

TAMPEREEN AMMATTIKORKEAKOULU  
Kemiantekniikan koulutusohjelma  
Ympäristötekniikka

Tutkintotyö

Minna Patronen

**KOMPOSTOINTILAITOKSEN JÄTEVEDENKÄSITTELY  
KALVOBIOREAKTORILLA (MBR) JA PANOSREAKTORILLA (SBR)**

Työn ohjaaja  
Työn teettäjä  
Tampere 2005

Yliopettaja Marjukka Dyer, TkL.  
Pirkanmaan ympäristökeskus, valvojana Antero Luonsi, TkL.

# TAMPEREEN AMMATTIKORKEAKOULU

Kemiantekniikka

Ympäristötekniikka

Patronen, Minna

Kompostointilaitoksen jätevedenkäsittely kalvobioreaktorilla (MBR) ja panosreaktorilla (SBR)

89 sivua + 16 liitettä

Tutkintotyö

Työn ohjaaja

Yliopettaja Marjukka Dyer, TkL.

Työn teettäjä

Pirkanmaan ympäristökeskus, valvojana Antero Luonsi, TkL.

Toukokuu 2006

Hakusanat

onttokuitukalvo, kompostointilaitosten jätevedet, biologinen jätevedenpuhdistus, nitrifikaatio

## TIIVISTELMÄ

Tässä hankkeessa tutkittiin viemäriverkoston ulkopuolella syntyvien erittäin väkevien jätevesien biologista käsittelyä panossyöttöisessä kalvobioreaktorissa. Tutkimus tehtiin 29.3–19.12.2005 Tampereella Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratoriossa. Tässä työssä raportoitavan kompostointilaitoksen jäteveden käsittelytutkimuksen tarkoituksena oli tutkia erittäin väkevän, typpipitoisen jäteveden käsiteltävyyttä tarkoituksenmukaisesti laimennettuna sekä saada käsitys saavutettavissa olevasta puhdistetun veden laadusta ja sen vakioisuudesta. Vertailuprosessina kalvobioreaktoriprosessille tutkittiin perinteistä aktiivilietemenetelmää.

Hankkeessa käytetyssä kalvobioreaktorissa (MBR) biolietteen erotusmenetelmänä puhdistetusta jätevedestä käytettiin ultrasuodatukseen perustuvia onttokuitukalvoja. MBR-yksikkö koostui bioreaktorin monitoimisesta esi-ilmastusosasta (esiyksiköstä) ja kalvoyksiköstä. Vertailuyksikkönä toimi panossyöttöinen (SBR) laboratoriomittakaavan laite, jolla tutkittiin toiminnallisten muutosten vaikutuksia ennen niiden toteuttamista MBR-yksikössä.

Tässä erittäin väkevien jätevesien tutkimuksessa prosessia ajettiin ensisijaisesti nitrifikaation ja toissijaisesti denitrifikaation maksimoinnin ehdoilla. Parhaaseen ammoniumtyypen poistumaan päästiin, kun MBR-yksikössä lietekuormitus oli 0,07–0,085 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS)d, 0,1–0,2 g BOD/(g MLVSS)d, kalsiumkarbonaatin syöttö yli 4 g/suodoslitra ja lietteen pH yli 7,2. Tuolloin suodoksen ammoniumtyppipitoisuus oli parhaimmillaan 9,9 mg/l (poistuma 99,5 %), BOD<sub>7</sub> alle 4 mg/l (98 %), TOC 140 mg/l (90 %) ja fosforipitoisuus 0,5 mg/l (97 %).

Molempien yksiköiden samankaltaisilla jaksoilla suoritetun vertailun perusteella, voidaan sanoa, että kiintoainepitoisuudet MBR-suodoksessa olivat huomattavasti matalampia ja vakioisempia kuin SBR-yksikössä laskeutetun kirkasteen. Myös muiden parametrien pitoisuudet ja vaihtelut puhdistetussa vedessä olivat pienempiä ja loivempia MBR-yksikössä. Voidaan siis sanoa, että onttokuitukalvosuodatukseen perustuvalla jäteveden käsittelyllä päästään kuormitusten vaihteluista huolimatta vakioisempaan ja parempaan puhdistustulokseen kuin perinteisellä panossyöttöisellä aktiivilietemenetelmällä.

TAMPERE POLYTECHNIC

Chemistry Engineering  
Environmental Engineering  
Patronen, Minna

Engineering Thesis  
Thesis Supervisor  
Commissioning Company

May 2006  
Keywords

Wastewater treatment with Membrane Bioreactor and Sequencing Batch Reactor  
89 pages + 16 appendices  
L.Sc. Marjukka Dyer, Principal Lecturer  
Pirkanmaa Regional Environment Centre Supervisor L.Sc. Antero Luonsi

Membrane bioreactor, composting plant waste water, biological effluent treatment, nitrification

## ABSTRACT

This project concentrated on studying the purification of extremely strong waste waters collected from a composting plant, situated outside the regular sewage system, by using biological membrane techniques in batch fed reactors. The project was undertaken at the laboratory of Pirkanmaa Regional Environment Centre during the period 29.3-19.12.2005. The composting plant waters studied were processed with a Membrane Bioreactor (MBR) and a Sequencing Batch Reactor (SBR). The goal of this study on waste water treatment using the above methods was to determine suitable dilution factors, and the quality of the treated water, thus establishing certain improvements to the management of such waste waters.

Permeate separation in the Membrane Bioreactor (MBR) was achieved by drawing water through the hollow membrane fibers by low pressure suction. The MBR process unit consists of a sequencing aeration section (a pre unit) and a membrane unit that served as one reactor throughout the sludge recycling. Comparisons were then made to a Sequencing Batch Reactor and functional changes were tested before applying them in the MBR-unit.

In this study of strong ammonia concentration waste water, the process was first driven by nitrification terms and secondly denitrification. The best ammonium removal was achieved when MBR sludge loading was 0.07-0.085 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS)d, 0.1-0.2 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS)d, CaCO<sub>3</sub> feed over 4 g/permeate l and sludge pH 7.2. At that time ammonium concentration was 9.9 mg/l (reduction 99.5 %), BOD<sub>7</sub> under 4 mg/l (98 %), TOC 140 mg/l (90 %) and total phosphorus 0.5 mg/l (97 %).

By means of comparisons which were made in both reactors in the same situations, it can be said that solids were considerably more stable and lower in the MBR-permeate than in the SBR-supernatant. Other parameters were more stable and also lower in the MBR-reactor. It can therefore be stated that the hollow membrane fibre method results in more stable and reliable results.

## SISÄLLYSLUETTELO

### TIIVISTELMÄ

### ABSTRACT

LYHENTEET JA MERKIT .....	5
1 JOHDANTO .....	7
2 BIOLOGINEN JÄTEVEDEN KÄSITTELY .....	10
2.1.1    Orgaanisen aineen poisto .....	12
2.1.2    Biologinen typenpoisto .....	13
2.1.2.1    Nitrifikaatio .....	13
2.1.2.2    Denitrifikaatio .....	15
2.1.3    Biologinen fosforinpoisto .....	16
2.1.4    Biologisen fosforin- ja typenpoiston yhdistäminen .....	17
2.1.5    Lieteikä .....	18
3 JÄTEVEDEN KÄSITTELY KALVOBIOREAKTORIPROSESSISSA .....	19
3.1    Kalvobioreaktori .....	19
3.2    Ontonkuitukalvovyksikkö MBR-prosessissa .....	23
4 TYÖN KUVAUS .....	27
4.1    Analyysistandardit .....	27
4.2    Jätevesi .....	27
4.3    Tutkimusyksiköiden päivittäinen operointi .....	33
4.3.1    Panosreaktori (SBR) .....	33
4.3.2    Kalvobioreaktori (MBR) .....	36
4.3.2.1    Kalsiumkarbonaatti $\text{CaCO}_3$ .....	41
4.3.2.2    Online mittaus .....	44
5 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU .....	47
5.1    Panosreaktori (SBR) .....	47
5.1.1    Liete .....	47
5.1.2    Kirkaste .....	49
5.2    Kalvobioreaktori (MBR) .....	61
5.2.1    Liete .....	62
5.2.1.1    Nitrifioimaton jakso .....	62
5.2.1.2    Nitrifikaatiojakso .....	65
5.2.1.3    Lietteen kasvatusjakso .....	67
5.2.2    Suodos .....	68
5.2.2.1    Nitrifioimaton jakso .....	68
5.2.2.2    Nitrifikaatiojakso .....	73
5.3    SBR ja MBR .....	82
6 PÄÄTELMÄT .....	84
LÄHTEET .....	86
LIITTEET	

LYHENTEET JA MERKIT

ALK	alkaliteetti (alkalinity), mmol/l
BF	vastavirtapesu (back flush)
BOD <sub>7</sub>	biologinen hapenkulutus (biological oxygen demand), mg/l
CAS	klassinen aktiiviliete prosessi
COD <sub>Cr</sub>	kemiallinen hapenkulutus (chemical oxygen demand), mg/l
Cond.	sähkönjohtokyky (conductivity), mS/m
DO	liuennut happi (dissolved oxygen), mg/l
FF	suodatus (furt flush)
HRT	hydraulinen viipymä (hydraulic retention time), d
MBR	kalvobioreaktori (Membrane Bioreactor)
MLSS	lietteen kiintoainepitoisuus (mixed liquor suspended solids), mg/l
MLTSS	lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus (mixed liquor total suspended solids), mg/l
MLVSS	lietteen orgaaninen kiintoaine (mixed liquor volatile suspended solids), mg/l
MLFSS	lietteen epäorgaaninen kiintoaine, hehkutusjäännös (mixed liquor fixed suspended solids), mg/l
N <sub>TOT</sub>	kokonaistyyppi (total nitrogen), mg/l

NH <sub>3</sub> -N	ammoniakkityppi (ammonia), mg/l
NH <sub>4</sub> -N	ammoniumtyppi (ammonium), mg/l
NO <sub>2</sub> -N	nitriittityppi (nitrite), mg/l
NO <sub>3</sub> -N	nitraattityppi (nitrate), mg/l
NO <sub>23</sub> -N	nitraatti-/nitriittityppi (nitrite/ nitrate), mg/l
Online	jatkuvatoiminen liuenneen hapen, pH:n ja lämpötilan mittaus MBR esiyksiköstä
P <sub>TOT</sub>	kokonaisfosfori (total phosphorus), mg/l
P <sub>D</sub>	liuennut fosfori (dissolved phosphorus), mg/l
p	paine (pressure), bar
Q	virtaus (flux), l/d
SBR	panoksittain toimiva aktiivilieteprosessi (Sequencing Batch Reactor)
SVI	lieteindeksi (sludge volume index), mg/l
T	lämpötila (temperature), °C
TOC	orgaaninen kokonaishiili (total organic carbon), mg/l
V	tilavuus (volume), l

## 1 JOHDANTO

Maatalousyhteiskunta tuotti 1800-luvulla vähän jätettä. Varsinaisia kaatopaikkoja ei tuolloin tarvittu ja talokohtaiset tunkiot riittivät. Teollistuminen 1900-luvulla lisäsi syntyvää jätettä. Pian jätteitä sijoitettiin tarkoitukseen varatuille alueille kauemmas asutuksesta. 1950-luvulla alkanut maan vaurastuminen suurensi kaupunkien kaatopaikkoja ja myös maalaiskuntiin alettiin rakentaa omia kaatopaikkoja. Jätteiden loppusijoitus oli tuolloin lain mukaan kunnan vastuulla, ja kaatopaikka sijoitettiin yleensä kunnan rajan alueelle, jolla ei ollut muuta hyötykäyttöä. /29/

