mittausepävarmuus
Alkaliniteetti	mmol/l	VYH-72	6%
Biokemiallinen hapenkulutus	mg/l	SFS-EN 1899-1, SFS-EN 1899-2	15%
Kemiallinen hapenkulutus	mg/l	ISO 15705	10%
Sähkönjohtavuus	mS/m	SFS-EN 27888	4%
Ammoniumtyyppipitoisuus	mg/l	SFS 5505	5%
Nitriitti- ja nitraattityyppipitoisuus	mg/l	SFS 3029	6%
Kokonaistyyppipitoisuus	mg/l	SFS 5505	5%
pH		SFS 3021	0,2
Kokonaisfosforipitoisuus	mg/l	SFS 3026	10%
Suodatettu kokonaisfosforipitoisuus	mg/l	SFS 3026	10%
Kiintoaine	mg/l	SFS-EN 872	15%
Hehikutushäviö	mg/l	SFS-EN 872, SFS 3008	15%
Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus	mg/l	SFS-EN 1484	10%
Sameus	FNU	SFS-EN 27027	15%
Sulfaattipitoisuus	mg/l	SFS 5738	12%
Toksisuus	EC50-arvo	SFS-EN ISO 11348-3	30%
Arseeni	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	10%
Kadmium	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	0,1-100 µg/l 25% >100 µg/l 10%
Kromi	µg/l		
Kupari	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	1-100 µg/l 20% >100 µg/l 10%
Mangaani	µg/l	EPA 3051, ISO 11885	10%
Nikkeli	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	10-100 µg/l 15% >100 µg/l 10%
Lyijy	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	1-100 µg/l 15% >100 µg/l 10%
Sinkki	µg/l	ISO 17294-1, ISO 17294-2	10-100 µg/l 25% >100 µg/l 10%
Rauta	µg/l	EPA 3051, ISO 11885	10%
Rikki	µg/l	EPA 3051, ISO 11885	

Liite III, I/3.Ajastukset, MBR.

12.07.2005

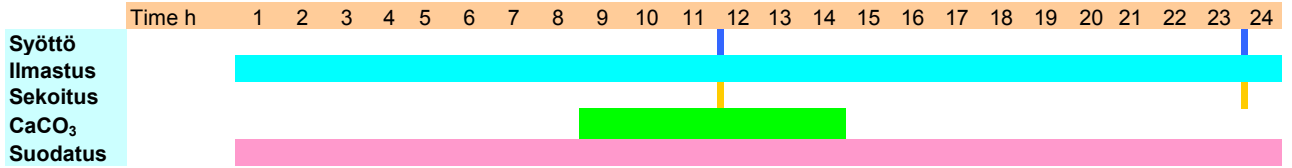


03.02.2006



Sekoitus päällä syötön yhteydessä 20 minuuttia

17.03.2006



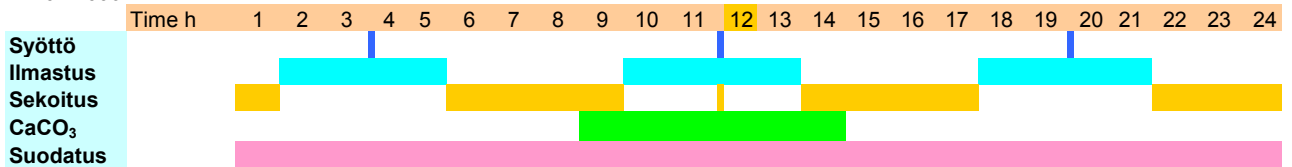
Sekoitus päällä syötön yhteydessä, minuutti ennen ja minuutti jälkeen syötön

11.04.2006



Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

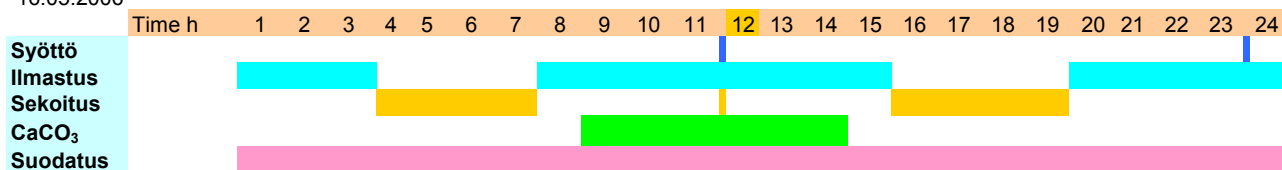
24.04.2006



Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

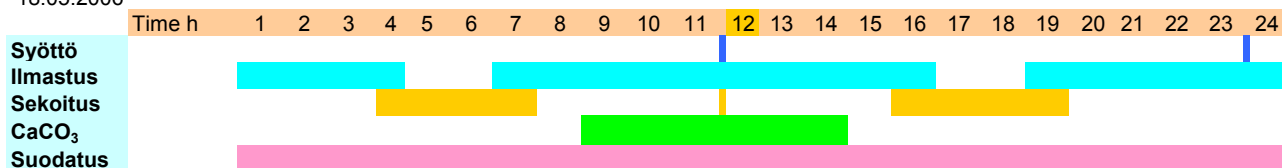
Liite III, 2/3. Ajastukset.

16.05.2006



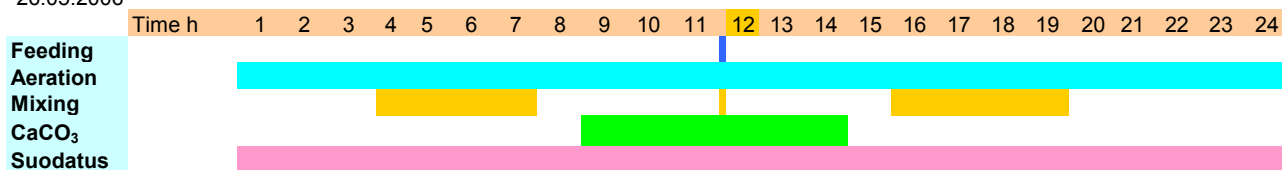
Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

18.05.2006



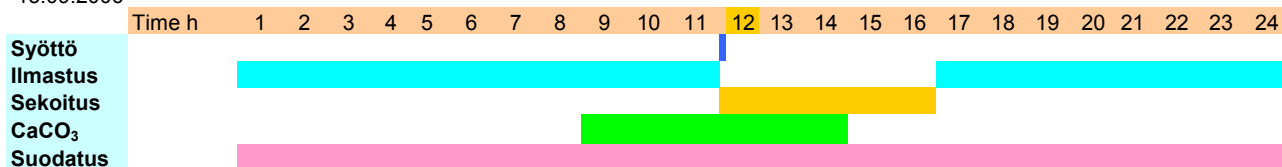
Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

26.05.2006



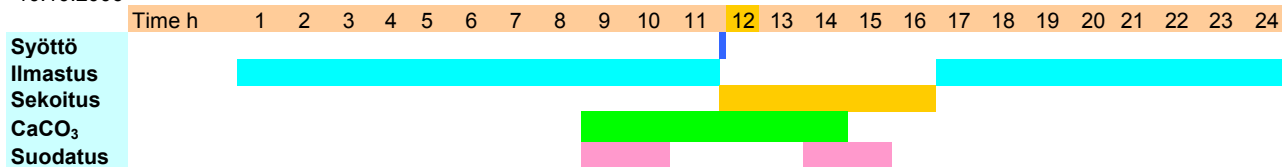
Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

13.09.2006



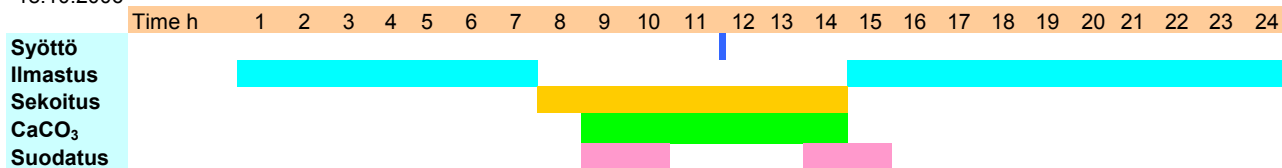
Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

10.10.2006



Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

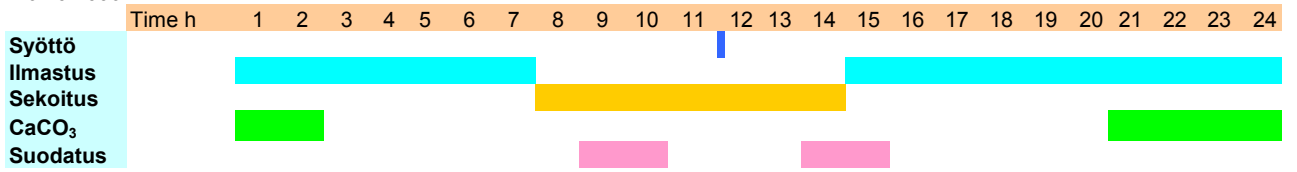
18.10.2006



Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

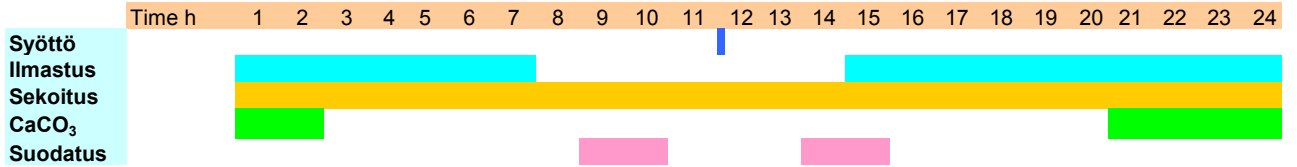
Liite III, 3/3. Ajastukset.