Muutos parempaan alkoi 1980-luvulla lähinnä pääkaupunkiseudun jätehuolto-ongelmista. Vuonna 1978 säädettiin jätehuoltoa koskeva jätehuoltolaki, jossa kaatopaikat määrättiin valvottavaksi koko maassa ja tuotuja jätekuormia ryhdyttiin valvomaan. Kaatopaikkatoiminta jatkui kuitenkin lähes entiseen malliin vuosiin 1994 ja 1995 asti, jolloin astuivat voimaan uusi jätelaki ja EU:n jätestrategia. Suurimmat muutokset tulivat kuitenkin vuonna 1999, jolloin EY säätö kaatopaikkadirektiivin 1999/31/EC, joka asetti useita uusia tavoitteita ja muutti suuresti jätehuoltoa Suomessa. Kaatopaikkadirektiivin seurauksena pieniä kuntakohtaisia kaatopaikkoja lakkautettiin ja tilalle perustettiin suuria jätelaitosyritysten omistamia usean kunnan jätteet vastaanottavia jäteasemia. Vuonna 2005 suurin osa kunnista kuului alueellisiin jätteenkäsittely laitoksiin. Muutoksia on kuitenkin edelleen luvassa. EY-direktiivi velvoittaa vähentämään kaatopaikoille vietävän biohajoavan yhdyskuntajätteen määrää 75 %:iin vuoteen 2006, 50 %:iin vuoteen 2009 ja 35 %:iin vuoteen 2016 mennessä vuoden 1994 tasosta. Tähän on pyritty mm. lisäämällä biohajoavien jätteiden kompostointia. Myös ei-biologisen jätteen määrää pyritään vähentämään kierrätyksellä ja hyödyntämään energian raaka-aineena. Käytössä olevia ja suljettuja kaatopaikkoja valvotaan suotovesien osalta ja vedet pyritään ohjaamaan kunnallisiin puhdistamoihin. Ongelmana kuitenkin ovat nykyisten kaatopaikka- ja kompostointilaitosten jätevesien pitoisuudet. Etenkin kompostointilaitoksista syntyvät jätevedet ovat ongelmallisia johtuen äärimmäisen korkeista pitoisuuksista pienissä vesimäärissä. Tällä hetkellä Suomi kuitenkin harkitsee jätteenpolton aloittamista Ruotsista saadun mallin mukaan. Tulevaisuudessa tämä

saatetaan nähdä yhtenä vaihtoehtona jätteen loppusijoittamiselle kaatopaikalle. /26, 27, 28, 29, 30, 31/

Tämänhetkinen EY kaatopaikkadirektiivi edellyttää, että jäsenmaat laativat kansallisen strategian kaatopaikoille sijoitettavan biohajoavan jätteen määrän vähentämiseksi. Kaatopaikalle sijoitettavaa biohajoavan yhdyskuntajätteen määrää tulisi vähentää asteittain vuosina 2006–2016. Ruotsissa kaatopaikkadirektiivin tavoitteet vuodelle 2016 on jo saavutettu – vain neljännes kotitalousjätteestä päätyy siellä käsittelemättömänä kaatopaikoille. Tällä hetkellä Ruotsissa tuotetaan kaukolämpöä jätettä polttamalla noin tuhannen megawatin teholla. Ruotsiin verrattuna Suomi on jätteenpoltossa vasta alkutekijöissään, sillä nykyaikaiset jätteenpolttolaitokset ovat meillä vasta suunnitteilla. Meillä Suomessa 65 % jätteestä päätyy käsittelemättömänä kaatopaikoille ja vain 5 % poltetaan.

/26, 28, 30, 31/

Tämänhetkisen jätelainsäädännön keskeinen tavoite on ehkäistä jätteen syntymistä, edistää jätteen hyödyntämistä ja vähentää sen jätehuollosta aiheutuvia haittoja. Jätelain mukaan jäte on ensisijaisesti pyrittävä hyödyntämään aineena ja toissijaisesti energiana. Kaatopaikoille jäte voidaan sijoittaa vain, jos sen hyödyntäminen ei ole teknisesti tai taloudellisesti mahdollista. Tällä tavoin edistetään luonnonvarojen kestävästä käyttöä ja torjutaan ympäristöongelmia. /26, 28, 30, 31/

Kaatopaikoilla syntyvien jätevesien pitoisuudet ovat ongelmallisia kunnallisille biologisille puhdistamoille. Tämän vuoksi Pirkanmaan ympäristökeskuksessa on noin puolentoista vuoden ajan tutkittu kalvobioreaktorin (Membrane Bioreactor, MBR) käytettävyyttä nostamaan biologisen jäteveden käsittelyn tasoa astetta normaalia aktiivilieteprosessia korkeammalle. Koetoiminta aloitettiin vuonna 2004 Tarastejärven kompostointikentän suodosvesillä. Se liittyi Pirkanmaan ympäristökeskuksen muiden kaatopaikkojen tutkimukseen. Tarastejärven kompostointikentän suodosvesistä tehtiin tutkintotyö, joka käsitteli kaatopaikkasuodosvesien käsittelyä panosreaktorilla.



Edellä mainittu tutkimus aloitettiin avoimen kompostointikentän suodos-/valumavesillä, jolloin vertailuvetenä käytettiin kaatopaikan kokonaisjätevettä ja vertailuprosessina panoksittain toimivaa aktiivilieteprosessia (Sequencing Batch Reactor eli SBR). MBR-prosessia voidaan kutsua laboratorio-pilot-laitteeksi (2 l), kun taas vertailumenetelmänä toimiva SBR-yksikkö on laboratoriomittakaavan (2 l) laite.

Tässä työssä raportoitavan Etelä-Karjalan jätehuolto Oy:n kompostointilaitoksen jäteveden käsittelyhankkeen tarkoituksena on tutkia kyseisen jäteveden käsiteltävyys tarkoituksenmukaisesti laimennettuna ja saada tietoa saavutettavissa olevasta puhdistetun veden laadusta. Etelä-Karjalan jätehuolto Oy:n kompostointilaitoksen jäteveden käsittely MBR-yksiköllä on jatkoa Tarastejärven kompostointikentän jätevesien tutkimukselle. Muutoksena avoimen kompostointiprosessin jätevesiin nähden oli huomattava pitoisuuksien kasvu. Kompostilaitoksen jätevesien yhdistäminen kaatopaikan muihin jätevesiin ennen niiden johtamista kunnalliseen viemäriin on perusteena sille, että tutkimuksessa on vähitellen edetty kompostointikentän jätevesien väkevyyksistä ylöspäin vähentämällä asteittain kompostointilaitoksen jäteveden laimennusta. Tämä oli tarpeen myös kalvotoimittajan tekemän tarjouksen ohjetiedoissa pysymiseksi ja jäteveden pitkän kuljetusmatkan (300 km) vuoksi. Vertailuprosessiksi käynnistettiin laboratoriomittakaavan (2 l) panosyksikkö (SBR) käyttäen ymppinä MBR-yksikön ylijäämälietettä.

MBR-tekniikassa jätevettä suodatetaan ultrasuodatustekniikkaan perustuvien ontokuitukalvojen läpi matalalla alipaineella. Suodatuksen tulosta kutsutaan suodokseksi. SBR-tekniikka edustaa perinteistä aktiivilietemenetelmää, jossa jäteveden käsittely tapahtuu laskeuttamalla lietettä ja poistamalla kirkaste. MBR-tekniikan etuna on se, että saadaan kiintoainepitoisuuksiltaan tasalaatuisempaa suodosta ja ettei lietteen laskeutuvuuden muutokset vaikuta suodoksen laatuun.

## 2 BIOLOGINEN JÄTEVEDEN KÄSITTELY

Biologisen jäteveden käsittelyn päätarkoituksena on orgaanisen aineen hajottaminen vedeksi ja hiilidioksidiksi. Jäteveden biologisessa käsittelyssä käytetään aerobisia ja anaerobisia prosesseja. Biologiseen vedenkäsittelyyn kuuluu laaja mikrobiopulaatio, jonka toimintaan vaikuttavia tekijöitä ovat happipitoisuus, lämpötila, pH, ravinteet ja myrkylliset yhdisteet. /23/

Aerobisessa prosessissa pH on tavallisesti lähellä seitsemää, mutta voi vaihdella kuuden ja yhdeksän välillä. Orgaanisen aineksen hajoamistuotteena syntyvä hiilidioksidi tasapainottaa pH-vaihteluita jäteveden neutraloinnin lisäksi. Aerobisessa prosessissa lämpötilalla ei ole toiminnan kannalta suurta merkitystä. Liian nopeat ja voimakkaat lämpötilanvaihtelut saattavat kuitenkin olla kohtalokkaita arimmille mikrobeille. Helposti hajoavan orgaanisen aineen (BOD) ja käyttökelpoisten ravinteiden (N, P) optimaalisena suhteena pidetään 100: 5: 1 (BOD: N: P), mutta todellinen ravinnetarve riippuu jokaisen prosessin oman mikrobiopulaation ravinnetarpeesta. /23/

Biologisen käsittelyprosessin tavoitteena on pidättää reaktiotilassa mahdollisimman paljon aktiivista biomassaa, jotta hajotusreaktiot saadaan tapahtumaan mahdollisimman nopeasti mahdollisimman kompakteissa käsittely-yksiköissä. Flokin muodostus on edellytys mikrobien pidättymiselle suspensioprosessissa. Jäteveden koostumus, bioprosessin mitoitus ja toimintaolosuhteet määräävät puhdistusprosessiin muodostuvan mikrobiston. /11/

Kemoheterotrofiset bakteerit ovat tärkeällä sijalla muodostuvissa mikrobien seka-  
viljelmissä. Ne suorittavat suurimman osan harjoitustoiminnasta. Bakteerien joukossa, lietteen seassa, on myös alkueläimiä, sieniä, leviä ja rataseläimiä, jotka käyttävät orgaanisia yhdisteitä ja sekapopulaation muita mikrobeja ravinnokseen. /11/

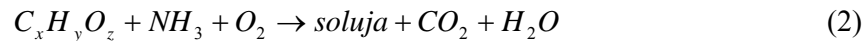
Biologisen käsittelyn pääreaktiot voidaan jakaa seuraaviin vaiheisiin /11/

*Biologinen hapettuminen*



Yksi gramma orgaanista ainetta tarvitsee 1,4g happea täydelliseen hapetukseen.

*Biomassan muodostus*



*Biomassan hajoaminen*



Mikrobien tarkastelulla voidaan arvioida lietteen laatua. Lietteen laadulla voidaan perinteisessä aktiivilieteprosessissa kuvata puhdistusprosessin toimivuutta. Vastavat kriteerit eivät kuitenkaan päde kalvosuodatustekniikassa, jossa kalvo erottaa suodoksen ja lietteen toisistaan. Kalvotekniikassa lietteen koostumuksella ei ole suurtakaan merkitystä prosessin kannalta. Esimerkiksi jäteveden käsittely onnistuu, vaikka liete ei laskeutuisikaan normaalisti. Alla esimerkkejä perinteisen aktiivilieteprosessin lietteen laadusta.

*Huono liete:*

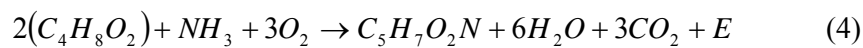
- Bakteerit ovat dispersoituneina.
- On runsaasti flagellaatteja.
- On runsaasti vapaasti uivia ripsieläimiä.
- On runsaasti ameboja.

*Hyvä liete:*

- Bakteerit muodostavat flokkeja.
- On runsaasti alustaan (flokkiin) kiinnittyneitä ripsieläimiä.

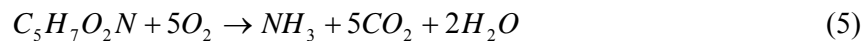
### 2.1.1 Orgaanisen aineen poisto

Yksi biologisen vedenkäsittelyn päätavoitteista on orgaanisen aineen poisto. Tämä on mahdollista, kun käytetään hyväksi erilaisia mikrobeja ja niiden kykyä hajottaa orgaanista ainetta. Orgaanisen aineen hajotessa muodostuu hiilidioksidia, vettä, energiaa sekä lietettä eli uusia mikrobeja. Reaktiota kutsutaan assimilatioksi (kaava 4). /20/



orgaaninen aine + ravinne + happi → mikrobi + vesi + hiilidioksidi + energia

Assimilaation jälkeen tapahtuu dissimilaatio (kaava 5), jossa endogeenihengityksen avulla osa mikrobeista hajoaa hiilidioksidiksi, vedeksi ja ammoniakiksi. /20/



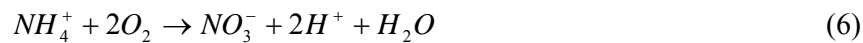
Orgaanisen aineen poistossa mikrobien tarvitsema happi tuotetaan prosessialtaan ilmastimilla. Samalla liete sekoittuu tehokkaasti eikä laskeudu yksikön pohjalle. Lisäksi voidaan käyttää erillistä sekoitinta. Tällä varmistetaan, että happi, mikrobit ja jätevesi saadaan kosketuksiin toistensa kanssa tehokkaan aineensiirron varmistamiseksi. /20/

## 2.1.2 Biologinen typenpoisto

### 2.1.2.1 Nitrifikaatio

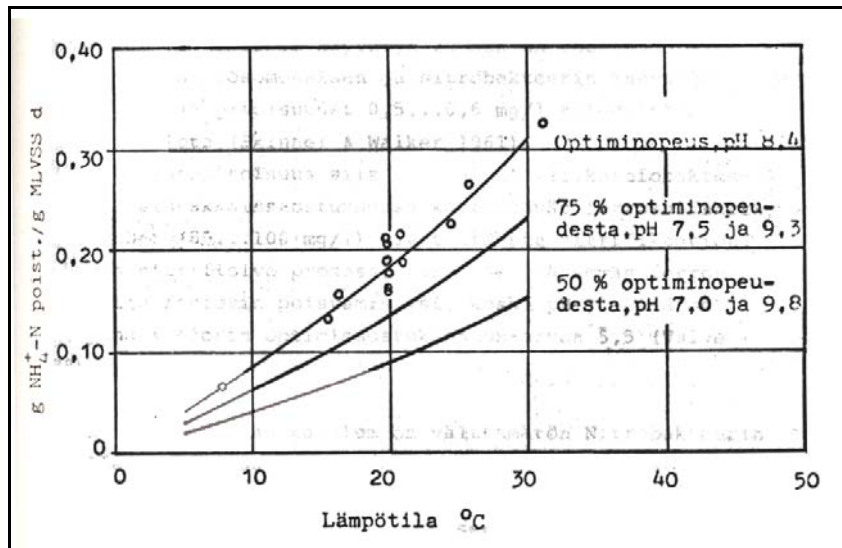
Biologinen typenpoisto tapahtuu nitrifikaation ja denitrifikaation avulla. Jäteveden käsittelyssä autotrofiset bakteerit muodostavat vain pienen osan lietteen koko mikrobikannasta, mutta ovat vastuussa nitrifikaation onnistumisesta. Nitrifikaatio on aerobinen biologinen prosessi, jossa autotrofiset eli hiilidioksidia hiilen lähteenään käyttävät bakteerit hapettavat ammoniumtypen nitriitin kautta nitraatiksi. Nitrifikaatiossa kuluu happea noin 4,6 g ja 0,14 mol alkaliteettia hapettunutta ammoniumtyyppigrammaa kohden. /7, 10/

Yksinkertaistettuna nitrifikaatioreaktio on seuraavan yhtälön mukainen:



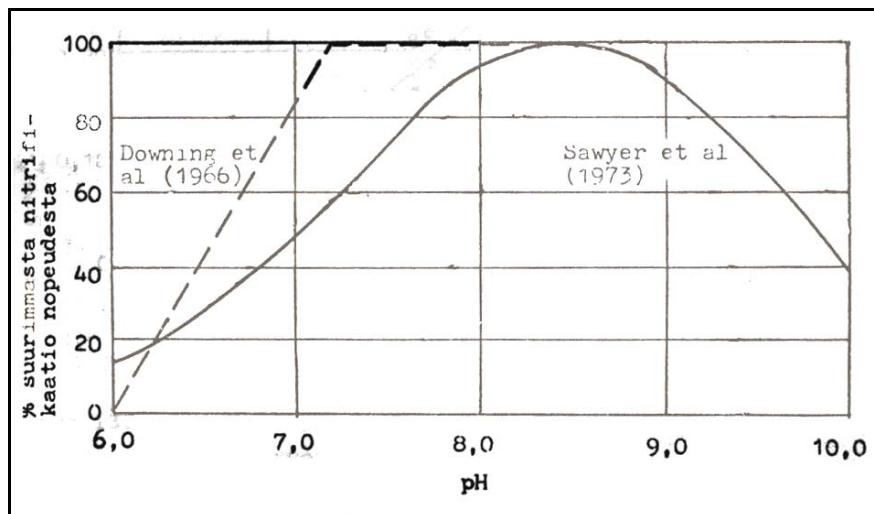
Lämpötila vaikuttaa nitrifikaatiobakteerien kasvunopeuteen. Nitrifikaatiobakteerit ovat mesofiilejä eli lämpimässä viihtyviä ja toimivat +4...+50 °C välisellä alueella. Kylmissä olosuhteissa nitrifikaation hitaus vaikuttaa prosessin mitoitukseen. Lämpötilan ollessa 5-10° C tarvitaan nitrifioivassa prosessissa kolmin- tai nelinkertainen ilmastustilavuus verrattuna nitrifioimattomaan aktiivilieteprosessiin. /10/

Environmental protection agency (1975) teettämän tutkimuksen mukaan optimi pH nitrifikaatiolle on 8,4. 90 %:n tehokkuus saavutetaan vielä pH-arvoilla 7,8 ja 8,9 sekä alle 7,0:n ja yli 9,8:n pH-arvoilla jäädään alle 50 % nitrifikaation optiminopeuteen verrattuna. pH:n ja lämpötilan yhteisvaikutus on esitetty seuraavassa kuvassa (kuva 1). McHarness ja McCarty (1973) kuitenkin havaitsivat, että nitrifikaationopeudessa ei tapahdu laskua mukautuneella nitrifikaatio bakteerikannalla ennen kuin pH laskee alle 6,0:n. /3/



**Kuva 1.** Lämpötilan ja pH:n yhteisvaikutus nitrifikaationopeuteen. /4/

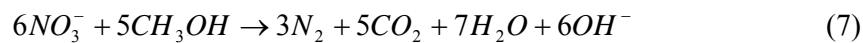
Optimi-pH nitrifikaatiolle on välillä 7-8,5, mutta jatkuu vielä pH:n ollessa lähellä kymmentä (kuva 2). Alhaisemmissa pH-arvoissa nitrifikaatio sen sijaan hidastuu huomattavasti. Nitrifioivat bakteerit ovat hidaskasvuisia johtuen alhaisesta energi-ansaannista hapetusreaktioissa. Kasvua hidastavat myös monet myrkyt. /5, 23/ Tässä tutkimuksessa lietteen pH oli pidettävä alle kahdeksan kalvotoimittajan antaman ohjeen mukaisesti syötetyn kalsiumkarbonaatin saostumisen ja kalvon tuk-keutuma alttiuden vuoksi.



**Kuva 2.** pH:n vaikutus nitrifikaationopeuteen. /3/

### 2.1.2.2 Denitrifikaatio

Denitrifikaatio on biologinen prosessi, joka alkaa, kun prosessin happipitoisuus laskee  $< 0,5$  mg/l. Denitrifikaatiossa heterotrofiset eli eloperäisiä yhdisteitä hiilen ja energian lähteenä käyttävät bakteerit käyttävät nitriittiä ja nitraattia hapen sijasta soluhengitykseen. Tätä kutsutaan nitraattihengitykseksi. Sivutuotteena tässä saattaa muodostua myös typen oksideja. Nitraatti ja nitriitti pelkistyvät typpikaasuksi yhtälön seitsemän mukaisesti. Ainoastaan pieni osa tyyppistä sitoutuu eli assimiloituu biomassaan ja poistuu lietteenpoiston yhteydessä. /5, 10, 20/



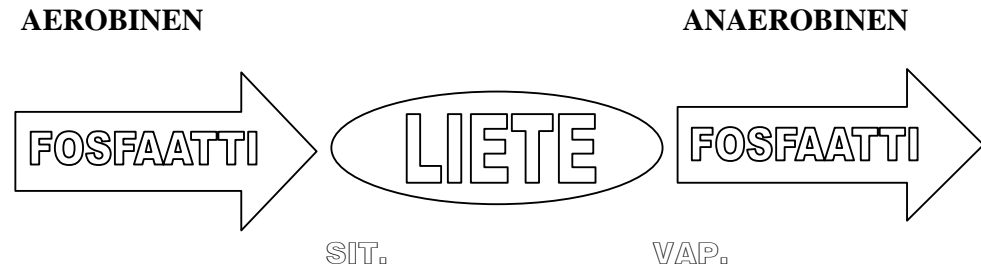
Denitrifikaatiossa alkaliteetti lisääntyy 0,07 mol jokaista pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohden. Nitritifikaatiossa kuluneesta alkaliteetista saadaan siis puolet takaisin, mikäli kaikki nitritifikaatiossa muodostunut nitraatti denitrifioituu. Denitrifikaatio ei ole kovinkaan riippuvainen lämpötilasta, sillä denitrifikaatioon kykenee lämpötilavaatimuksiltaan useita erilaisia bakteereita. Suotuisin pH-alue denitrifikaatiolle on 6,5–7,5. /10/

Typenpoistossa, joka perustuu denitrifikaatioon, voidaan orgaanisen hiilen lähteenä käyttää joko jäteveden sisältämiä yhdisteitä tai jotakin prosessiin lisättävää orgaanista yhdistettä, joka sisältää esimerkiksi metanolia tai glukoosia. Orgaanista ainetta kuluu BOD:na 3-5 g pelkistynyttä nitraattityppigrammaa kohti. Denitrifikaationopeus riippuu käytetystä hiililähteestä. Mitä pienimolekyylisempi yhdiste on käytettävissä, sitä nopeammin denitrifikaatio tapahtuu. Pienimmillään nopeus on solujen käyttäessään omaa ravintosisältöään. /10/

Käytännössä typpiyhdisteitä voidaan poistaa jätevedestä niin sanotun nitritifikaatio-denitrifikaatio -prosessin avulla. Typpiyhdisteet hapetetaan siis ensin nitraatiksi (nitritifikaatio), jonka jälkeen nitraattina oleva typpi pelkistetään typpikaasuksi (denitrifikaatio). /28/

### 2.1.3 Biologinen fosforinpoisto

Biologinen fosforinpoisto tapahtuu kahdessa eri vaiheessa. Tämä vaatii aerobisen ja anaerobisen olosuhteen. Aerobisissa olosuhteissa fosfaatti sitoutuu lietteeseen ja anaerobisissa vapautuu lietteestä (kuva 3). /10/



**Kuva 3.** Fosfaatin sitoutuminen lietteeseen ja vapautuminen lietevedeen.

Biologinen fosforinpoisto perustuu bakteereihin (poly-P-bakteeri), jotka rikastuvat lietteeseen sopivissa olosuhteissa. Nämä poly-P-bakteerit kykenevät varastoimaan soluihinsa huomattavasti enemmän fosforia, kuin mitä soluaineksen muodostamiseen tarvitaan. Anaerobisissa olosuhteissa bakteerit keräävät orgaanista ainetta ja varastoivat sitä solun sisään. Aerobisissa olosuhteissa bakteerit ottavat sisäänsä ortofosfaattia ja polymeroivat sen polyfosfaatiksi, joka varastoituu soluun. Tämän vuoksi aerobisissa olosuhteissa lietteen nestefaasin fosforipitoisuus pienenee. Samalla anaerobisissa olosuhteissa varastoitu orgaaninen aine käytetään kasvuun.

/10/

Tämänhetkisen teorian mukaan biologinen fosforinpoisto seuraa, kun aerobisissa olosuhteissa fosforia sitoutuu enemmän kuin sitä vapautuu anaerobisissa olosuhteissa. Puhdistettavan veden tärkein laatuksiteeri fosforinpoiston onnistumiseksi on helposti hajoavan orgaanisen aineen määrä, ja erityisesti lyhytketjuisten rasvahappojen pitoisuus. Fosforinpoisto onnistuu sitä paremmin mitä suurempi hiili-fosforisuhde on. Kun puhdistettavan veden kemiallisen hapenkulutuksen ja kokonaisfosforin suhde ( $COD_{Cr} / P_{TOT}$ ) laskee alle 50:1, on fosforinpoisto typenpoiston yhteydessä pelkästään biologisin menetelmin hankalaa. /10/



#### 2.1.4 Biologisen fosforin- ja typenpoiston yhdistäminen

Pelkistetyimmillään biologiseen fosforinpoistoon ei aktiivilieteprosessissa tarvita muuta kuin yksi ilmastettu allas. Typenpoisto yksistään sen sijaan on jo vaativampi prosessi, mutta kun yhdistetään vielä biologinen fosforin- ja typenpoisto, ollaan erittäin tarkkuutta vaativalla alueella. Nitrifioivalla laitoksella anaerobiseen aikaan tuleva nitraatti aiheuttaa biologisen fosforinpoiston edellyttämän anaerobisen olosuhteen muutoksen. Jo pienissäkin nitraattipitoisuuksissa fosforinpoisto voi epäonnistua. Prosessin nitraatinsietokyky määräytyy lähinnä helposti hajoavan orgaanisen aineksen määrästä tulevassa jätevedessä siten, että mitä suurempi on hiilen ja fosforin suhde, sen vähemmän nitraatti vaikuttaa fosforin vapautumiseen. Tämä johtuu nitraatin denitrifioitumisen kuluttamasta jäteveden hiilestä, jota on täten vähemmän käytettävissä biologisessa fosforinpoistossa (hiilen varastoituminen ja fosfaatin vapautuminen anaerobisissa oloissa). /10/