26.10.2006



Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen

08.11.2006

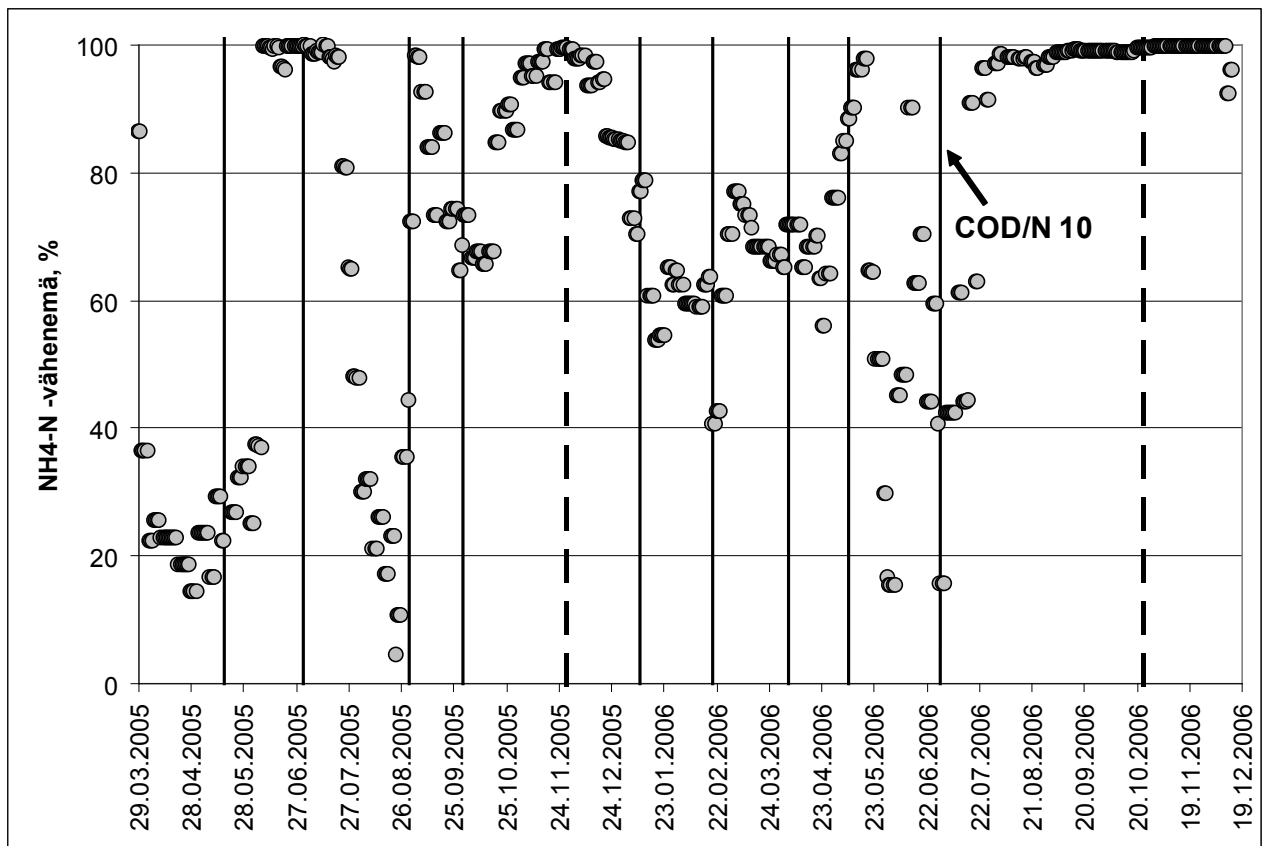


Sekoitus päällä 20 minuutin välein minuutin kerrallaan sekä syötön yhteydessä minuutin ennen ja minuutin jälkeen
 Ilmastukseen asetettu rajoitukset: DO=3, ilmastus pois päältä, DO=1 ilmastus päälle
 Sekoitusta lisätty jotta laskeutuva liete ei tukkisi putkia

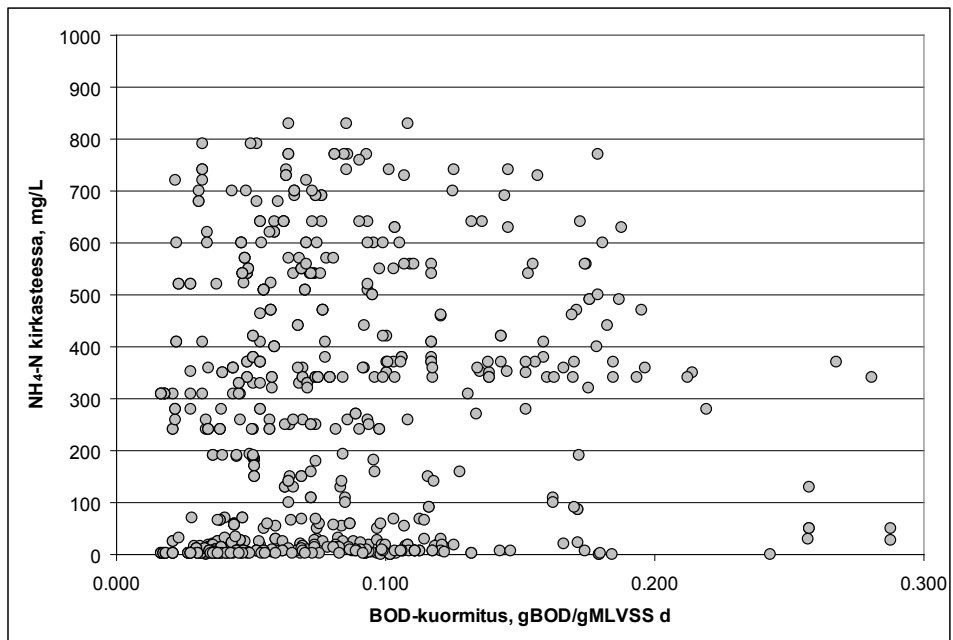
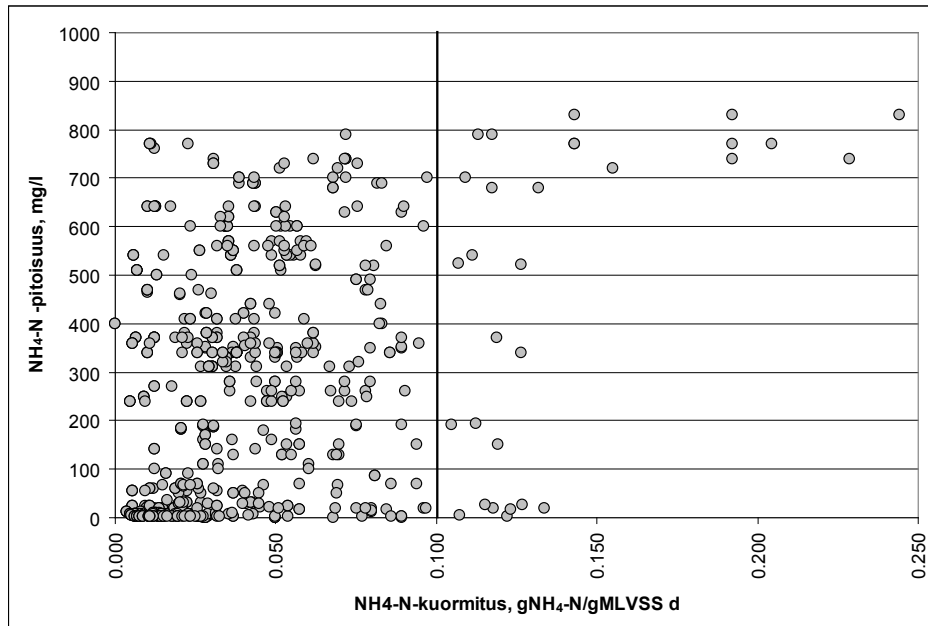
LIITE IV. Syöttöjen sekä käsiteltyjen jätevesien toksisuus mitattuna EC₅₀ valobakteeritestillä.

Päivämäärä		Laimennos	EC ₅₀ , %
16.8.2005	SBR syöttö	laimentamaton	>50
16.8.2005	SBR kirkaste	laimentamaton	>50
8.5.2006	jätevesi	1:1	0.9
30.6.2006	jätevesi	1:2	9.3
4.9.2006	jätevesi	laimentamaton	2.4
4.9.2006	MBR suodos	laimentamaton	>50
4.9.2006	SBR syöttö	laimentamaton	1.5
4.9.2006	SBR kirkaste	laimentamaton	>50
23.10.2006	jätevesi	laimentamaton	0.3
23.10.2006	jätevesi	1:2	0.3
23.10.2006	jätevesi	1:4	0.8
23.10.2006	jätevesi	1:5	0.9
23.11.2006	SBR syöttö	laimentamaton	0.9
23.11.2006	SBR liete	laimentamaton	>50
23.11.2006	SBR kirkaste	laimentamaton	>50
23.11.2006	MBR syöttö	laimentamaton	1.1
23.11.2006	MBR suodos	laimentamaton	>50
14.12.2006	SBR syöttö	laimentamaton	0.1
14.12.2006	SBR liete	laimentamaton	>50
14.12.2006	SBR kirkaste	laimentamaton	>50
14.12.2006	MBR syöttö	laimentamaton	0.1
14.12.2006	MBR suodos	laimentamaton	>50
14.12.2006	MBR pohjaliete	laimentamaton	>50

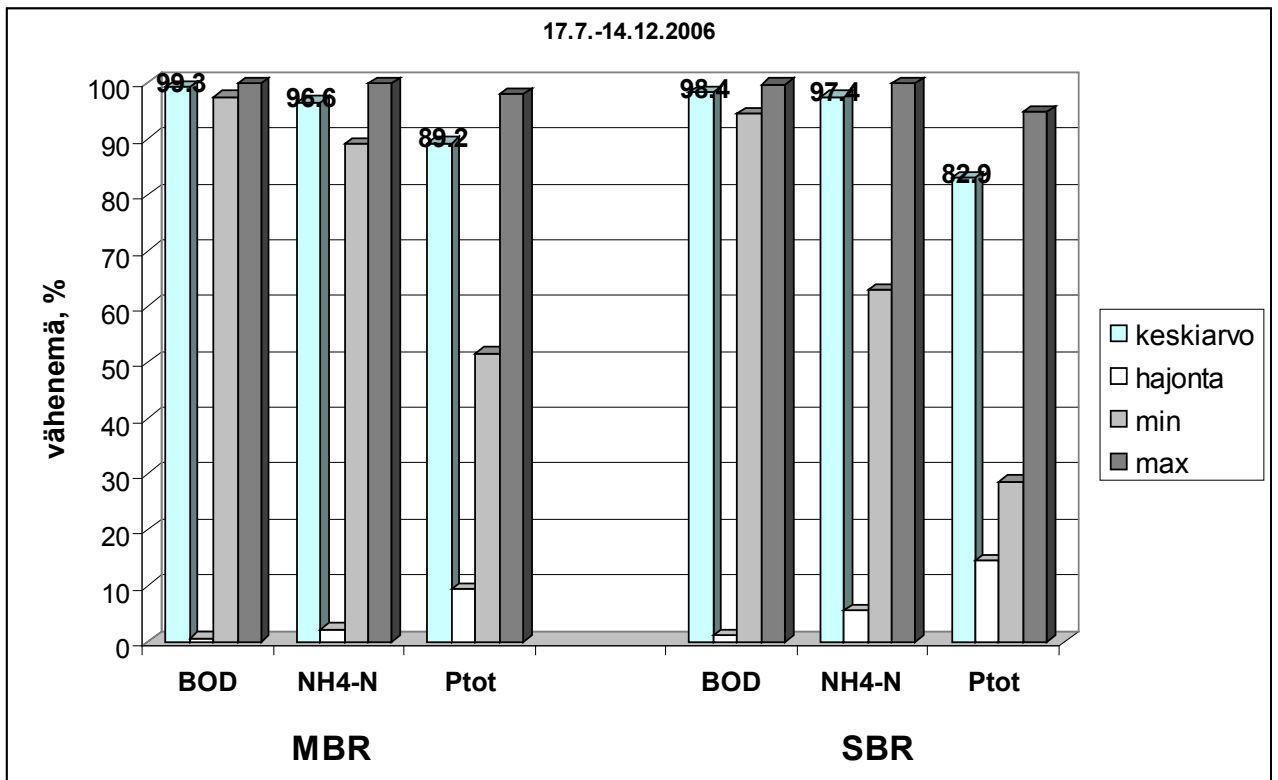
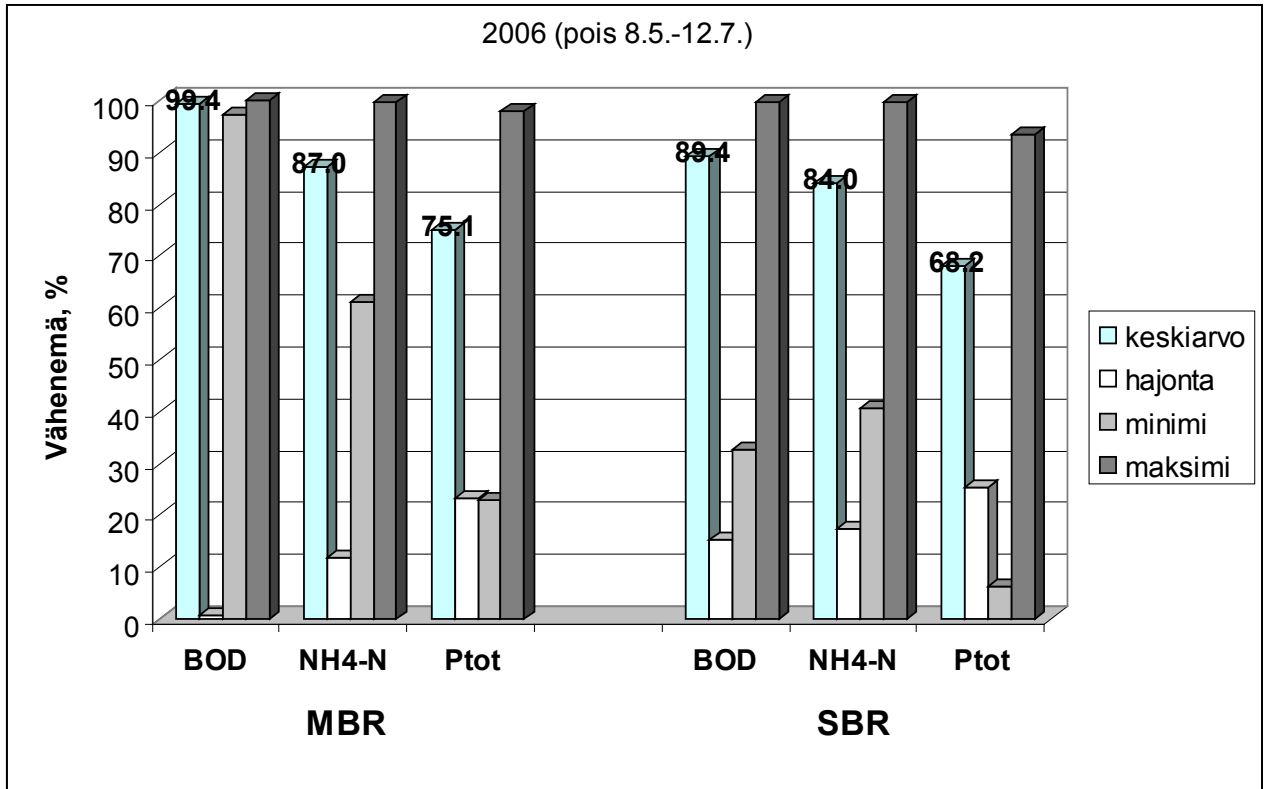
LIITEV. NH₄-N –vähenemä SBR-yksikössä.



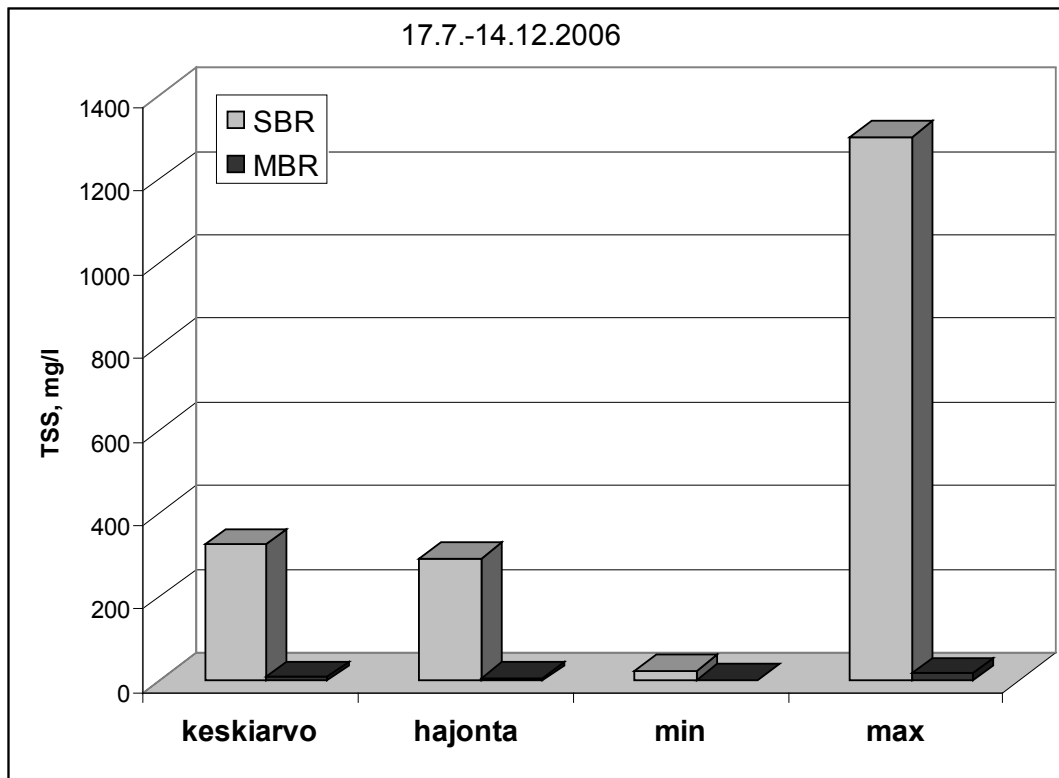
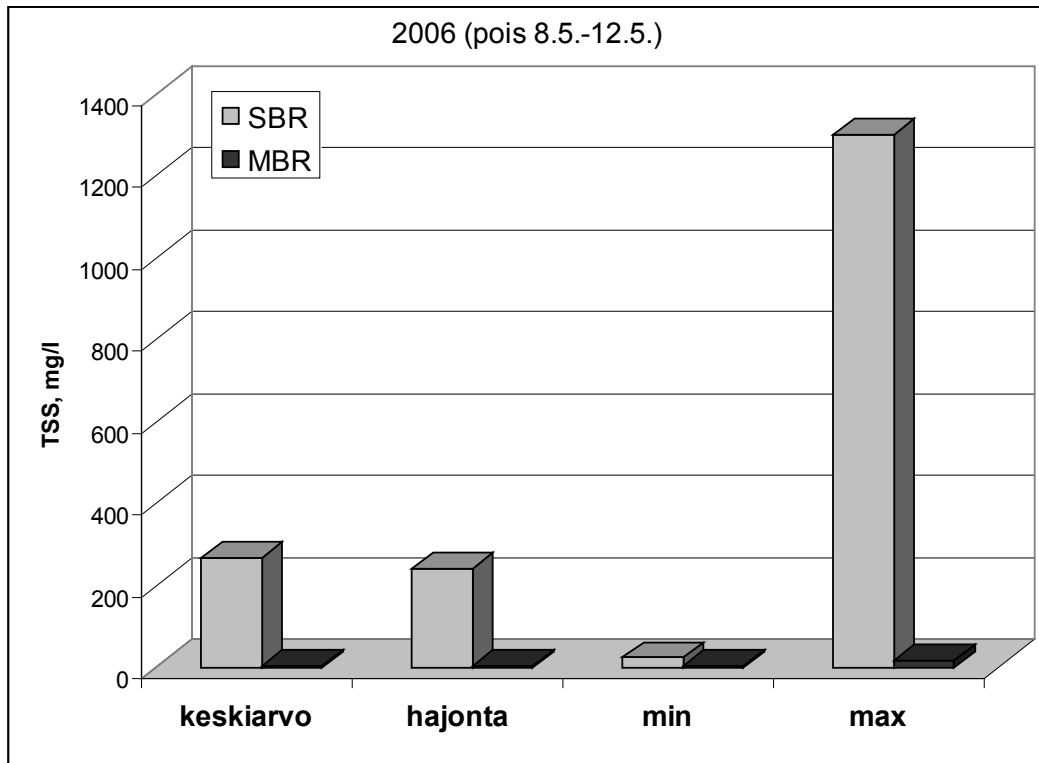
LIITE VI. Suodoksen $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden riippuvuus $\text{NH}_4\text{-N}$ - sekä BOD -kuormituksista SBR-yksikössä.



LIITE VII. SBR ja MBR vähenemien keskiarvot, maksimit, minimit sekä hajonnat.



LIITE VIII. SBR ja MBR lähtevän veden kiintoainepitoisuuksien keskiarvot, maksimit, minimit sekä hajonnat.



LIITE IX.

Laitinen Niina, Luonsi Antero and Vilen Jari, 2006.

Landfill leachate treatment with sequencing batch
reactor and membrane bioreactor

Desalination 191 (2006), pp. 86-91.

Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor

Niina Laitinen¹, Antero Luonsi¹, and Jari Vilen¹

¹Pirkanmaa Regional Environment Centre, P.O.Box 297, 33101 Tampere, Finland, tel. +358 40 7594675, e-mail: niina.laitinen@quicknet.inet.fi

Abstract

Landfill leachate from a composting field of a Finnish municipal waste landfill was treated with sequencing batch reactor (SBR) and a submerged membrane bioreactor (MBR) fed batchwise. The average quality of the leachate was 475 mg/l suspended solids, 1240 mg/l BOD₇, 10 mg/l phosphorus, and 210 mg/l ammonium nitrogen. Hydraulic retention times in SBR varied from four to nine days and in MBR from two to five days. Solids retention times in SBR were from 10 to 40 days and in MBR from 35 to over 60 days. The sludge concentration in SBR varied from 6.6 to 10 g/l and in MBR from 7.3 to 9.3 g/l in normal conditions. In SBR, suspended solids concentration in effluent was up to 89% smaller than influent suspended solids concentration. However, sometimes bulking reduced the efficiency. The preliminary results with MBR start-up showed that it is free from bulking problems and compared to feed concentration the retention was over 99% of suspended solids. It also increased the retentions of both BOD₇ and ammonium nitrogen to >97% and reduced variations. Phosphorus retention was >88%.

Keywords: landfill leachate, membrane bioreactor, sequencing batch reactor, nitrification

Introduction

In modern waste treatment, the qualities of wastewaters, spill waters, and leachates, produced in different parts of waste treatment process vary a lot with waste qualities. The possible treatment methods to be considered are: treatment with municipal wastewater and separate treatment of all or some of the wastewater fractions [1]. So far, most Finnish landfills do not treat their wastewaters separately but conduct them into a municipal wastewater treatment plant. If the treatment plant is small, e.g. the high nitrogen content of the landfill wastewaters may cause some operational problems. Moreover, the national biowaste strategy asks for decreasing the amount of organic waste to landfills so that the amount of biodegradable material to landfills will be in 2006 75% or less of the amount in 1994, in 2009 50% or less and in 2016 35% or less [2]. Thus increasing amounts of organic waste are treated separately in digesters or in composting plants. According to Kettunen et al. [3] the wastewaters originating from the organic waste treatment has highest organic matter and nitrogen concentrations. The intensified treatment in composting plants with internal water recycling lead to wastewaters much stronger than those originating from open composting fields and thus the separate treatment of these wastewaters for organic matter and nitrogen removal is reasonable.