Anaerobiosassa poly-P-bakteerit kuluttavat suuren osan helposti hajoavasta hiilestä, jolloin hiiltä ei riitä anoksisen osan denitrifioiville bakteereille. Hiilen on siis riittävä sekä fosforin vapautumiseen anaerobiosassa että denitrifikaatiossa. Hiilen ja typen suhde on siis määräävä tekijä yhdistetyn prosessin onnistumiselle. Hiilen riittävyyttä voidaan parantaa joko vähentämällä jäteveden laimennusta tai lisäämällä jotakin orgaanista yhdistettä prosessiin. /10/

Aktiivilietteen mikrobiston koostumus vaikuttaa myös yhdistetyn typen- ja fosforinpoiston onnistumiseen. Mikäli poly-P-organismit kykenevät myös denitrifioimaan, soluihin anaerobiosassa varastoitunut PHA on käytettävissä anoksisiosassa denitrifikaation hiililähteenä. Tällöin fosforin sitoutumista tapahtuu jo anoksisiosassa, ja orgaaninen hiili riittää paremmin sekä denitrifikaatioon että fosforinpoistoon. /10/

### 2.1.5 Lieteikä

Lieteikä ei ole vapaasti valittava parametri, vaan määräytyy tulevan veden laadun ja laitosrakenteen mukaan. Mitä suurempi on orgaaninen, sitä enemmän liete kasvaa ja sitä on poistettava. Ellei lietettä poisteta riittävästi, alkaa lietettä karata lähtevän veden mukana silloin, kun erotusmenetelmänä on selkeytys. Mitä enemmän lietettä poistetaan, sitä lyhyempi on lieteikä. Mikäli lietettä poistetaan enemmän kuin se ehtii kasvaa, seurauksena on lietekuorman kasvu. Tämä voi johtaa flokkautumattoman flokin muodostukseen ja biomassan karkaamiseen disperssinä kasvustona. Liian alhainen lieteipitoisuus (MLSS) estää riittävän liukoisen ja kolloidin orgaanisen aineen adsorbtiota ja absorptiota lietteeseen, jolloin osa jäteveden orgaanisesta aineesta kulkeutuu kirkasteeseen ja näkyy kohonneissa BOD- ja COD-arvoissa. /11/

Lieteikä on aktiivilietteen keskimääräisen kasvunopeuden käänteisluku. Lieteikä määrittää organismien kasvunopeuden eli nopeuden, jolla organismit kasvavat riittävän nopeasti pysyäkseen lietteessä, kun niitä vähennetään lietteen mukana. Lietteiällä säädellään siis lietteen pitoisuutta (MLSS), biomassan aktiivista osaa (MLVSS) ja lietteen mikrobipopulaatiota. Lyhyellä lieteikäällä lietteessä on nopea- kasvuisia mikrobeja ja MLVSS/MLSS-suhde on korkea. Epätoivottua denitrifikaatiota voidaan vähentää lyhentämällä lieteikää. Pitkällä lieteikäällä suurin osa liete- massasta on endogeenihengityksen tilassa eli kuluttaa omaa massaansa ylläpi- toenergian tuottoon. Liete siis alkaa lahottaa itse itseään. /11/ Tällöin ylijäämalietteen poistotarve vähenee.

Lietteen mikro-organismit kasvavat hitaasti verrattuna jätevedenkäsittelyssä hyö- dynnettäviin kemiallisiin reaktioihin. Tämän vuoksi tarvitaan pitkää biomassan re- tentioaikaa. Tämä on mahdollista saavuttaa suurilla reaktiutilavuuksilla, jossa on yhdistettynä anoxinen/anaerobinen osuus. Toinen vaihtoehto on käyttää hyödyksi kalvosuodatustekniikkaa. Kalvotekniikassa käytetään hyväksi kalvoa, joka korvaa laskeutuksen lietteenerotusmenetelmänä. Tämä itsessään vähentää reaktorin tila- vuuden tarvetta. Kalvosysteemissä on siis mahdollista kontrolloida lietteen pysy- vyyttä reaktorissa kalvon avulla ja tämän avulla pidentää lietteen retentioaikaa.

### 3 JÄTEVEDEN KÄSITTELY KALVOBIOREAKTORIPROSESSISSA

#### 3.1 Kalvobioreaktori

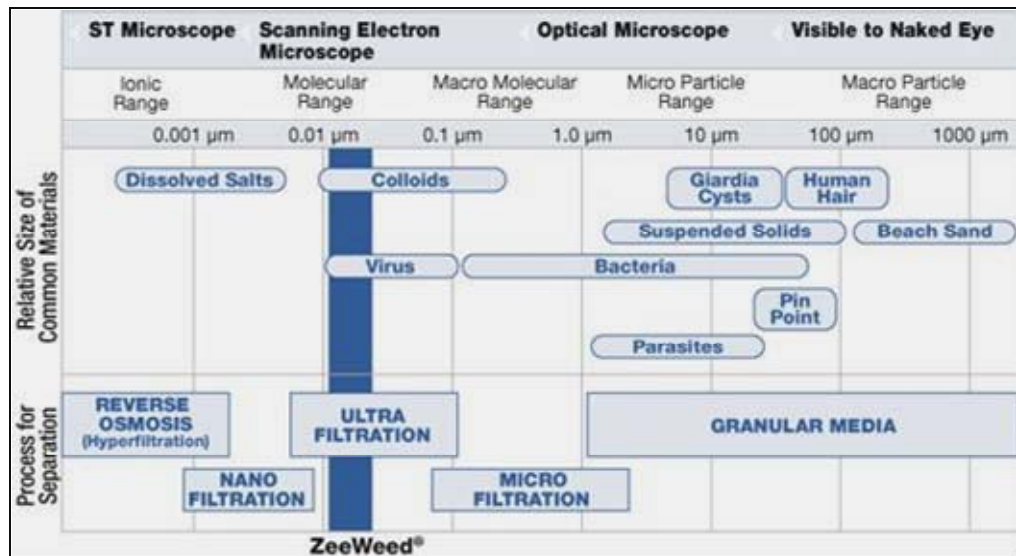
Kalvotekniikka on tällä hetkellä yksi parhaista käytettävissä olevista tekniikoista veden ja jäteveden käsittelylle. Se soveltuu niin asuin- kuin teollisuuslaitosten jätevedenkäsittelyyn sekä pienempimuotoiseen paikanpäällä tapahtuvaan jätevedenkäsittelyyn, siellä missä muunlainen jätevedenkäsittely saattaa olla lähes mahdotonta. /8, 19/

Kalvotekniikan suosio perustuu kalvojen korkeaan selektiivisyyteen, joka perustuu pieneen huokoskokoon. Käytettävyyttä lisää mahdollisuus suuriin suodatuspinta-aloihin (keskimäärin  $15000\text{m}^2/\text{m}^3$ ) /2/ pienessä tilavuudessa. Kalvoja voidaan valmistaa eri raaka-aineista ja erimuotoisiksi, mutta määräävin tekijä on suodatus-tyyppi. /13/ Erityyppiset kalvotekniikat voidaan jaotella huokoskoon mukaan alla esitetyllä tavalla:

- Mikrosuodatus (MF)  
poistaa partikkelit kokoon  $0.1\ \mu\text{m}$ , mikro-organismit kuten *Cryptosporidium* ja *Giardia*.
- Ultrasuodatus (UF)  
poistaa partikkelit väliltä  $0.01 - 0.1\ \mu\text{m}$ .
- Nanosuodatus (NF)  
poistaa suurimman osan orgaanisista yhdisteistä.
- Käänteisosmoosi (RO)  
poistaa liuenneet suolat ja metalli-ionit.

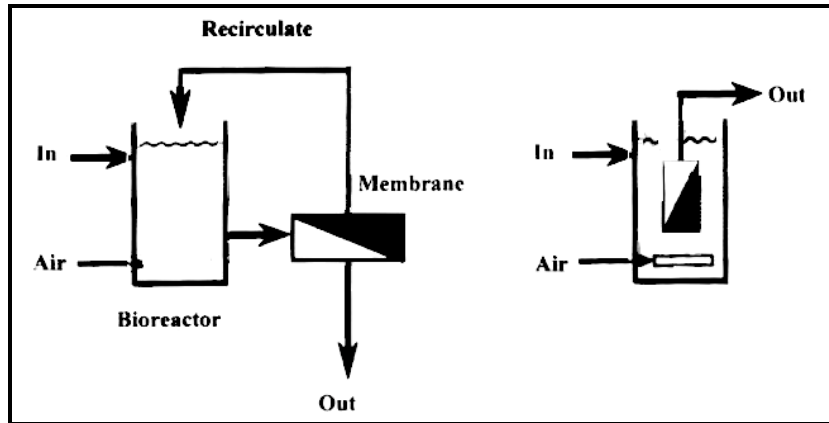
Yllä mainituista suodatusmenetelmistä ultrasuodatus on tämänhetkisesti käytetyin menetelmä. Käytettävä kalvotyyppi valitaan puhdistettavan veden pitoisuuksien, laadun, lämpötilan ja happamuuden perusteella. Kalvon valinnassa on otettava huomioon myös eräiden haitallisten kemikaalien esiintyminen, kuten esimerkiksi silikaatit ja öljyt. /13, 14/

Tässä tutkimuksessa käytettiin ultrasuodatukseen onttokuitukalvoa. /2/ Alla olevasta kuvasta 4 nähdään eri suodatustekniikoiden suodatuskyvyt. Tummennettu palkki osoittaa tässä tutkimuksessa käytetyn onttokuitukalvon erotuskyvyn.



**Kuva 4.** Eri suodatusmenetelmien puhdistuskapasiteetit. /32/

Tämän hankkeen kalvobioreaktorissa (Membrane Bioreactor, MBR) käytetyt kuidut ovat onttokuitukalvoja. Kalvovyksikön onttokuitukalvot on niputettu moduuleiksi. Onttokuitukalvo rajaa lietteen erilleen suodoksesta, kun vesi imetään matalalla alipaineella erilliseen astiaan. Etuna onttokuitukalvoissa on niiden vähäinen tilantarve, pieni hyödytön tilavuus sekä mahdollisuus korkeaan paineeseen. Haittapuolina voidaan mainita herkkä tukkeuma alttius sekä kalvojen kalleus. /14/ Kalvot voidaan tarpeen mukaan joko upottaa lieteastiaan tai lietettä voidaan kierrättää lieteastian ulkopuolella sijaitsevan paineistetun kalvovyksikön läpi. Kuvassa 5 on esimerkki molemmista tapauksista.



**Kuva 5.** Kuvassa vasemmalla ulkoinen kalvosysteemi ja oikealla upotettu kalvosysteemi. /13/

Tässä tutkimuksessa käytetty Zenonin ZeeWeed® kalvobioreaktori yhdistää ultra-suodatusteknologian, biologisen jätevedenkäsittelyn sekä veden uudelleenkäytön sovellukset. Kalvobioreaktorin ontokuitukalvotekniikka on erilaatuisten vesien käsittelyyn soveltuva veden käsittelymenetelmä, joka yhdistää erillisen kirkastuksen, ilmastuksen ja suodatuksen yksinkertaiseen prosessiin. Menetelmän etuna verrattuna perinteisen aktiivilieteprosessin selkeytykseen on se, että puhdistetun jäteveden kiintoainepitoisuus on korkeintaan muutama mg/l ja vaihtelu vähäistä. Korkea puhdistustaso on mahdollista saavuttaa vähäisellä energian ja kemikaalien käytöllä. Saadut puhdistustulokset jätevedelle ovat riittäviä uudelleenkäyttösovelluksiin tai veden päästämiseksi suoraan luontoon. /32/ Täysikokoinen ontokuitukalvobioreaktori soveltuu niin asuin- kuin teollisuuslaitosten jätevedenkäsittelyyn. Nyt tutkimuksen alla on niiden soveltuvuus väkevien kaatopaikkavesienkäsittelyssä.

Onttokuitukalvot toimivat vähäisellä alipaineella. Alipainemenetelmän etuja ovat

- vähäinen energian tarve
- vähäinen kalvon likaantuminen
- pidempi kalvon elinikä
- korkea kiintoaineiden sietokyky
- korkea sameusasteen sietokyky
- yksinkertainen käyttö ja huolto
- pieni tilantarve.