In this study sequencing batch reactor (SBR) and a dual-tank membrane bioreactor (MBR) processes were studied for the treatment of landfill leachate from a composting field. The SBR technology is an activated sludge process designed to operate under non-steady state flow conditions and there is a degree of flexibility associated with working in a time rather than in a space sequence [4]. According to literature [5], membrane bioreactor offers a treatment method for achievement of high quality treated

water with reduced sludge production. The SBR system seems suitable for treating the leachate from biological waste treatment in which the volumes and concentrations of the produced water can vary a lot with time. Previously, the SBR has been successfully applied for the treatment of concentrated wastewaters from milk farms [6]. Moreover, the process can be modified so that both nitrification and denitrification can be achieved in the same unit. However, in SBR process the sludge must settle and in case of disturbances sludge bulking can reduce the quality of produced water. With membrane bulking is no problem and the quality of produced water is much more stable. The treatment of landfill leachates with MBR has been mentioned to be especially promising field for MBRs in Europe with existing reference plants in Germany, France, and Holland [7]. Witgens et al. [8, 9] have studied the use of membrane bioreactors for the removal of endocrine disruptors from landfill leachate. Ahn et al. [10] have presented a case study of an advanced landfill leachate treatment process using membrane bioreactor and reverse osmosis for aged landfill, in which leachate the carbon to nitrogen ratio was unbalanced for proper biological operation. Setiadi and Fairus [11] used an activated sludge-membrane system, in which the membrane unit placed outside the activated sludge tank, for the treatment of hazardous waste landfill leachate.

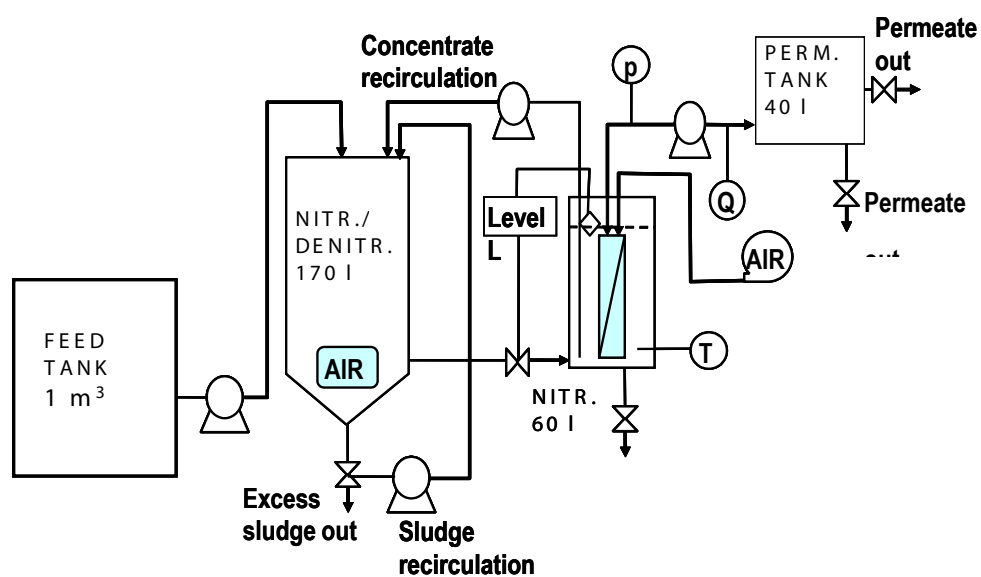
Experimental

The municipal waste landfill leachate (Table 1) from an open ditch next to composting field was treated in a sequencing batch reactor (SBR) and in a dual-tank membrane bioreactor (MBR) fed batch wise. A simplified flow sheet of the equipment used is presented in Figure 1. The SBR was operated in nitrification/denitrification tank, the total operational volume of which was approximately 165 l. When operated as SBR the following steps were done in a 24-hour cycle: feeding, reaction, settling and decanting. For the period of 24 hours, 21.5 hours the unit was aerated, 2 hours was settling, and 30 minutes was needed for decanting and feeding. At the beginning of August an air control valve was installed to SBR enabling the better control of the aeration and at the end of August, after 61 days of operation, the aerated time was decreased to 17.5 hours, and time for settling was increased to 3 hours.

When MBR was operated the nitrification/denitrification tank had a volume of 120 l and MBR tank 60 l. The cycles for aeration in SBR unit were same as in SBR operation. The MBR unit was ZeeWeed ZW10 unit from ZENON. ZeeWeed ZW10 is fully automatized membrane bioreactor unit in which the membranes are submerged to an aerated tank. Membrane fouling is prevented by air scouring (air flow 2 Nm³/h) and with periodical backwashing of the membranes. In these experiments, the backwashing was done for 10 seconds every 60 seconds. Membrane area in the unit was 0.93 m². A new ZeeWeed® 500 membrane (nominal pore size of 0.04 µm) was used in the experiments. The membrane was cleaned prior to use with 200 ppm sodium hypochlorite solution and rinsed thoroughly with water.

Table 1. Average quality of treated composting field leachate. All units mg/l, except pH (-), conductivity (mS/m), alkalinity (mmol/l), and turbidity (FNU).

Parameter	Leachate
pH	7.2 ± 0.2
Conductivity	450 ± 130
Suspended solids	480 ± 260
BOD ₇	1300 ± 300
COD _{cr}	2200 ± 230
Total P	10.8 ± 2.6



Soluble P	3.5 ± 2.1
Total N	240 ± 80
NH ₃ +NH ₄ -N	210 ± 90
NO ₃ +NO ₂ -N	0.130 ± 0.115
Alkalinity	34.4 ± 13.0
Turbidity	530 ± 140

Figure 1. A simplified flow sheet of used SBR and MBR equipment. For SBR operation only nitrification/denitrification tank was used and for MBR operation the whole equipment was in use. Abbreviations: Nitr. = nitrification, Denitr. = denitrification, p = pressure, T = temperature, and Q = flow.

The leachate was analyzed for pH, conductivity, suspended solids, volatile suspended solids, biological oxygen demand (BOD₇), chemical oxygen demand (COD_{Cr}), total organic carbon (TOC), total and soluble phosphorus, total nitrogen, total ammonia (NH₃+NH₄ -N), and nitrate-nitrite nitrogen (NO₃+NO₂ -N), alkalinity, and turbidity. List of analyses is presented in Table 2. From the supernatant or permeate almost the same set of analyses were made. The mixed liquor was analyzed for pH, suspended solids and volatile suspended solids.

Table 2. Analysis methods.

Analysis	Method	Standard
pH	MeterLab PHM 220 Lab pH Meter	SFS 3021
Conductivity	MeterLab CDM 210 Conductometer	SFS-EN 27888
Suspended solids (TSS)	Filtration with Whatman GF/A, drying at 105°C	SFS-EN 872 ¹⁾
Fixed suspended solids (FSS)	Incineration at 550°C	.-
Volatile suspended solids (VSS)	Calculated from the difference between TSS and FSS	.-
Biological oxygen demand (BOD ₇)	Dilution method	SFS-EN 1899-1
Chemical oxygen demand (COD _{Cr})	Closed tube method. Oxidation with dichromate. Hach COD Reactor	SFS 5504
Total organic carbon (TOC)		SFS-EN 1484
Total phosphorus	Decomposition with peroxide sulfate	SFS 3026
Dissolved phosphorus	Filtration with Whatman GF/A, Digestion with peroxide sulphite	SFS 3026
Total nitrogen	Modified Kjeldahl -method	SFS 5505
Total ammonia nitrogen (NH ₃ +NH ₄ -N)		SFS 5505
Total nitrite/nitrate nitrogen (NO ₃ +NO ₂ -N)	Flow Injection Analysis	SFS 3030
Alkalinity	Potentiometric titration	SFS 3005
Turbidity	Hach Ratio Turbidimeter	SFS-EN 27027

1) Not accredited method.

From analyses it must be mentioned that BOD₇ was analyzed without allyl thiourea and in case of effluents, the values include some oxygen consumption from nitrification. It was also observed that the total nitrogen analysis of the supernatant and permeate gave values smaller than expected from the total ammonia and total nitrite/nitrate nitrogen concentrations. The oxidizer used for total nitrogen analysis was found to be ineffective for the kind of effluent produced in this study.

The experiments were started in SBR, with 77% of activated sludge from municipal wastewater treatment plant and with 23% of leachate. For a start-up period of one month the process was operated as a sole SBR process and after that the MBR tank was connected to SBR tank and process was started to operated as dual-tank MBR.

Results and Discussion

In general, the SBR process was operated with hydraulic retention times (HRT) from four to eight days and MBR with HRT around 3 days (Figure 2). During process changes from SBR to MBR and vice versa, both longer and shorted HRTs were experienced.

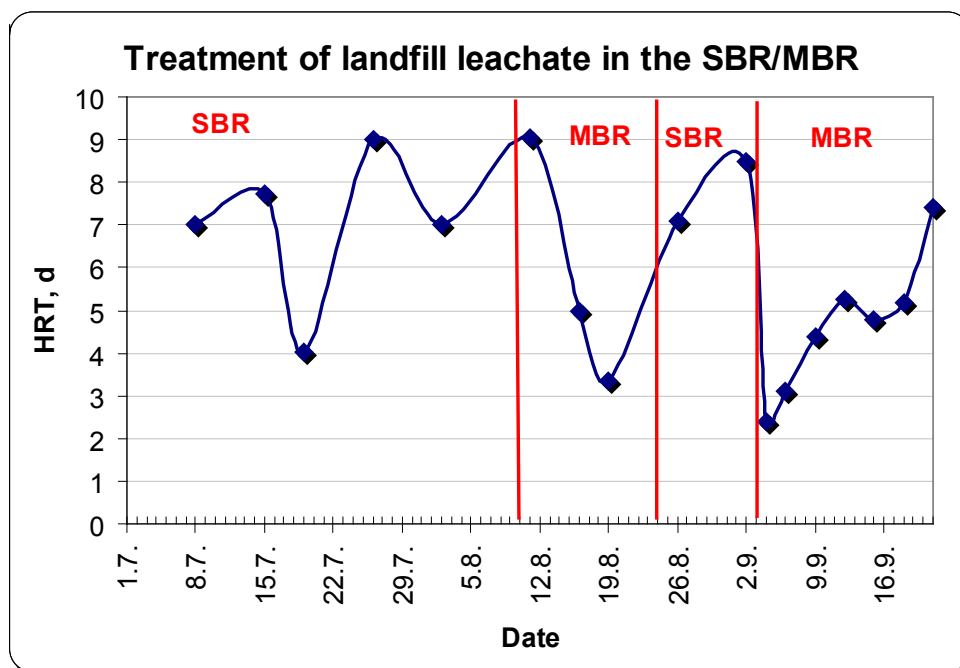


Figure 2. Hydraulic retention times (HRT) observed during operation of SBR and MBR.

The quality of effluent from SBR and that from MBR are given in Table 1. The high concentrations of suspended solids, turbidity, and BOD₇, as well as high deviations in values show that the SBR process was having every now and then bulking problems and sludge was escaping.

Table 1: Effluent quality from SBR and MBR. All units mg/l, except pH (-), conductivity (mS/m), alkalinity (mmol/l), and turbidity (FNU).

Parameter	SBR effluent	MBR effluent
pH	8.2 ± 0.3	8.4 ± 0.2
Conductivity	320 ± 90	350 ± 40
Suspended solids	290 ± 210	1.2 ± 0.9
BOD ₇	190 ± 140	8.3 ± 9.6
CODCr	500 ± 110	340 ± 30
Total P	6.9 ± 4.2	0.77 ± 0.37
Soluble P	0.89 ± 0.35	0.75 ± 0.37
NH ₃ +NH ₄ -N	1.84 ± 0.39	2.4 ± 2.2
NO ₃ +NO ₂ -N	150 ± 60	140 ± 40
Alkalinity	8.5 ± 3.5	12.0 ± 4.3
Turbidity	250 ± 210	0.9 ± 0.31

The MBR unit was operated with stable flux of $2.1 \pm 0.4 \text{ l}/(\text{m}^2\text{h})$ since the bioprocess was decisive parameter for the organic loading. In MBR effluent, the concentrations were much lower than in SBR. In some cases, the effluent values were close to detection limit of the analyzing method and thus high deviations were observed, e.g. BOD₇.

Total nitrogen concentrations in influent as well as total ammonia concentrations and nitrite/nitrate nitrogen concentrations in the effluent are presented in Figure 3. Since the total ammonium nitrogen concentrations in feed were almost same as total nitrogen concentrations (difference 10-30 mg/l), it can be seen that nitrification wor-

ked well in both units and ammonia nitrogen reductions over 97% were achieved. After the mid of August it seems that also some denitrification occurred and nitrogen reductions compared to total nitrogen concentrations in influent were from 52 to 71%. The changes in influent concentrations can be seen in effluent usually after approximately two weeks. Thus the doubling of influent concentration at the middle of August gives first the false idea of denitrification, but since the nitrate concentrations continue to decrease it is obvious that some denitrification is happening. The reasons for this are probably the better control of aeration in nitrification/denitrification tank after installation of air control valve, increase of non-aerated time at the end of August as well as less effective mixing of nitrification/denitrification tank from the beginning of September due some problems in recirculation pump. The less effective mixing in SBR tank means that the oxygen conditions in the tank get poorer towards the bottom and it is possible to have some anoxic zone at the very bottom of the tank under the aerator.

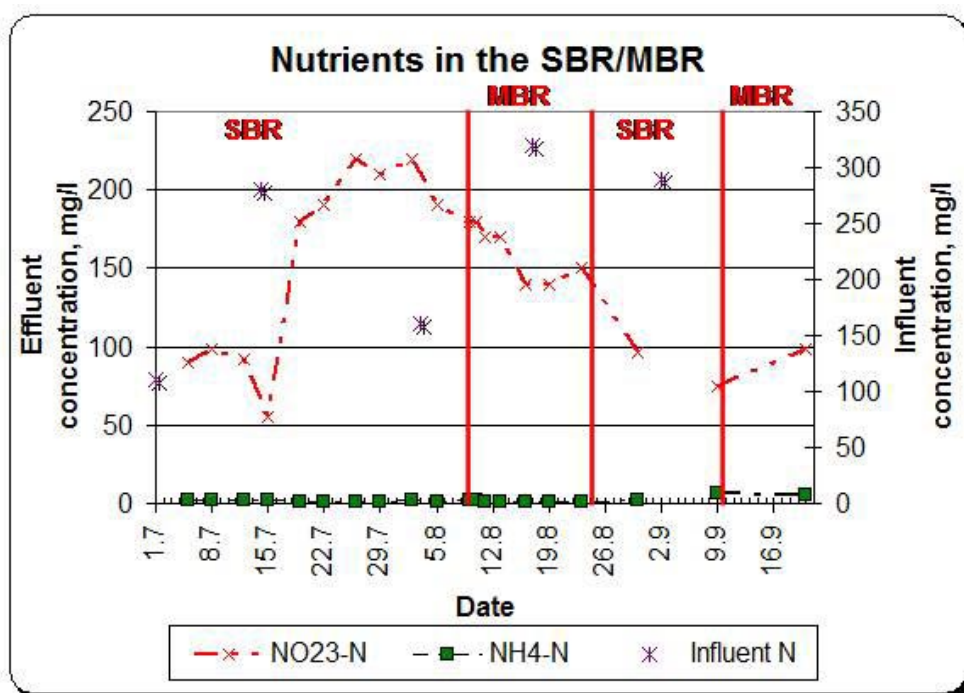


Figure 3. Nitrogen concentrations in influent and effluent of SBR and MBR during the operation period. Influent N is total nitrogen in influent, NO₂₃-N is nitrite/nitrate nitrogen in effluent and NH₄-N is total ammonia nitrogen in effluent.

In SBR, suspended solids reduction up to 89%, BOD₇ up to 94%, ammonia nitrogen up to 99.5%, and phosphorus up to 82% compared to feed concentrations were achieved. However, the variations were huge and when sludge was escaping the effluent had sometimes higher concentrations of solids and total phosphorus than those in the original leachate. The MBR improved the effluent quality and reduced the variations (Figure 4). In MBR, the reduction of suspended solids was over 99%, that of both BOD₇ and ammonia nitrogen over 97%, and that of phosphorus over 88%. The total phosphorus in the MBR permeate was actually the same as the amount of soluble phosphorus. Total nitrogen removal was at its best around 50-60%.

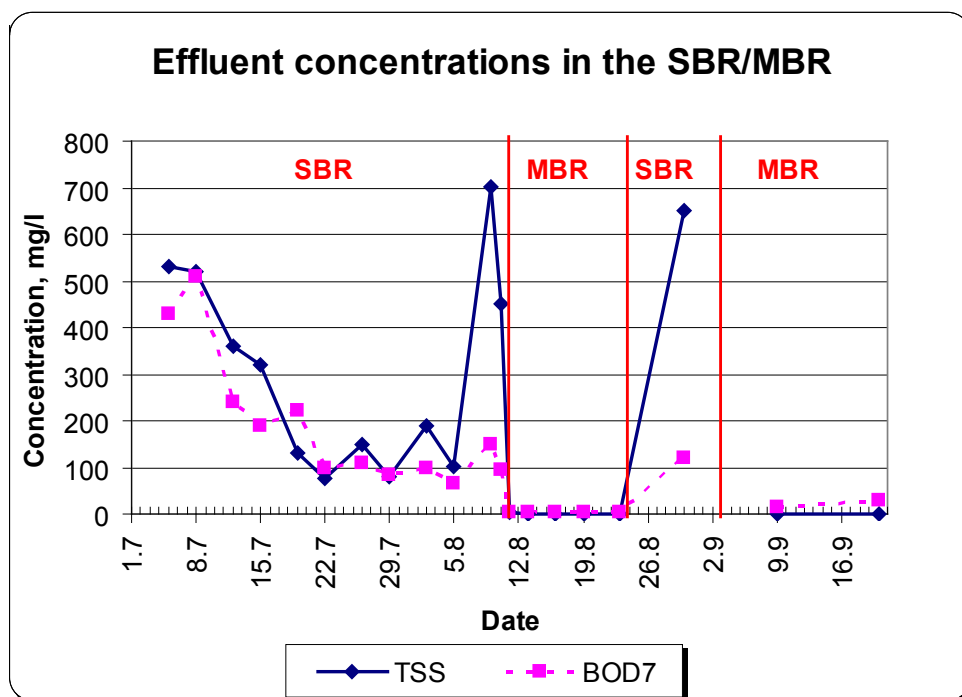


Figure 4. Concentrations of total suspended solids (TSS) and biological oxygen demand (BOD₇) in effluent during SBR and MBR treatment of composting field leachate.

Conclusions

As a conclusion, both the SBR and MBR remove total ammonia nitrogen effectively. However, the sludge was escaping from the SBR unit whenever the process was disturbed and thus quite high suspended solids, BOD₇, and phosphorus concentrations were observed. MBR effluent was significantly better in quality and had lower variations. However, the results from MBR treatment are preliminary and fully developed membrane bioreactor activated sludge with stable operation is yet to be reached. The optimization of operational variables needs to be done, including the requirements for denitrification.

References

- [1] S. Marttinen, J. Jokela, J. Rintala, R. Kettunen, KAATO 2001-HANKE: Jätteiden hajoaminen kaatopaikalla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely, Kirjallisuuskatsaus 20.6.2000. (<http://www.jatelaitosyhdistys.fi/katsaus2.pdf>, 21.1.2004)
- [2] Finnish Ministry of Environment, 2.12.2004, National strategy for decreasing the amount of biodegradable waste to landfills (in Finnish)
- [3] R. Kettunen, J. Rintala, S. Marttinen, J. Jokela, K. Sormunen, Kaatopaikkavesien vaikutus yhdyskuntajätevedenpuhdistamon toimintaan ja mitoitukseen sekä kaatopaikkavesien esikäsittelytarpeen ja menetelmien arviointi, KAATO 2001 -hanke, Loppuraportti 20.6.2000, (<http://www.jatelaitosyhdistys.fi/julkaisut.htm>, 16.2.2004)
- [4] Anon, ILE (Industrial liquid effluents), Cluster PAPER, Report: Pulp and Paper Industry: Characterization of the Wastewater Treatment Processes, (2004)
- [5] T. Stephenson, S. Judd, B. Jefferson, K. Brindle, Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment, IWA Publishing, London, 2000.
- [6] T. Valkeapää, J. Vilen, A. Luonsi, Sequencing batch reactor for a dairy farm's wastewater – low-load application suitable to meet future requirements. In proceedings of 6th Specialist Conference on Small Water & Wastewater Systems. February 11-13, 2004, Fremantle, Australia
- [7] Anon, Market report: MBR technology, Filtration Industry Analyst, (2003), July, p. 14
- [8] Wintgens, T., Gallenkemper, M., Melin, T., Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology, Desalination 146 (2002) 387-391
- [9] Wintgens, T., Gallenkemper, M., Melin, T., Occurrence and removal of endocrine disrupters in landfill leachate treatment plants, Wat. Sci. Tech. 48 (2003) 127-134

- [10] Ahn, W.-Y., Kang, M.-S., Yim, S.-K., Choi, K.-H., Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process, *Desalination* 149 (2002) 109-114
- [11] Setiadi, T., Fairus, S., Hazardous waste landfill leachate treatment using an activated sludge-membrane system, *Wat. Sci. Tech.* 48 (2003) 111-117

Acknowledgements

The authors wish to thank Foundation of Maj and Thor Nessling as well as Maa ja Vesitekniiikan tuki ry for funding the project, research assistants Jacques Gruppi and Huilan Jia for daily operation, and laboratory of Pirkanmaa Regional Environment Centre for analyzing services.

LIITE X.

Huuhilo Tiina, Jokinen Niina, Luonsi Antero, Patronen Minna, Vilen Jari

MBR and SBR for Biowaste Composting Plant Leachate

Proceedings on the 4th International Membranes
Conference, 14.-18.5.2007, Harrogate, UK,

MBR and SBR for Biowaste Composting Plant Leachate

T. Huuhilo, N. Jokinen, A. Luonsi, M. Patronen and J. Vilen

Pirkanmaa Regional Environment Centre, P.O.Box 297, 33101 Tampere,
FINLAND

(E-mail: tiina.huuhilo@pp.inet.fi; antero.luonsi@ymparisto.fi; jari.vilen@ymparisto.fi)

Abstract

In this study the batch-fed membrane bioreactor (MBR) and sequencing batch reactor (SBR) were tested for diluted composting plant leachate with high organic matter and nitrogen content. The laboratory-pilot study proceeded for one and a half years. The material of used ultrafiltration hollow fibre membranes in MBR was PVDF and the nominal pore size was 0.04 µm. The removals with MBR were as follows: 99 % for BOD (16 mg/l), 96 % for NH₄-N (26 mg/l) and 89 % for phosphorus (3.7 mg/l) and with SBR 98 % (65 mg/l), 97 % (22 mg/l) and 83 % (7.4 mg/l), respectively. Irrespective of low membrane capacity utilization, the membranes fouled during the test runs considerably but in the end of the study modified chemical cleaning procedure restored almost original pure water flux, remaining decrease being 8.5 %, only. Differences in purification efficiency of SBR (2 L) and MBR (250 L) were small except the superior solids removal with MBR. Both SBR and MBR systems are effective methods for composting plant wastewater treatment, but some post-treatment like RO or appropriate chemical precipitation would be needed before the treated water could be led straight into the receiving water system.