**Kuva 6.** Onttokuitukalvon läpäisy. /32/

Bioreaktoritekniikassa onttokuitukalvot ratkaisevat heikosta lietteen laskeutumisesta johtuvat ongelmat. ZeeWeed® MBR-teknologia mahdollistaa siis myös niiden jätevesien käsittelyn, joiden käsittely on muuten mahdotonta lietteen huonon laskeutuvuuden vuoksi. MBR-prosessia käytetään tavallisimmin lietteillä, joiden liete pitoisuus (MLSS) on välillä 8000–10000 mg/l. Korkea biomassapitoisuus tekee mahdolliseksi liuenneen ja osittain biohajoavan materiaalin tehokkaan poiston jätevedestä. /32/

MBR-kalvot on valmistettu materiaaleista, jotka suodattavat nesteiden hiukkaset ja molekyylit. Kalvojen valmistusmateriaalien kirjo on hyvin laaja. Kalvot voidaan valmistaa orgaanisesta (polymeeri) tai epäorgaanisesta materiaalista (metalli tai keraaminen). Zenonin onttoisäikeiset kuitukalvot on valmistettu huokoisesta polymeeristä, joka estää tiettyjen haitta-aineiden läpipääsyn, kun taas sallitut vesimolekyylit

imetään kuitujen sisälle. Tämä selektiivinen suodatus on mahdollista, sillä jokaisen kalvon pinta muodostuu miljardeista mikroskooppisista rei'istä, jotka estävät reikää suurempien partikkeleiden pääsyn sisälle muodostaen fysikaalisen esteen kontaminoiville aineille (kuva 6). /13, 32/

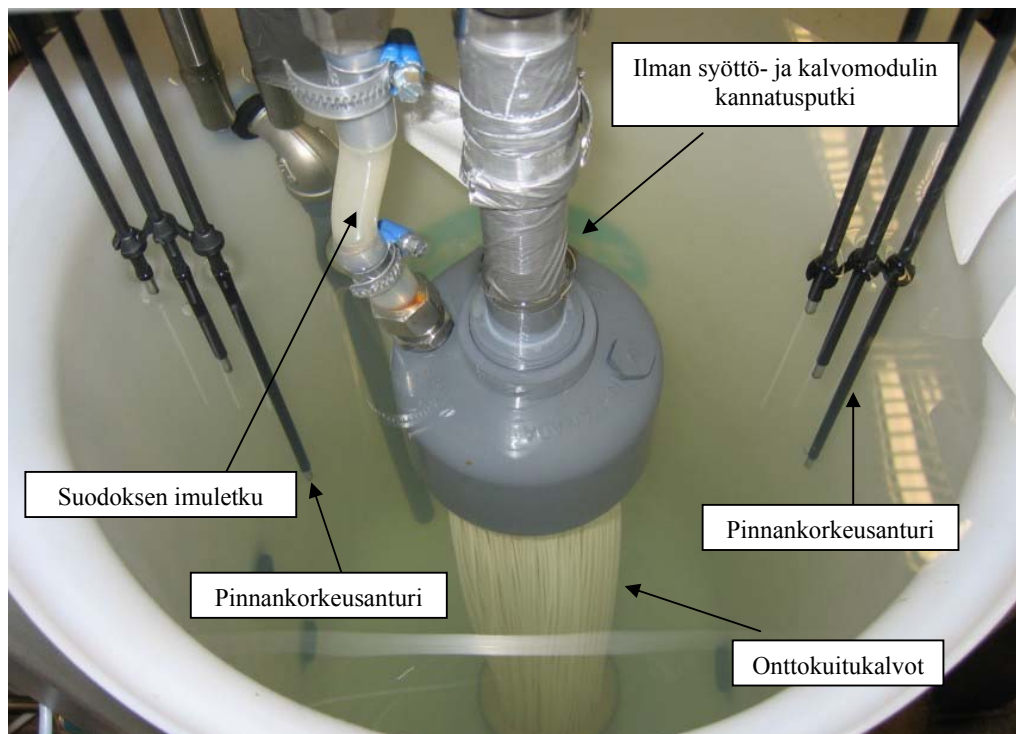
Eräässä toisissa tutkimuksissa, joissa käsiteltiin samanlaatuista jätevettä sekä panos-, että kalvobioreaktorilla, todettiin, ettei kalvoerotuksella ole vaikutusta nitrifioivien bakteerien koostumukseen /6/. Tutkimuksessa havaittiin, että AOB-bakteerien eli ammoniakkaa hapettavien bakteerien populaation koostumus ja heterogeenisyys sekä asianomaisen prosessin stabiliteetti näytti riippuvan muista tekijöistä, kuten jäteveden koostumuksesta ja lieteiästä. Tätä havaintoa voidaan mahdollisesti soveltaa myös aktiivilietteen muihin mikrobipopulaatioihin. Toiseksi havaittiin, ettei kalvoerotus paranna nitrifikaatiota, eikä suojaa bakteerifilmiä häiriötilanteissa. Lisäksi havaittiin, että vaikkakin kalvo mahdollistaa laaja-alaisen biofilmin muodostumisen, sillä ei ole vaikutusta nitrifikaationopeuteen. Tästä johtuu se, että nykyiset aktiivilietemallit ovat sovellettavissa myös MBR-systeemeille, mutta kinetiikan luonnehdinta vaatii lisätutkimusta. Vertailtaessa pienempiä MBR:n ja CAS:n (klassinen aktiiviliete prosessi) flokkeja toisiinsa havaittiin, että nitrifikaatio tapahtuu flokin sisäosissa, mikä havainto johtaa todennäköisesti MBR:ssä pienemmän massansiirtoon. /6/

### 3.2 Onttokuitukalvovyksikkö MBR-prosessissa

Tässä tutkimuksessa käytetty tutkimusyksikkö oli malliltaan ZeeWeed 10 tyyppiä G34. Kalvojen materiaalina on polyvinylideenifluoridi (PVDF). Onttokuitukalvojen nimellishuokoskoko 0,04  $\mu\text{m}$ , ja kaikki huokokset ovat alle 0,1  $\mu\text{m}$ . Tämä pilotkokoinen ultrasuodatuslaite käyttää samaa kalvotyyppiä kuin täysikokoinen ZeeWeed 500. Kalvolla on mahdollista suodattaa kiintoaineet, bakteerit, patogeenit ja joitakin viiruksia. Pilot-kokoinen ultrasuodatuslaite soveltuu kalvon kemiallisen toiminnan arviointiin ja vertailuun. Laite ei kuitenkaan sovellu virtaaman, paineen tai energiatarpeen kartoitukseen ilmastuksen eroavaisuudesta ja kuitujen pituudesta

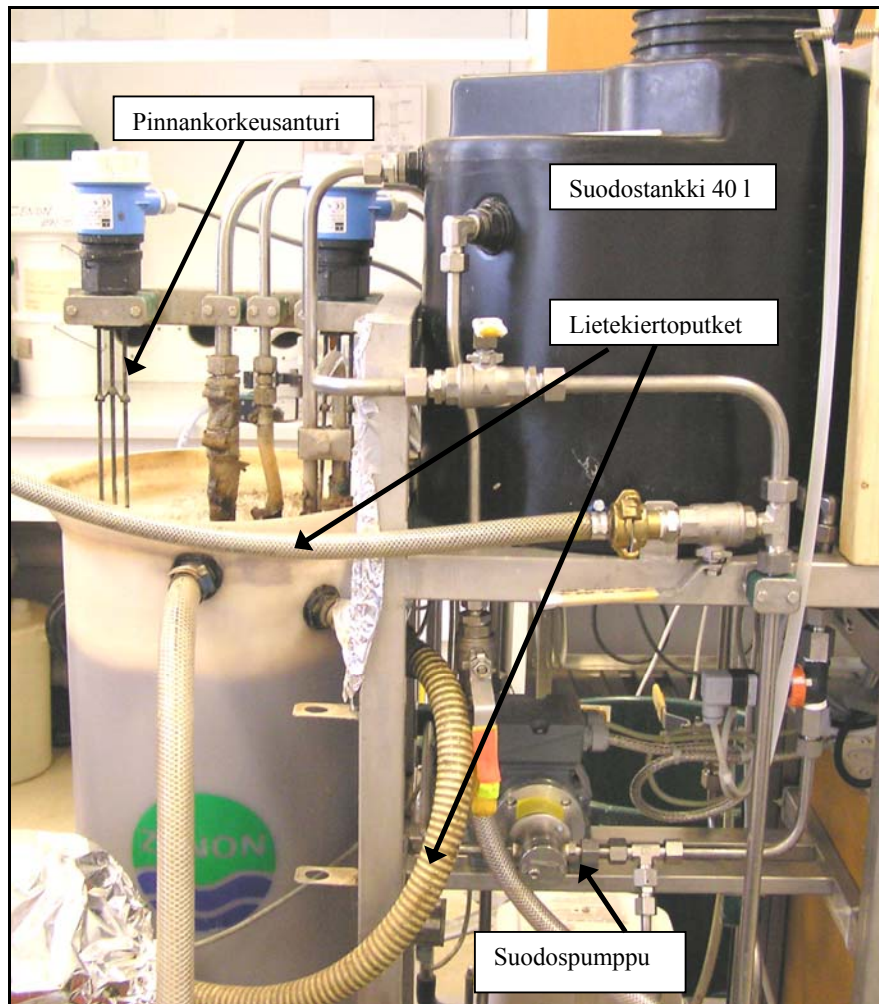
johtuen. Laitte on suunniteltu niin, että sillä voidaan operoida ilman jatkuvaa valvontaa. /21/

Kalvot ovat upoksissa ilmastustankissa ja suorassa kosketuksessa sekoitetun lietteen kanssa (kuva 7). Suodospumppuna toimiva tyhjiöpumppu on kiinnitettyä kuitujen yläpuolelle. Pumppu imee puhdistettua vettä onttojen ultrasuodatuskuitujen läpi. Suodattamisen jälkeen puhdistettu vesi voidaan ensin johtaa desinfiointiin tai suoraan poistolaitteistoon. Kuitujen pintaa puhdistetaan aktiivisesti jaksottaisella ilmastuksella. Ilmastus on johdettu kalvovyksikön alle, heiluttamaan kuituja, kuituihin kertyneen kiintoaineen irrottamiseksi. /32/ Kalvon pintaa puhdistetaan myös suodoksen takaisinvirtauksella. Kyseessä on hydraulinen puhdistusmenetelmä, jossa suodosta työnnetään takaisin kalvon läpi. Fysikaalinen paineaalto pakottaa permeaatin kulkemaan takaisin suodattimen läpi suurella virtaamalla lyhyessä ajassa. Takaisinvirtauksen avulla kalvon pintaan kertynyt kakku ja huokoset tukkineet partikkelit irtoavat helposti. /16/



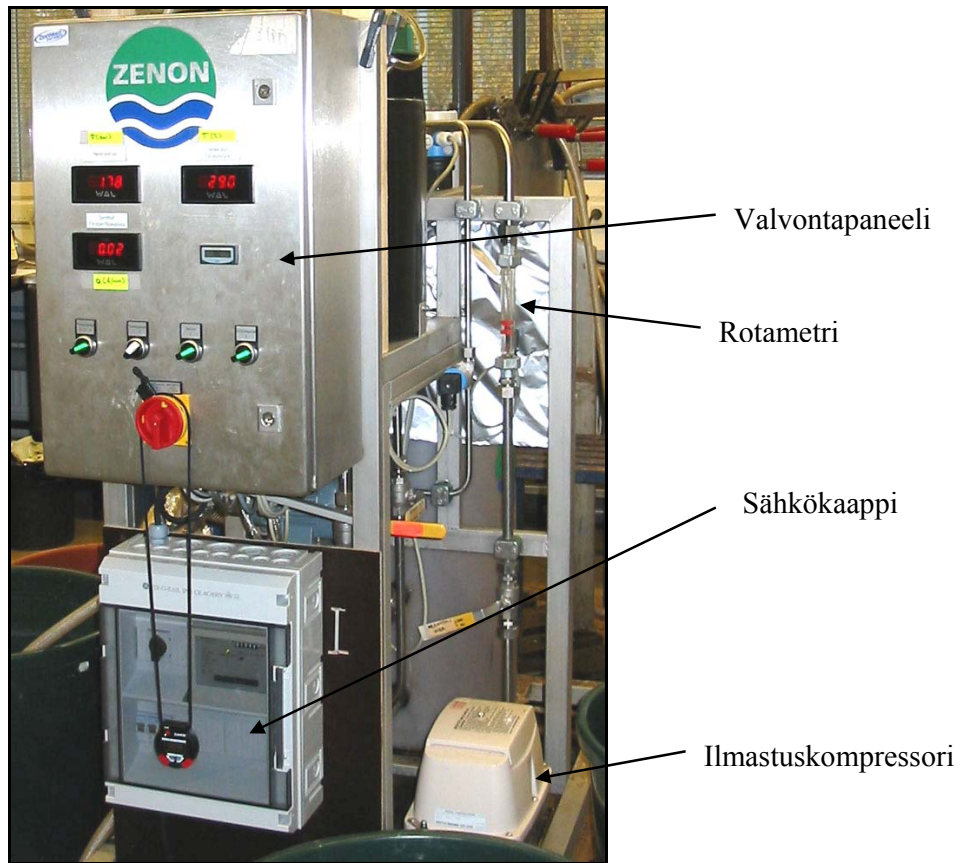
**Kuva 7.** Onttokuitukalvot prosessiastiassa.