Keywords: Composting plant; MBR; SBR; Leachate

INTRODUCTION

Today the trend is towards waste minimization and due to this the number of biowaste composting plants as one method for this target has increased. The quality of the wastewaters from the treatment of different kind of waste combinations naturally varies considerably. Usually leachates from landfills have high nitrogen concentration which poses eutrophication risk to the receiving water systems. Leachates from composting process have also higher organic matter content than overall landfill leachate. This improves the possibility for biological treatment. In Finland wastewaters from composting plants are usually led to the municipal wastewater treatment plants. The high organic matter and nitrogen concentrations may cause operational problems in municipal wastewater treatment plant if the plant capacity is limited or the discharge costs may become high if the charge is based on diverse parameters including nitrogen compounds (Laitinen, Luonsi, Vilen, 2006). These ecological and economical problems can at least partially be avoided if the composting plant has its own treatment systems before leading the wastewaters to the receiving water body or into the municipal wastewater treatment plant. If the treatment system is efficient enough the post-treatment in the municipal system may not even be needed and the purified wastewaters can be led directly to the receiving water system.

The wastewater treatment system in composting plant has to cope with the big changes in the leachate quality. MBR is effective in stabilizing influent wastewater quality changes and it is less vulnerable to upset from changes in hydraulic or organic loading than activated sludge with clarifiers (Jefferson et al. 2000, Melin et al. 2006). It also removes bacteria from the wastewater and thus being disinfection barrier for

the water. Membrane bioreactors combine conventional biological treatment process with membrane filtration and provide high level of organic matter and suspended solids removal. Membrane ensures excellent removal of solids and turbidity which means also potential for efficient sludge age control. It also enhances removal of solid bound substances like phosphorus.

MBR system eliminates the need for clarification step and this ensures minimal footprint (Melin, 2006). The quality of the effluent is independent of the settleability of the mixed liquor which may be critical e.g. for nitrifying activated sludge. Even though there would be an upset on the biological process, the membranes ensure that there would still not be any changes in the amount of the suspended solids in the effluent. Disadvantage for the MBR system is the high capital costs and the demand of higher operational and maintenance costs because of the membrane cleaning. The cost can be reduced by keeping the flux below the critical flux and reducing the fouling that way. As the flux is lower, less aeration is needed and cleaning costs can be minimised (Chua, Arnot, Howell, 2002). Also SBR system can be achieved in single reactor vessel which means minimal footprint compared to the conventional activated sludge systems. The disadvantage in SBR is the need for good settleability in the sludge. It is also more vulnerable for the upsets in the process.

The suitability of the SBR and MBR systems were tested for biowaste composting plant wastewater. Nitrogen removal was the main concern in the wastewater treatment. Different processing conditions and methods were studied. As the MBR and SBR systems are compared with each other it has to be taken into account that the size difference between the used test modules; 250 L for MBR and 2 L for the SBR.

METHODS

Experiments were carried out between March 2005 and December 2006. The studied wastewater originated from a tunnel composting plant. The waste processed in the plant consists of excess sludge from the municipal wastewater treatment plants and of the household biowaste as well as waste from the slaughterhouses. The composting time for the biowaste is 21 days and 14 days for the waste from the municipal wastewater treatment plants. The post-composting time varies between 0-6 months depending on season and purpose of reuse. The gases from the composting process are cleaned with acid shower (H_2SO_4) which increases the concentration of the sulphate up to 4000 mg/l in the composting plant wastewater. The total wastewater from the waste treatment area consists of the wastewaters from the composting plant and from the post-treatment field.

The required water quality before leading the treated water into the water system is as follows in the commune where the composting plant is situated: allowed suspended solids 15 mg/l (90 % removal), BOD 12 mg/l (90 %) and P_{tot} 0.5 mg/l (90 %). The allowed COD concentration is 70 mg/l (80 % removal). The NH_4-N -removal has to be at least 60 % when temperature is above 12 °C.

In the MBR unit a 20 L batch of leachate was fed into the biological unit twice a day. The same pre-unit tank (170 L) worked as a denitrification and a nitrification unit with on-line controls. The following filtration unit (60 L) was a ZeeWeed10 fully automated unit with periodical permeate back-pulsing. The back-pulsing system forces the permeate to flow back thorough the membranes to prevent the membrane fouling. The membranes were ultrafiltration hollow fibre membranes with a nominal pore size of 0.04 μm . The membrane material was PVDF (ZeeWeed 500 membrane). The total membrane area was 0.93 m². The biomass was separated from the sludge in the filtration unit and re-circulated back to the bioreactor unit. The fouling of the membranes was controlled by washing them chemically and by intermittent operation; 1 minute back-pulsing for every 3 to 10 minutes of operation. The membranes were

placed into an aerated tank so that the air bubbles and vibration were scouring the membrane surfaces to prevent the fouling. The flow chart is presented in figure 1.

The same wastewater was treated with the laboratory scale sequencing batch reactor (SBR) unit both to see the differences between these two biological methods and to pre-test operational changes before applying them in the pilot scale MBR. The laboratory scale SBR system consisted of a 2 L decanter glass, a mixer and aeration (Laitinen, Luonsi and Vilen, 2006). Both MBR and SBR processes worked in room temperature.

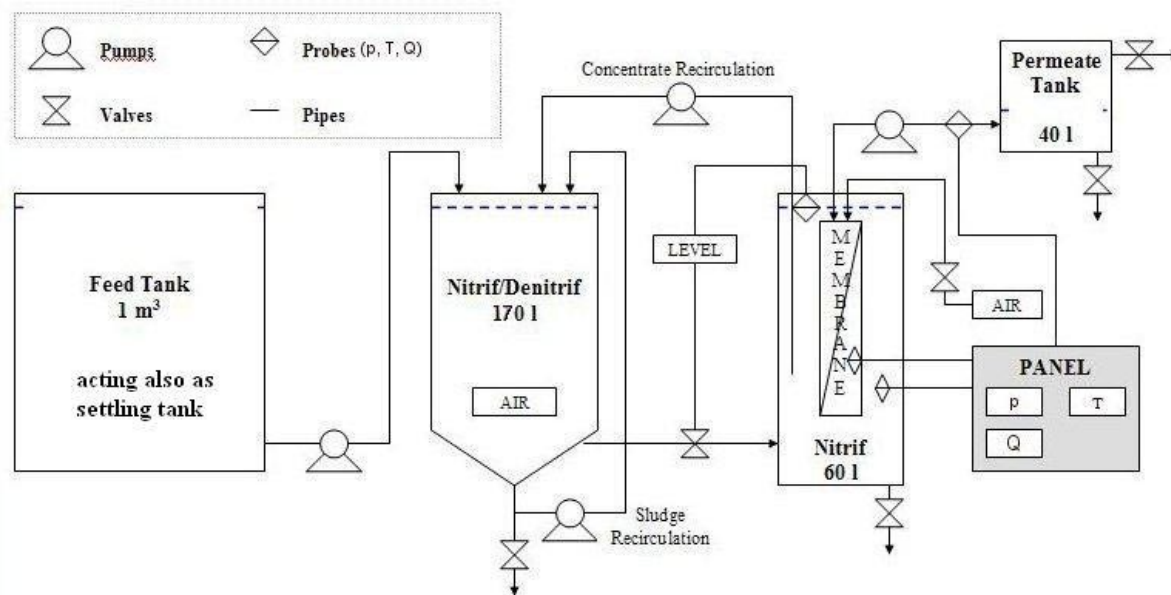


Figure 1. The flow chart of the MBR system.

The original leachate was too strong for the systems with sizing balance compromises. Thus it was diluted 1:1 or 1:2, simulating reality otherwise but done with pure water, before fed into the MBR or SBR units. The average quality of the original and diluted feed leachates are presented in table 1.

Table 1. The average quality of the original and diluted biowaste composting plant wastewaters.

Parameter	Original leachate, not diluted n=12	Average diluted feed for MBR n=50	Average diluted feed for SBR n=44
pH, -	6.1 ± 0.9	6.8 ± 1.1	6.4 ± 0.9
Conductivity, mS/m	1900 ± 400	810 ± 240	890 ± 410
Suspended solids, mg/l	840 ± 830 min 120, max 3100	240 ± 230 min 48, max 1300	200 ± 160 min 60, max 760
BOD ₇ , mg/l	9500 ± 7600 min 1300, max 22000	2300 ± 1900 min 300, max 9500	2900 ± 2200 min 280, max 9500
COD _{Cr} , mg/l	14000 ± 9300 min 4500, max 32000	3900 ± 3800 min 580, max 19000	4400 ± 3700 min 550, max 16000
Total P, mg/l	75 ± 65 min 30, max 250	27 ± 26 min 2, max 120	31 ± 30 min. 6, max 120
Total N, mg/l	2900 ± 860	960 ± 290	1090 ± 290
NH ₄ -N, mg/l	2750 ± 820	970 ± 330	1010 ± 290
Alkalinity, mmol/l	42 ± 21	20 ± 14	19 ± 11
Turbidity, FNU	640 ± 480	450 ± 370	420 ± 300

RESULTS AND DISCUSSION

The quality of the wastewater from the composting plant varied dramatically during the test runs and thus the loading rates could not be kept constant. Different processing conditions were tested to find the optimal wastewater treatment procedure with these systems. In MBR the F/M ratio varied between 0.013 and 0.470 g BOD/(g MLVSS d). In SBR the variation was 0.017-0.280 g BOD/(g MLVSS d) (Figure 2). The best NH₄-N removals were achieved with the loading below 0.10 g BOD/(g MLVSS d).

The high loadings together with the toxic nature (LC₅₀ 0.9%) created a shock in the process affecting the failure of the nitrification (Figure 2 b and d). The denitrification did not work properly in either of the processes until the July 2006. At that time both nitrification and denitrification started to work in both systems. The major reasons for this was the lower organic loading together with high COD/N ratio (~ 10) in the feed leachate.

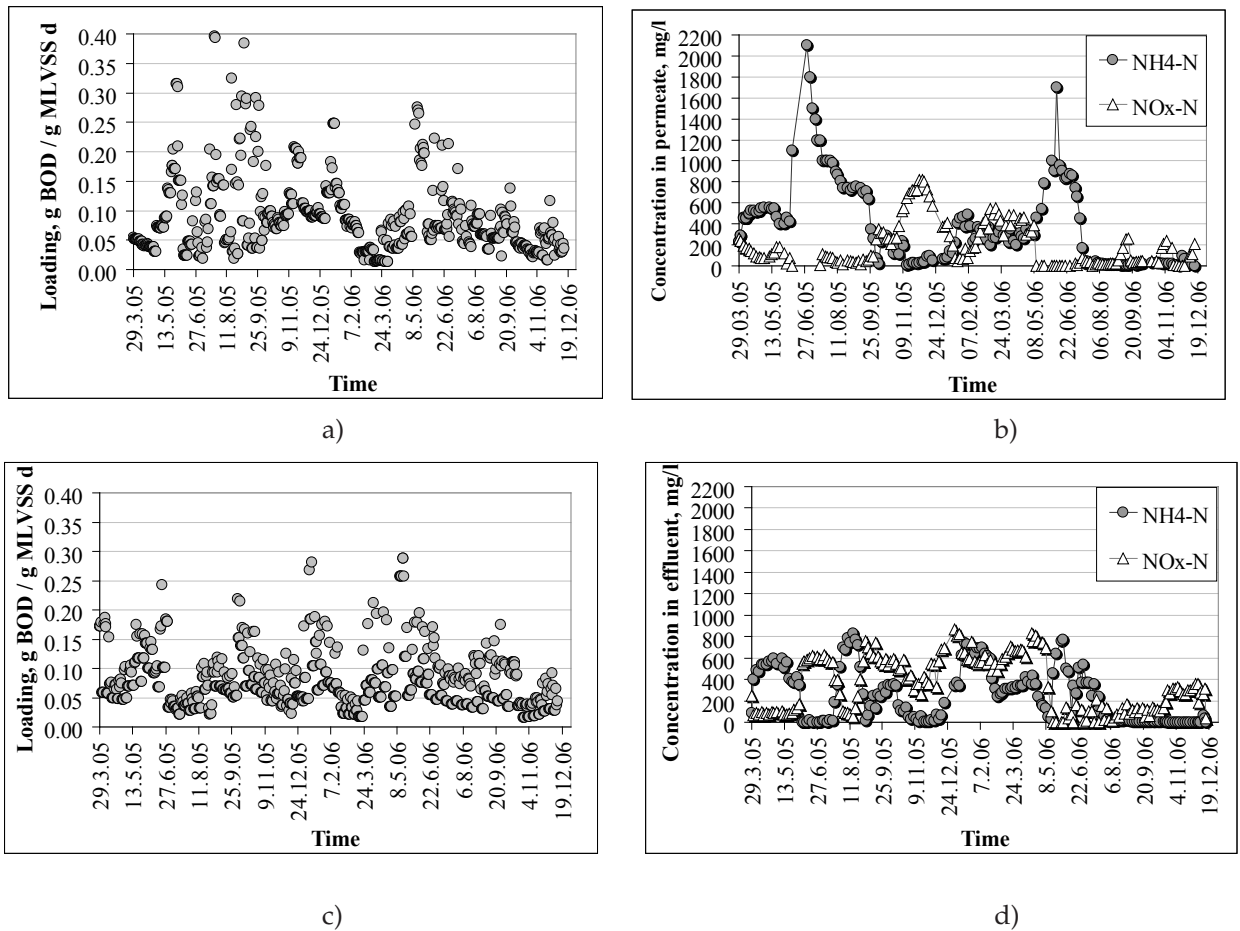


Figure 2. The loadings and NH₄-N concentrations in the effluents of the MBR (a and b) and SBR (c and d) during the one and a half years research period.

The COD/N ratio varied between 2-10 during the one and half year study, being most of the time 2-3. During the summer 2006 the ratio was 10. The experiments with carbon addition started in November 2006 by adding ethanol into the systems. The reason for using ethanol instead of methanol was that the carbon in ethanol is more readily useful than in methanol (Trela, 1998). For the studied biowaste composting plant leachate the needed ratio of COD/N was 5.5 for successful denitification. At lower (4.8) ratio the denitrification did not occur on 5th of December 2006 (Figure 2 b). There were significant differences in COD/N ratio in the influent. Therefore,

careful process control was required for correct extra carbon dose to the system. This is important also cost wise.

As the BOD, $\text{NH}_4\text{-N}$ and phosphorus removals and the amount of the $\text{NO}_x\text{-N}$ in the effluent from both SBR and MBR were compared, outstanding removal differences could not be found (figure 3). The primary purpose of this research was to get the nitrification work, since the removal of $\text{NH}_4\text{-N}$ instead of the removal of N_{tot} is the main issue in quality requirements for the treated wastewater. The removal of the nitrite-nitrate worked better in the MBR probably because there was less changes in the operation of the process. The phosphorus removal worked quite well in both SBR and MBR systems being on the average 83 and 89 %, respectively. One reason for this high removal capacity could be the high concentration of the biomass in the sludge. Phosphorus could be bound to the sludge and be removed from the effluent. The shear stress of the pumping in MBR system might break the flocks in the sludge (Kim, Lee, Chang, 2001) which decrease the binding ability of the sludge in MBR system. Apparently this did not occur in this study since there was not much difference in the phosphorus removal in SBR and MBR. If the phosphorus is not removed effectively enough it could be removed chemically by precipitating it with for example with iron or aluminium. The comparison of the systems was made with the July-December 2006 data as the processes worked quite well in both systems during this time. E.g. changes in the nitrification/denitrification processes were under control (figures 2 b and d).

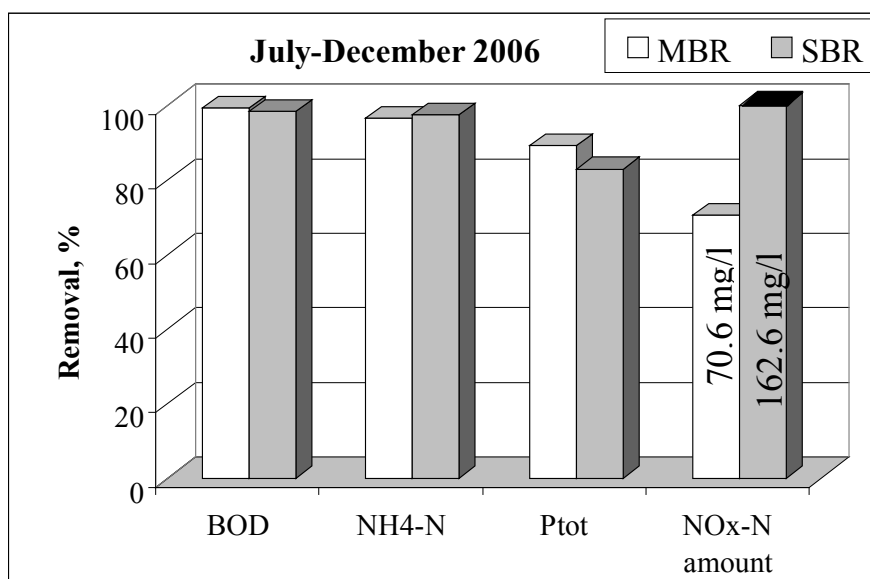


Figure 3. Comparison of average purification results of MBR and SBR methods during the last five months of the experiment.

The composting plant wastewater includes high amounts of sulphate, ca. 4000 mg/l, because of the H_2SO_4 used in gas washers inside the composting plant. According to the reasonably short (5 months) period of denitrifying process, no dramatic influence of sulphur could be noticed within the processes. If the sulphate has to be removed from the water it could be made for example with a post-filtration with nanofiltration or reverse osmosis membranes. The other possibility is to lower sulphate amount in the wastewater by changing the washing aid in the gas washers e.g. into HNO_3 . Integration of the requirements of biologically mediated sulphur reduction into the used process would probably be the most challenging alternative.

In this research the required treated water quality for leading it directly to the receiving water system was not fully reached. Therefore, if the water would be di-

charged directly, some post-treatment would be needed, like that of nanofiltration or reverse osmosis.

The membranes had been in use for MBR process of the biowaste composting field leachate for nine months before the study with the composting plant wastewater started. The first cleaning of the membranes was made 1st of February in 2005 after the membranes had been in use for the biowaste composting field leachate. The pure water flux after the cleaning was at the same level as for the new membranes. After the membranes had been in use for the composting plant wastewater the pure water flux of the new membranes could not be reached with the cleaning procedure and agents used (citric acid + HCl + NaOCl). In the end of the test runs, after the membranes had been used for the composting plant wastewater for one and a half years, the membranes were first cleaned with NaOCl + HCl but the pure water flux did not increase much. Finally, in the end of the experiments, the membranes were cleaned with citric acid + HCl + NaOCl after they had been soaking in water for two days. In the cleaning procedure, the pressure was for a moment much higher than in the previous cleanings because of the new pump. The pure water flux increased almost to the same level as it was with the new membranes. The decrease of the PWF was only 8.5% (Figure 4).

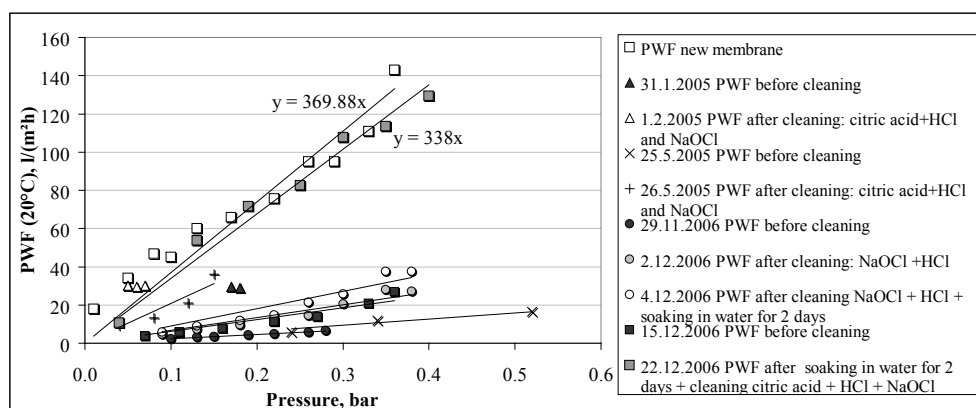


Figure 4. Pure water fluxes for the MBR after different membrane cleanings.

The filtration – back washing time ratio was most of the time 3, meaning that the filtration lasted 10 or 3 minutes and back washing was 3 or 1 minutes. The flux in the filtrations was kept constant at approximately 1-2 L/(m² h). For this system the recommended maximum flux of the manufacturer is 10 L/(m² h) but as the flux was increased into 7 L/(m² h) by changing the filtration from around the clock filtration into serial filtration according to the requirements of bioprocesses, the fouling increased immediately. The fouling of the membranes in MBR can be avoided by operating under critical flux and by using back-pulsing. Fouling can be reduced also by using higher aeration rate to scour the membrane surface as Chua (2002) showed when treating municipal wastewater with flat sheet membranes. If the cleaning and filtration are optimised, it is possible to run the system without any irreversible fouling and keep the flux at same level as for the new membranes. For Xing et al. (2003) the flux was 94 % of the flux of the new membranes when treating municipal wastewater with tubular ultrafiltration membranes. Also Cao et al. (2005) achieved 94 % fluxes of the original membranes when treating municipal wastewater with hollow fibre membranes.

If aeration and batch feed are adjusted properly for the process in question, both aerobic and anoxic zones can be attained in one reactor. If complete denitrification is needed, the anoxic time should be long enough. Intermittently aerated MBR makes denitrification possible at high MLVSS conditions (Yeom, Nah, Ahn, 1999). In this

study, different aeration cycles were tested. In October 2006, as both nitrification and denitrification worked, the process was not aerated for four hours before and two hours after the batch feed (Figure 5). Consequently the dissolved oxygen concentration was below 2 mg/l for nine hours a day offering optimum conditions for denitrification.