**Kuva 8.** MBR-yksikön osat 1/2.

Kalvoyksikön tilantarve ilman erillistä esisäiliötä on 1 m x 1,5 m. Systemin pääelementit ovat 60 l:n prosessitankki, 40 l:n suodostankki, valvonta- ja ohjauspaneeli, suodospumppu, lietepumppu ja ilmastin (kuva 8). Valvonta- ja ohjauspaneeli (kuva 9) ilmoittaa digitaalisesti kuituihin kohdistuvan suodatus- ja vastavirtapesupaineen, prosessilämpötilan ja suodoksen virtaaman, jota on mahdollisuus säätää halutunlaiseksi. Ilmastukseen käytetty ilmavirtaama ilmoitetaan rotametrimillä. Suodoksen virtaama voidaan tarvittaessa tarkistaa käsivaraisesti, keräämällä suodos erilliseen astiaan tunnetun ajan kuluessa. Jotta saataisiin mitattua tarkimmin virtaaman keskiarvo, on mittaus suoritettava kokonaisten virtauskierrosten aikana.



**Kuva 9.** MBR-yksikön osat 2/2.



(a)



(b)

**Kuva 10.** MBR-kalvoyksikkö (a) ja sen esiyksikkö (b).

## 4 TYÖN KUVAUS

### 4.1 Analyysistandardit

Tässä tutkimuksessa jätevesien, lietteiden ja kirkasteiden analysointiin käytetyt standardit ovat taulukossa 1. Jätevedestä analysoitiin alkaliteetti, kiintoaine, hehkutusjäännös, biokemiallinen ja kemiallinen hapenkulutus, orgaaninen kokonaishiili, kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, nitraattityppi, kokonaisfosfori, sähkönjohtokyky, sameus ja pH. SBR:n kirkasteesta ja MBR:n suodoksesta analysoitiin samat kuin jätevedestä, lukuun ottamatta kokonaistyyppiä. Lietteistä analysoitiin kiintoaine, hehkutusjäännös ja pH. Tietoa analysoiduista jakeista ja käytetyistä standardeista on laajemmin liitteissä 5-16.

**Taulukko 1.** Tutkimuksessa käytettyjenlaatuparametrien standardit /18/.

Mitattu parametri	Standardi
<b>Alkaliteetti</b>	Vesihallituksen Vesitutkimustoimiston ohje
<b>Kiintoaine</b>	SFS-EN 872 ja SFS-3008
<b>Hehkutusjäännös</b>	SFS-EN 872 ja SFS-3008
<b>Biokemiallinen hapenkulutus</b>	SFS-EN 1899-1 ja SFS-EN 1899-2.
<b>Kemiallinen hapenkulutus</b>	SFS 5504
<b>Orgaaninen kokonaishiili</b>	SFS-EN 1484
<b>Kokonaistyyppi</b>	SFS 5505
<b>Ammoniumtyppi</b>	SFS 5505
<b>Nitraattityppi</b>	SFS 3030 ja SFS 3029
<b>Kokonaisfosfori</b>	SFS 3026
<b>Sähkönjohtokyky</b>	SFS-EN 27888
<b>Sameus</b>	SFS-EN 27027
<b>pH</b>	SFS 3021

### 4.2 Jätevesi

Tässä tutkimuksessa käytetty jätevesi on Etelä-Karjalan jätehuolto Oy:n Kukkoroinmäen jätekeskuksen kompostointilaitokselta, joka sijaitsee Joutsenon kaupungissa Konnunsuolla lähellä Lappeenrannan rajaa. /22/ Käytetty jätevesi päätettiin hankkia nimenomaan Etelä-Karjalan jätehuolto Oy:n Kukkoroinmäen jätekeskuk-



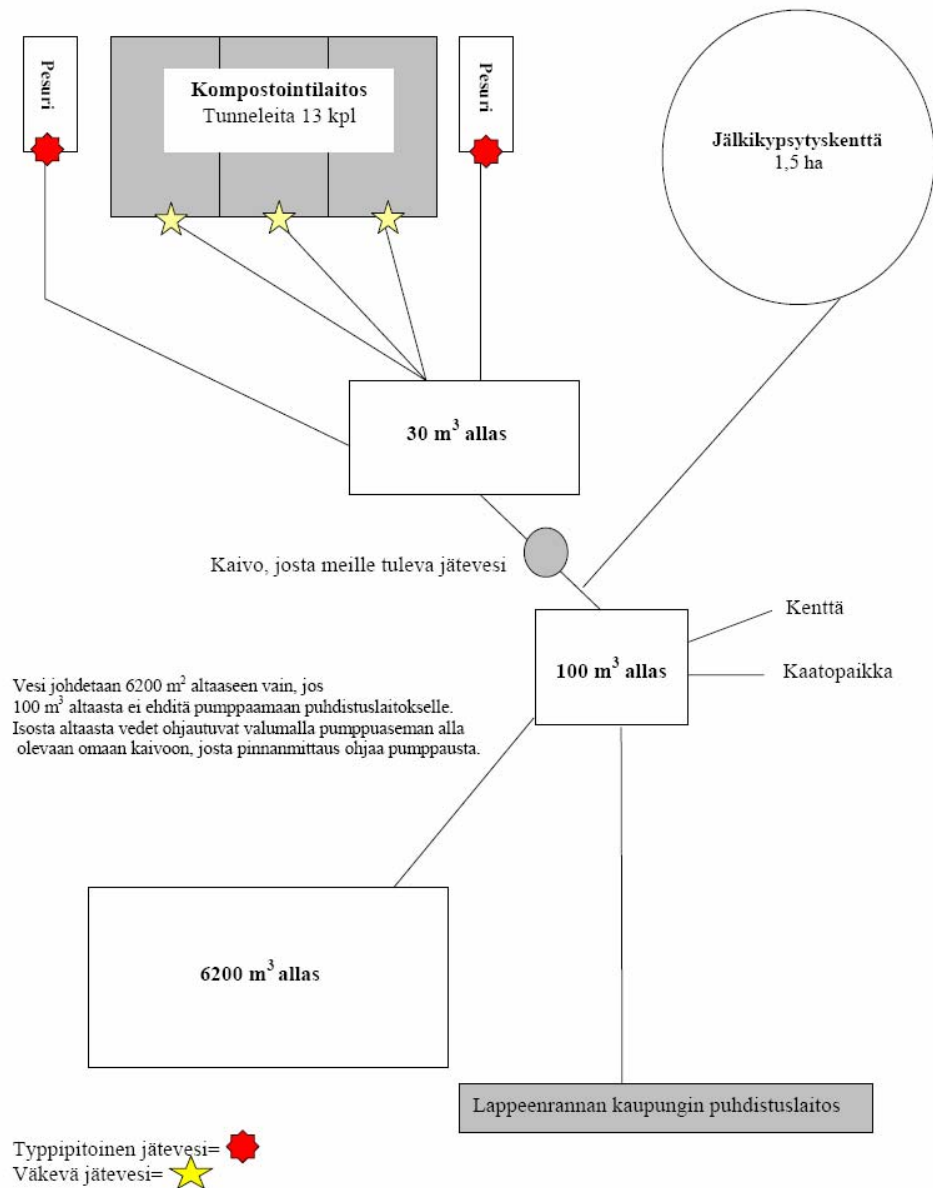
selta heidän jäteveden puhdistusta kohtaan osoittamansa mielenkiinnon vuoksi. Kukkoroinmäen jätekeskuksen alueella aloitti toimintansa vuoden 2001 marras-kuussa kompostointilaitos jälkikypsytyksenttineen ja materiaalivarastoineen. Laitoksessa käsitellään kotitalouksien biojätteitä, jätevedenpuhdistamon lietteitä, teurastamoiden suolilantaa, eristevillojen hartsijätettä sekä elintarviketeollisuudessa syntyneitä biojätteitä. Laitoksen kapasiteetti on 34 500 tonnia vuodessa. /22/



**Kuva 11.** Kukkoroinmäen jätekeskus ilmakuvana.

Kompostointilaitos on toteutettu tunnelikompostointitekniikkaan perustuen. Laitoksessa on yhteensä 13 kompostointitunneliä, joista seitsemän on tarkoitettu biojätteen ja kuusi lietteen kompostointiin. Kompostointilaitoksessa seosaineina käytetään turvetta ja puuhaketta. Lihanjalostuksen suolilanta kompostoidaan yhdessä kotitalouksien biojätteen kanssa. Jätteet kompostoidaan suljetussa tunnelissa panosperiaatteella. Kompostointilaitos on mitoitettu siten, että kunkin lietepanoksen viipymä tunnelissa on 14 päivää ja biojätepanoksen 21 päivää. Jälkikypsytystä varten kompostointilaitoksen läheisyyteen on rakennettu tiiviillä asfaltilla päällystetty salaojitettu ja viemäroity kenttäalue. Jälkikypsytyisaika lietteelle on 2-4 kuukautta ja biojätteelle 4-6 kuukautta vuodenajasta riippuen. /22/

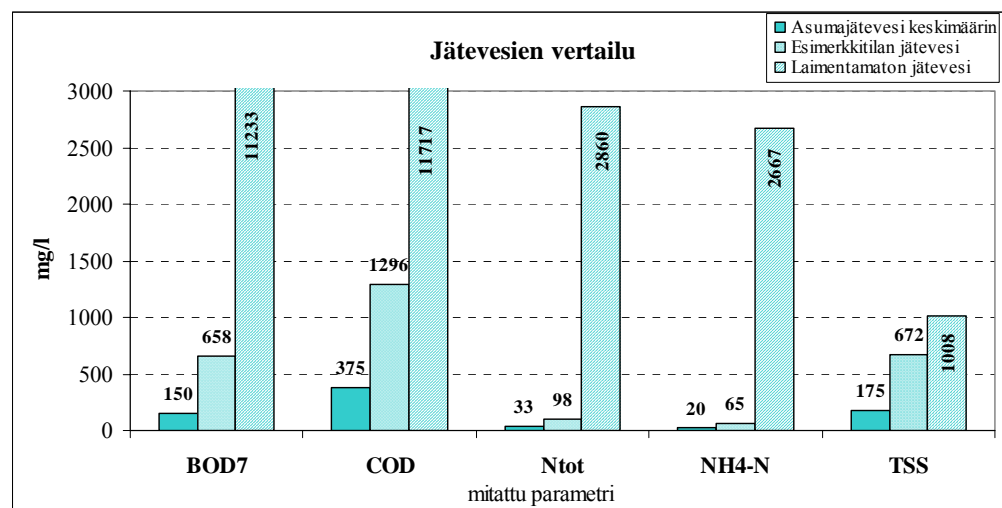
Kompostointilaitoksen yhteydessä on kaksi kaasupesuria, joiden vedet johdetaan yhdessä kompostointilaitoksen vesien kanssa 30 m<sup>3</sup>:n altaaseen. Pesurit ovat pysäysäiliömallia, jossa kompostointilaitoksesta syntyvä epäpuhdas ilma johdetaan säiliön alaosaan ja imetään säiliön yläosasta pois. Pesurissa epäpuhdas ilma joutuu kulkemaan sadettimen läpi. Pesureilta tulevat vedet ovat hyvin typpipitoisia.



**Kuva 12.** Kukkoroinmäen jätekeskuksen toimintaperiaatekuva.

Kompostointilaitoksen prosesseissa muodostuvat jätevedet sekä kaasupesureilta, ja jälkikompostointialueelta tulevat jätevedet johdetaan laitoksen vieressä olevaan kaivoon ja siitä ylivuotatasausaltaan kautta jätevedenpuhdistamolle (kuva 12). Ete-lä-Karjalan jätehuolto Oy on tehnyt Lappeenrannan kaupungin kanssa sopimuksen (4.12.2001) jätekeskuksen jätevesien johtamisesta vesihuoltolaitokseen. /22/ Lappeenrannan kaupunki on esittänyt jätehuoltoyhtiölle vaatimuksia merkittävistä jätevesikuormitusten vähentämisestä parametrikohteisesti. Suurimmat kuormittajat ovat jälkikompostointialueelta ja ilmanpuhdistimelta tulevat jätevedet.

Tässä tutkimuksessa käytetty kompostointilaitoksen jätevesi oli erittäin väkevää (kuva 13). Tavalliseen kunnallisen jäteveden laatuun verrattuna tutkimuksessa käytetyn jäteveden BOD<sub>7</sub>-pitoisuus oli 80-kertainen ennen laimennosta. COD-pitoisuus sen sijaan oli 31-kertainen, kokonaistyyppipitoisuus 67-kertainen ja ammoniumtyppi 133-kertainen. Koetoimintaa varten laimennetussa jätevedessä pitoisuudet olivat edelleen korkeita. BOD<sub>7</sub> oli 8-kertainen, COD 7,3-kertainen, kokonaistyyppi 31-kertainen ja ammoniumtyppi 47-kertainen tavallisen kunnallisen jäteveden laatuun verrattuna.