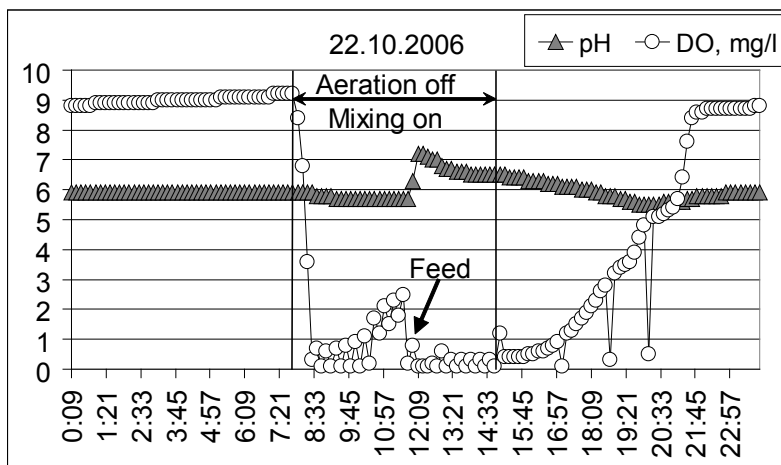


Figure 5. On-line measurement curves for pH and DO in the MBR system during one day.

The influent contained less alkalinity than was needed for the nitrification process. Lack of alkalinity decreases the pH in the aerobic reactor below 6 (Carrera, Vicent, Lafuente, 2004). To avoid this, CaCO_3 or NaOH was added to the processes. The NaOH was added only few times in April 2005 and August-September 2006. The added amount of CaCO_3 varied between 2 and 17 mg/l influent. The added and needed amounts of CaCO_3 in the MBR are presented in figure 6. The addition of the CaCO_3 started in September 2005 and especially in MBR the effect was immediate starting the nitrification process almost instantly. During January-May 2006 the addition was much too low and at that time both nitrification and denitrification worked only partially, but not properly (figure 2 b and d). The addition of the CaCO_3 might cause membrane fouling in MBR system and therefore NaOH might be a better aid for adjusting the alkalinity. The drawback of NaOH , however, compared to CaCO_3 is the immediate reaction without any delay. Therefore CaCO_3 serves well for less sophisticated chemical dosing and control.

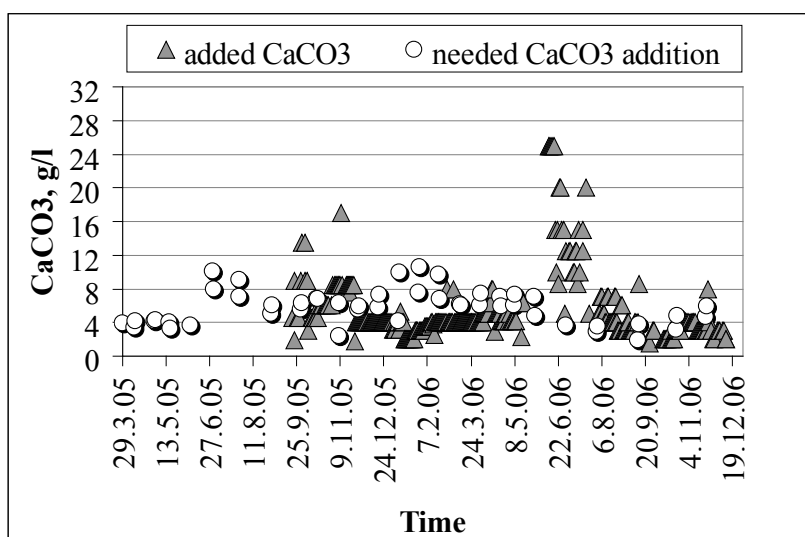


Figure 6. CaCO_3 and NaOH additions and needed CaCO_3 amount in the MBR system.

CONCLUSIONS

In this study the batch-fed membrane bioreactor (MBR) and sequencing batch reactor (SBR) were tested for biowaste composting plant leachate with high organic matter and nitrogen content. Irrespective of the very strong nature of the leachate, toxicity included, biological treatment worked successfully and differences of removals between studied methods were low during the research. The removals with MBR were as follows: 99 % for BOD, 96 % for NH₄-N and 89 % for phosphorus and with SBR 98 %, 97 % and 83 %, respectively. In both SBR and MBR systems the nitrification and denitrification can be achieved in one reactor system by arranging the conditions favourable for them; the denitrification was achieved by setting the aeration intermittent.

Irrespective of low membrane capacity utilization, the membranes fouled during the test runs considerably, especially as the permeate flux was highly increased. However, in the end of the study modified chemical cleaning procedure restored almost original pure water flux, remaining decrease being 8.5 %, only.

Both SBR and MBR systems are effective methods for treatment of biowaste composting plant wastewater, but they both require further treatment like RO or appropriate chemical precipitation before the treated water could be discharged directly to the receiving water body.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study has been financially supported by foundation of Maj and Tor Nessling, as well as Maa ja Vesitekniikan tuki ry and the ministry of the environment, Finland. The authors wish to thank the laboratory and the workshop of Pirkanmaa Regional Environment Centre for analyzing services and technical support. Thanks are also due to Zenon Inc. for their technical support. The target waste treatment units are gratefully acknowledged for the practical contribution during the study.

REFERENCES

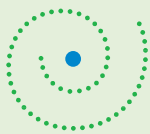
- Cao J. H., Zhu B. K., Lu H. and Xu Y. Y. (2005). Study on polypropylene hollow fiber based recirculated membrane bioreactor for treatment of municipal wastewater. *Desalination*, 183(1-3), 431-438.
- Carrera J., Vicent T. and Lafuente J. (2004). Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochem.*, 39(12), 2035-2041.
- Chua H. C., Arnot T. C. and Howell J. A. (2002). Controlling fouling in membrane bioreactors operated with a variable throughput. *Desalination*, 149(1-3), 225-229
- Jefferson B., Laine A. L., Judd S. and Stephenson T. (2000). Membrane bioreactors and their role in wastewater reuse. *Water Sci. Technol.*, 41(1), 197-204.
- Kim J.-S., Lee C.-H. and Chang I.-S (2001). Effect of pump shear on the performance of a crossflow membrane bioreactor. *Water Res.*, 35(9), 2137-2144.
- Laitinen N., Luonsi A. and Vilen J. (2006). Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination*, 191(1-3), 86-91.
- Melin T, Jefferson B, Bixio D, Thoeye C, De Wilde W., De Koning J., van der Graaf J. and Wintgens T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 187(1-3), 271-282.
- Trela, J. (1998). Intensification of the denitrification process by addition of organic material. In: Hultman, B. and Kurbiel, J. (ed.), *Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Nowy Targ, October 1-2, 1998. Advanced Wastewater Treatment, Report No 3., TRITA-AMI REPORT 3048*, p. 95.
- Xing C.-H., Wen X.-H., Qian Y., Wu W.-Z. and Klose P. S. (2003). Fouling and Cleaning in an Ultrafiltration Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment. *Separation Science and Technology*, 38(8), 1773-1789.
- Yeom I.-T., Nah Y.-M. and Ahn K.-H. (1999). Treatment of household wastewater using an intermittently aerated membrane bioreactor. *Desalination*, 124, 193-204.

KUVAILEHTI

Julkaisija	Pirkanmaan ympäristökeskus			Julkaisuaika Marraskuu 2009
Tekijä(t)	Tiina Huuhilo, Niina Jokinen, Minna Patronen, Jari Vilén ja Antero Luonsi			
Julkaisun nimi	Kalvobioreaktori biojätteiden kompostoinnin jätevesille			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 38/2009			
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Kalvobioreaktori on biologisen jätevedenpuhdistuksen kehittynyt muoto, jossa lietteen erotus puhdistetusta jätevedestä tapahtuu kalvosuodatuksella tavanomaisen selkeytyksen sijasta. Erilaisten biomassojen prosessointi lisääntyy ja jätevedet näistä toiminnoista ovat usein erittäin väkeviä. Tässä tutkimushankkeessa kalvobioreaktorin toimintaa tutkittiin biojätteiden kompostoinnista tulevien jätevesien puhdistukseen. Biologisen typenpoiston eri vaiheiden toimintaedellytykset turvattiin alkalilla (nitrifikaatio) ja hiililähteellä (denitrifikaatio).</p> <p>Prosessialtaaseen upotetuista ultrasuodatuskalvoista (PVDF onttokuidut) aktiivilieteprosessin erotusmenetelmänä saatiin merkittävä positiivinen kokemus toimittaessa kapasiteetin matalalla käyttöasteella. Puhdistustulos biojätteiden kompostoinnin erittäin väkeville jätevesille oli hyvä ja noin 2,5 vuoden tutkimusjakson jälkeen kalvojen alkuperäisestä vuorvosta oli likaantumisen takia menetetty alle 10 %. Soveltamalla tutkimuksen aikana hyväksi osoittautuneita kalvojen pesumenetelmiä, tätä tulosta voidaan todennäköisesti parantaa. Sekä bioprosessin että kalvoprosessin suhteen tutkimusta ja prosessien optimointia tulee jatkaa korkeampiin kuormitusasteisiin siten, että kalvoerotuksen soveltamisen edut näissä ”ääritilanteissa” tulevat voimakkaammin esille esim. bioprosessin alenevan puhdistustehon osittaisena korvaajana. Lähes kiintoainevapaa vesi kalvobioreaktorista luo edellytykset mm. kustannustehokkaille jatkokäsittelyille kuten UV-desinfiointille veden vaativaa uudelleen käyttöä varten.</p>			
Asiasanat	kalvobioreaktori, jätevesi, biojätteet, kompostointi			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Pirkanmaan ympäristökeskus			
	ISBN (nid.)	ISBN 978-952-11-3589-7 (PDF)	ISSN (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoj.)
	Sivuja 93	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja				
Julkaisun kustantaja	Pirkanmaan ympäristökeskus			
Painopaikka ja -aika	Raportti julkaistaan vain sähköisessä muodossa			

Kalvobioreaktori on biologisen jätevedenpuhdistuksen kehittynyt muoto, jossa lietteen erotus puhdistetusta jätevedestä tapahtuu kalvosuodatuksella tavanomaisen selkeytyksen sijasta. Erilaisten biomassojen prosessointi lisääntyy ja jätevedet näistä toiminnoista ovat usein erittäin väkeviä. Tässä tutkimushankkeessa kalvobioreaktorin toimintaa tutkittiin biojätteen kompostoinnista tulevien jätevesien puhdistukseen. Biologisen typenpoiston eri vaiheiden toimintaedellytykset turvattiin alkalilla (nitrifikaatio) ja hiililähteellä (denitrifikaatio).

Prosessialtaaseen upotetuista ultrasuodatuskalvoista (PVDF onttokuidut) aktiivilieteprosessin erotusmenetelmänä saatiin merkittävä positiivinen kokemus toimittaessa kapasiteetin matalalla käyttöasteella. Puhdistustulos biojätteen kompostoinnin erittäin väkeville jätevesille oli hyvä ja noin 2,5 vuoden tutkimusjakson jälkeen kalvojen alkuperäisestä vuorosta oli likaantumisen takia menetetty alle 10 %. Soveltamalla tutkimuksen aikana hyväksi osoittautuneita kalvojen pesumenetelmiä, tätä tulosta voidaan todennäköisesti parantaa. Sekä bioprosessin että kalvoprosessin suhteen tutkimusta ja prosessien optimointia tulee jatkaa korkeampiin kuormitusasteisiin siten, että kalvoerotuksen soveltamisen edut näissä ”ääritilanteissa” tulevat voimakkaammin esille esim. bioprosessin alenevan puhdistustehon osittaisena korvaajana. Lähes kiintoainevapaa vesi kalvobioreaktorista luo edellytykset mm. kustannustehokkaille jatkokäsittelyille kuten UV-desinfiointille veden vaativalle uudelleen käyttöä varten.



PIRKANMAAN
YMPÄRISTÖKESKUS