**Kuva 13.** Tässä tutkimuksessa käytetyn jäteveden vertailu muihin jätevesiin.

Jätevettä tilattiin Kukkoroimäen kompostointilaitokselta aina 1000 litran erissä. Tämä jätevesi laimennettiin niin, että yksikköihin syötettävän jäteveden ammoni-

umtyyppipitoisuudeksi saatiin 1000–1400 mg/l. Ensimmäisen kerran jätevettä tilattiin Kukkoroimäen kompostointilaitokselta 22.3.2005. Tuolloin laimentamattomassa jätevedessä TOC oli 3100 mg/l, BOD<sub>7</sub> 6800 mg/l ja alkaliteetti 9,98 mmol/l. Tällä uudella jätevedellä aloitettiin kokeilut varovasti SBR- ja MBR-yksikköihin, joihin tähän asti oli syötetty Pirkanmaan Jätehuollon Tarastejärven kaatopaikka-alueen kompostointi- ja jälkikypsytyksentän jätevettä. Tutkimus aloitettiin laimentamalla uutta jätevettä suhteessa 1:3, jolloin syötettävän jäteveden ammoniumtyyppi-pitoisuudeksi saatiin 630 mg/l. Uutta jätevettä tilattiin Kukkoroimäen kompostointilaitokselta myös 17.5, 26.5, 30.6, 29.8, 30.9 ja 17.11 eli noin kahden kuukauden välein. Jäteveden kuljetus normaalina rahtina (ei-kylmä konttikuljetus) Kukkoroimäen kompostointilaitokselta Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratoriolle kesti olosuhteista riippuen 1-3 päivää. Alla olevassa taulukossa 2 on Kukkoroimäen jätteenkäsittelykeskukselta tilatun laimentamattoman jäteveden pitoisuudet. Muut pitoisuudet ovat tarkemmin liitteessä 3. Jätevesiannosten laadun ääriarvot ennen laimennosta olivat BOD:lle 4900–22000 mg/l, TOC:lle 2100–7800 mg/l, COD:lle 7300–25000 mg/l, alkaliteetille 9,9–73 mmol/l ja ammoniumtyyppipitoisuudet vaihtelivat välillä 2200–3100 mg/l.

**Taulukko 2.** Kompostointilaitoksen laimentamaton jätevesi.

Laimentamaton jätevesi						
	pH	N <sub>tot</sub> (mg/l)	BOD <sub>7</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)
<b>Keskiarvo</b>	6,3	2860	5850	3543	1008	53
<b>Keskihajonta</b>	0,5	391	1343	2044	1054	26
<b>Min</b>	5,6	2400	4900	2100	260	30
<b>Max</b>	7,1	3300	22000	7800	3100	100
<b>Kpl</b>	6,0	5	2	7	6	6

Jätevedestä tehtiin tavallisimmin kolme eri laimennosta. 22.3–1.7.2005 laimennossuhde oli 1:3, eli 200 l jätevettä ja 600 l vettä. Jätevettä laimennettiin 1.7.2005 eteenpäin suhteessa 1:2 eli 300 l jätevettä ja 600 l vettä. 28.11 syöttövesi laimennettiin ensimmäisen kerran suhteessa 1:1. Alla oleva taulukko 3 kuvaa tutkimusta varten laimennettua jätevettä. Muut pitoisuudet ovat tarkemmin liitteessä 3.

**Taulukko 3.** Tutkimukseen syöttövedeksi laimennettu kompostointilaitoksen jätevesi.

Tutkimuksessa käytetty laimennettu jätevesi						
	pH	N <sub>tot</sub> (mg/l)	BOD <sub>7</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)
<b>Keskiarvo</b>	6,7	1023	1990	918	135	12
<b>Keskihajonta</b>	0,7	351	762	380	116	3
<b>Min</b>	5,8	600	920	410	48	9
<b>Max</b>	7,7	1700	2800	1500	460	18
<b>Kpl</b>	11,0	10	8	9	11	11

Taulukoissa 4 ja 5 ovat MBR- ja SBR-yksiköihin syötetyn jäteveden keskimääräinen syöttöveden laatu (tarkemmin liitteessä 3). Syötetty jätevesi analysoitiin aina syöttöjakson alkaessa ja loppuessa. Keskimääräinen syöttöveden laatu on laskettu syöttöveden alun ja lopun pitoisuuksien keskiarvosta. Erot SBR:n ja MBR:n syöttövesien välillä johtuvat yksiköiden syöttövesien erilaisesta säilytyksestä. SBR:n syöttövedettä säilytettiin laboratorion kylmähuoneessa 2 °C lämpötilassa. MBR-yksikön syöttövedettä sen sijaan säilytettiin ulkona, talvisin lämmitetyssä, varastossa. Varaston lämpötila talvisin oli noin 10°C ja kesäisin varaston lämpötilat olivat täysin säistä riippuvaisia. Kuten taulukoista voidaan havaita, SBR:n syöttöveden laatu muuttui vähemmän syöttöjakson aikana. Hankkeessa havaittiin myös, että jätevesi ”vanheni” huomattavasti nopeammin laimennettuna kuin laimentamattomana, riippumatta laimennetun jäteveden säilytyslämpötilasta. Kesäisin laimentamatonta jätevedettä säilytettiin laimennuskertojen välissä ulkona, mutta talvella lämmitetyssä varastotilassa jäätymisvaaran vuoksi.



**Taulukko 4.** SBR:n syötetyn jäteveden laatu.

SBR syötetty jätevesi						
	pH	N <sub>tot</sub> (mg/l)	BOD <sub>7</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)
<b>Keskiarvo</b>	6,8	988	1894	811	141	11
<b>Keskihajonta</b>	0,6	177	940	496	103	3
<b>Min</b>	5,8	600	360	220	60	6
<b>Max</b>	7,8	1200	2800	1500	460	18
<b>Kpl</b>	15,0	11	12	11	15	14

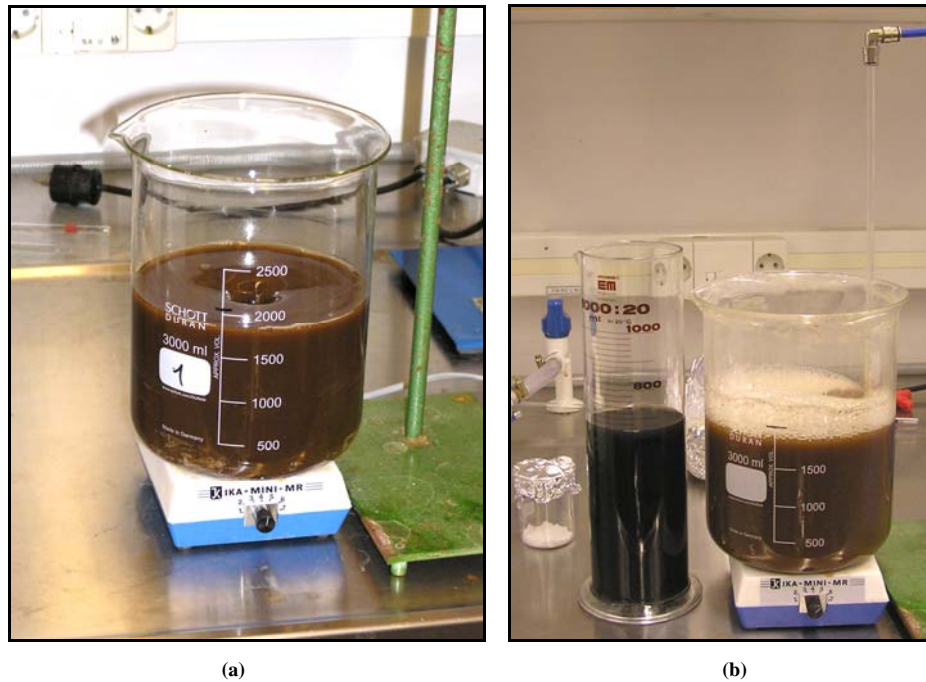
**Taulukko 5.** MBR:n syötetyn jäteveden laatu.

MBR syötetty jätevesi						
	pH	N <sub>tot</sub> (mg/l)	BOD <sub>7</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)
<b>Keskiarvo</b>	7,5	939	1581	1020	224	15
<b>Keskihajonta</b>	0,7	294	846	1373	262	17
<b>Min</b>	5,8	600	300	170	48	6
<b>Max</b>	7,9	1700	2800	6100	1000	88
<b>Kpl</b>	22,0	19	14	17	23	21

### 4.3 Tutkimusyksiköiden päivittäinen operointi

#### 4.3.1 Panosreaktori (SBR)

Panossyöttöisenä (SBR), perinteistä aktiivilietemenetelmää edustavana vertailuyksikkönä tässä tutkimuksessa käytettiin laboratoriomittakaavan (2 l) yksikköä. Tämän yksikön tarkoituksena oli tuottaa tietoa erilaisten toimenpiteiden vaikutuksista aktiivilieteprosessiin, ennen toimenpiteiden siirtämistä isompaan MBR-yksikköön. SBR koostui kahden litran astiasta johon oli asennettuna sekoitin ja ilmastin. Tämä yksikkö ei ollut ajastettu, vaan oli täysin käsin operoitavissa.



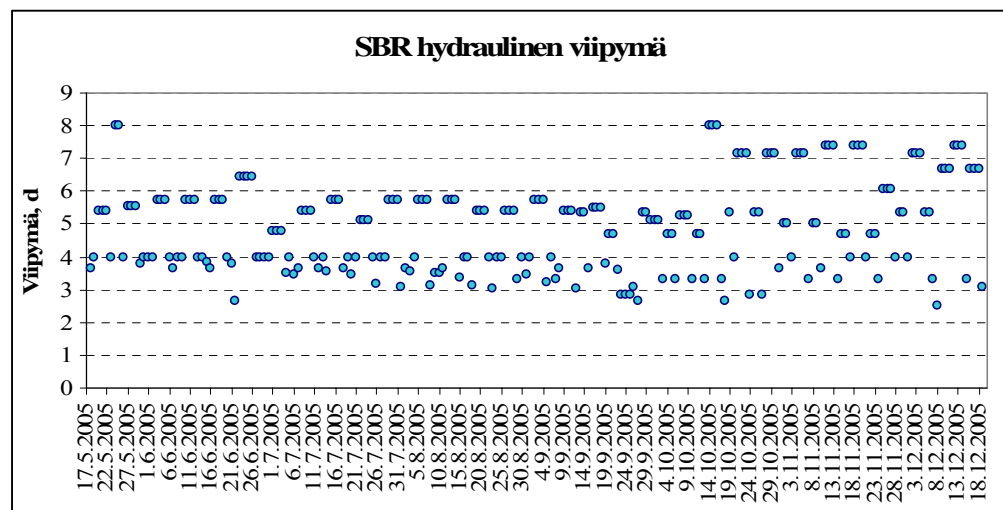
**Kuva 14.** Panosreaktori (SBR) ilman ilmastusta (a) ja ilmastettuna (b).

Päivittäiset toimenpiteet SBR-yksikölle alkoivat noin kello yhdeksän aamulla. Ensin poistettiin yksikön haihtumista ehkäisevä suojus ja samalla lopetettiin ilmastus. 1 minuutti ilmastuksen lopettamisesta mitattiin happipitoisuus (DO) Ysi Model 57 Oxygen Meter -tyyppisellä mittarilla, joka ilmoittaa tuloksen yksikössä mg/l. Tällä haluttiin mitata yksikön lietteen aktiivisuutta. pH mitattiin laboratoriokäyttöön suunnitellulla PHM 220 Lab pH Meter -mittarilla. Maanantaisin ja torstaisin täysin sekoitetusta lietteestä otettiin myös 50 ml:n näytteet kiintoaineanalyysensä ja tarkempia pH-mittauksia varten.

Tunnin kuluttua ilmastuksen lopettamisesta mitattiin happipitoisuus, jotta saatiin käsitys olosuhteista nitrifikaatio/denitrifikaatio prosessin kannalta. Tämän jälkeen yksikkö jätettiin laskeutumaan. Kolmen tunnin kuluttua laskeuttamisen aloittamisesta poistettiin kirkastetta suunniteltu määrä. Maanantaisin ja torstaisin poistetun kirkasteen laatu analysoitiin. Ajalla 17.6–22.7 ja 17.11–19.12 poistettiin mittapipetillä sekoitetun lietteen ja kirkasteen lisäksi myös laskeutettua pohjalietettä lietteen kiintoainepitoisuuksien vakioimiseksi. Lietteistä analysoitiin kiintoainemäärät sekä pH.

Poistetun lietteen ja kirkasteen tilalle lisättiin vastaava määrä laimennettua jätevet-  
 tä. Mahdollinen haihtuma korvattiin laimennetulla jätevedellä, joka lisättiin ennen  
 27.9. aamuisin pH- ja happimittauksien yhteydessä ja tämän jälkeen iltapäivällä  
 uuden jäteveden syötön yhteydessä. Myös nitrifikaation edistämiseen käytetty kal-  
 siumkarbonaatti ( $\text{CaCO}_3$ ) lisättiin iltapäivällä kirkasteen poiston ja pH mittauksen  
 jälkeen. Kirkasteen poiston ja jäteveden lisäämisen jälkeen laitettiin sekoitus takai-  
 sin päälle denitrifikaatiota varten. Kaksi tuntia iltapäiväoperoinnin jälkeen, ilmas-  
 tin laitettiin takaisin päälle, nopeutettiin sekoitusta ja peitettiin astia haihtumisen  
 estämiseksi.

Maanantaisin kirkastetta poistettiin yhtä päivää varten 450 ml, tiistaisin 23.3 - 13.9.  
 poistettava määrä oli yhtä päivää varten 500 ml ja 13.9. eteenpäin kahta päivää var-  
 ten 750 ml. Keskiviikkoisin kirkastetta poistettiin yhtä päivää varten 500 ml ja 21.9.  
 eteenpäin ei lainkaan uuden aikataulutuksen vuoksi, jonka vuoksi keskiviikkoisin  
 ei ollut lainkaan operointeja. Torstaisin kirkastetta poistettiin yhtä päivää varten  
 500 ml ja perjantaisin viikonloppua varten 1000 ml 7.10. asti jonka jälkeen poisto  
 vähennettiin 750 ml:n törmäyskuorituksen vähentämiseksi. Uutta jätevetä lisät-  
 tiin poistettua vastaava määrä.

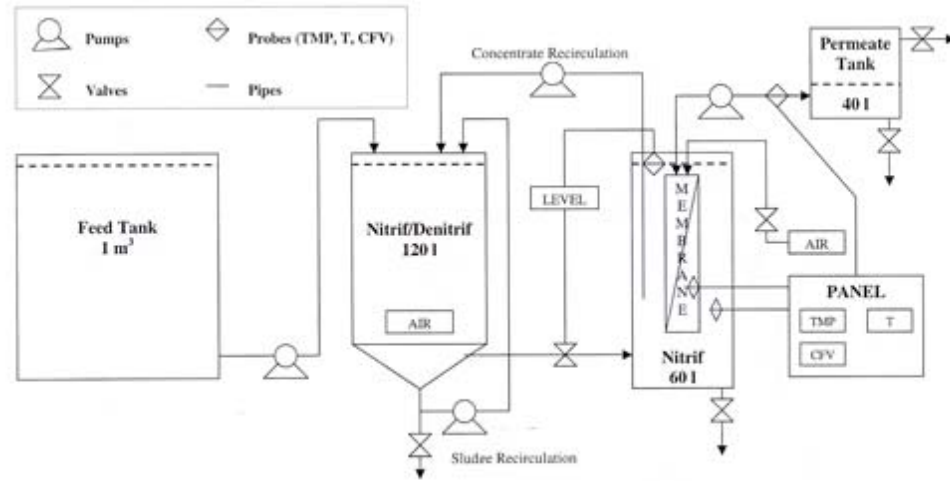


**Kuva 15.** SBR-yksikön hydraulinen viipymä reaktorissa päivinä ajan funktiona.

Tämä tutkimuksen alussa kokeiltiin natriumhydroksidia (NaOH) alkaliteetin nostoon. Tutkimuksessa kuitenkin päädyttiin käyttämään kalsiumkarbonaattia sen pitkäaikaisen vaikutuksen ja panoksittain tapahtuvan jätevedensyötön vuoksi. Kalsiumkarbonaatin syötön tarkoituksena oli parantaa nitrifikaatio olosuhteita nostamalla lietteen pH:ta ja alkaliteettia. Kalsiumkarbonaattia lisättiin maanantaisin ja torstaisin 2,0 g (päivää varten), tiistaisin 2,5 g (kahta päivää varten) ja perjantaisin lisäys viikonloppua varten oli 3,0 g (kolmea päivää varten). Tutkimuksen tulosten perusteella kalsiumkarbonaatti parantaa nitrifikaatiota kuormituksen pysyessä taiseisena.

#### 4.3.2 Kalvobioreaktori (MBR)

MBR-yksikkö koostui ulkona sijaitsevasta syöttösäiliöstä, sitä seuraavasta esiyksiköstä sekä onttokuidut sisältävästä kalvoyksiköstä (MBR) (kuva 16). Esiyksikön tarkoituksena oli estää jäteveden suora kosketus kalvojen kanssa, antaen jäteveden ensin sekoittua lietteeseen. MBR:stä ja esiyksiköön oli järjestetty lietekierto (380 l/h), jonka tarkoituksena oli pitää säiliöiden lietteet homogeenisina. Kiertoa yksiköiden välillä sääteli MBR-säiliössä oleva nesteen pinta-anturi, joka ohjasi säiliöiden välissä olevaa palloventtiiliä. MBR-säiliön pinnankorkeuden mukaan venttiili avautui ja sulkeutui eli päästi lietettä etuyksiköstä MBR-säiliöön. MBR:ssä sijaitsevien onttokuitukalvojen suodattama jätevesi johdettiin suodostankkiin. Sekä esiyksikkö että MBR-yksikkö oli jatkuvasti ilmastettuja, ja lietteen kierto varmisti, että lietepitoisuus MBR-säiliössä ja esiyksikössä olivat samat. Tämän vuoksi esiyksikköä ja kalvoyksikköä on käsitelty yhtenäisenä reaktorina. Esiyksikön pohjakartiossa sijaitsevan ilmastimen alle jäävä alue toimi anoxisena/ anaerobisena alueena silloin, kun esiyksikön sisäinen kierto on ollut pois päältä. Esiyksikön lietekierron ajastus on liitteessä 4.



**Kuva 16** MBR-prosessikaavio kaksisäiliöisestä reaktorista.

Päivittäinen operointi aloitettiin onttokuitukalvoastian (MBR-yksikkö) suojuksen poistamisella. Tämän jälkeen mitattiin esiyksikön pinnankorkeus ja lietteen pH. Kalsiumkarbonaatin ( $\text{CaCO}_3$ ) syöttö esiyksikköön alkaliteetin nostamiseksi nitrifikaation edellyttämälle tasolle aloitettiin 20.9.2005 SBR:stä saadun kokemuksen perusteella. Aamutoimenpiteisiin kuului myös nettovirtaaman mittaaminen sekä syötöyksikön ja kalvoyksikön lietteiden laskeutuskokeet. Laskeutuskokeen tarkoituksena oli varmistaa lietteiden samankaltaisuus, jolla varmistuttiin lietteiden tehokkaasta kierrosta yksiköiden välillä. Maanantaisin ja torstaisin esiyksiköstä otettiin tunti syötön jälkeen täysin sekoitetusta lietteestä 0,1 litran lietenäyte pH:n ja kiintoainepitoisuuksien analysointia varten. Samalla otettiin myös suodoksesta kolmen litran suodosnäyte siten, että näytteenottoputki puhdistettiin ensin johtamalla litra suodosta viemäriin. Näyte vastasi yhden vuorokauden kokoomanäytettä. Kohonneiden kiintoainepitoisuuksien ja laskeutuneen kalsiumkarbonaatin vuoksi MBR-yksiköstä poistettiin pohjalietettä kolme litraa kerrallaan 3.11–21.11. Ajalla 21.11–19.12. MBR-yksiköstä poistettiin pohjalietettä vain puolitoista litraa kerrallaan tasaantuneen kiintoainepitoisuuden vuoksi.



**Kuva 17.** Esiyksikkö ja MBR-yksikkö.

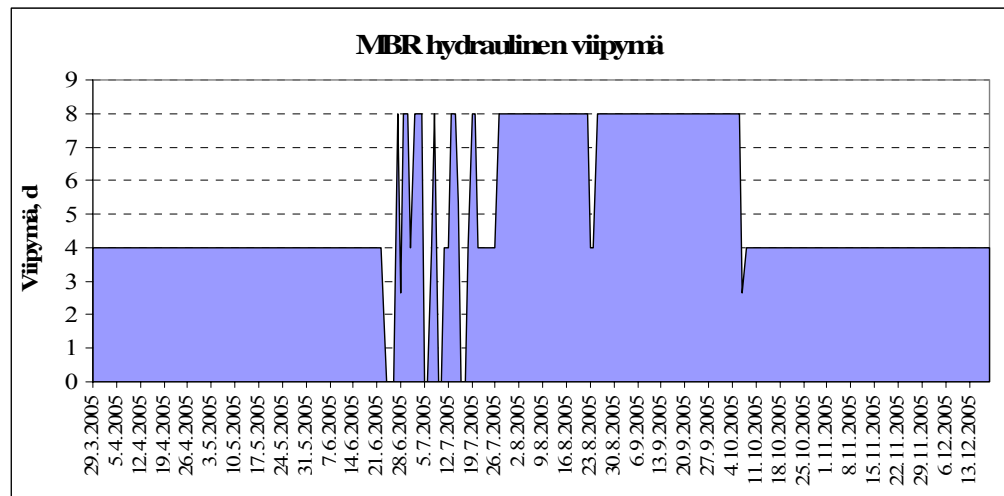
MBR-yksikön kalvosuodatus toimi aluksi ajastuksella, jossa kalvojen suodatus oli kymmenen minuuttia ja vastavirtapesu vain minuutin. Tuolloin vastavirtapesu oli suodatusajasta 10 %. Kymmenen prosentin vastavirtapesu oli kalvojen puhdistuskyvyille kuitenkin liian vähän, joten 7.7. nostettiin vastavirtapesun osuus 55 % suodatusajasta. Tuolloin suodatus oli kolme minuuttia ja vastavirtapesu 1,66 minuuttia. 14.9. kalvon suodatus- ja pesuajastus muutettiin siten, että suodatus oli 1,66 min ja vastavirtapesu yhden minuutin (taulukko 6). Yksikön tavoitteena on kuitenkin pääasiallisesti tuottaa puhdistettua vettä, joten 17.11. siirryttiin ajastukseen, jossa suodatus oli kolme minuuttia ja vastapesu yhden minuutin. Suodatuspaine pyrittiin pitämään emäs/happo-pesujen avulla -0,03...-0,25) bar välillä. Suodoksen määrää valvottiin vuo-mittauksilla ja suodosmäärät pidettiin samoina kuin syötettävän veden määrät.

**Taulukko 6.** MBR yksikön suodatusajastus tutkimuksen aikana.

Aika	Suodatus min	Vastavirtapesu min
29.3 - 7.7	10	3
7.7 - 14.9	3	1,66
14.9 - 15.11	1,66	1
15.11 - 19.12	3	1

Ajalla 29.3–22.6. esiyksikköön tuli 20 l:n syöttö kaksi kertaa vuorokaudessa kello 0:00 ja 12:00. Esiyksikön sekoitus oli päällä kello 23:00–6:00. Tämän jälkeen sekoitus lopetettiin, mutta ilmastus on laitettuiin päälle. Ilmastus oli päällä kello 6-11. Sekoitus oli jälleen päällä kello 11:sta 18:aan ja ilmastus tämän aikaa pois päältä. Ilmastus laitettiin takaisin päälle kello 18, ja oli päällä kello 23:een. 12.4.2005 sekoitus muutettuiin 20 min:n jaksoihin. Sekoitusajan lyhentäminen laski MBR:n prosessilämpötilaa noin 2 °C.

Lietekierto pumpun rikkouduttua ja siitä seuranneen lietteen karkaamisen vuoksi, MBR-yksikköön syötettiin vaihtelevia määriä jätevettä (22.6–27.7.). Tuona aikana prosessia jouduttiin ajoittain ajamaan tavallisen aktiivilieteprosessin tavoin. 27.7–6.10. jäteveden syöttö laskettiin kahteenkymmeneen litraan vuorokaudessa. 8.10.2005 jäteveden syöttö nostettiin jälleen 40 l vuorokaudessa (kuva 18). Vastavasti sekoitus ohjelmoitiin siten, että se on päällä 20 min ja pois 20 min klo 23:10–7:10 ja 11:10–19:10 välisenä aikana. Ilmastus pidettiin edelleen koko ajan päällä. Tarkemmat tiedot sekoituksen ajastuksesta ovat liitteessä 6.



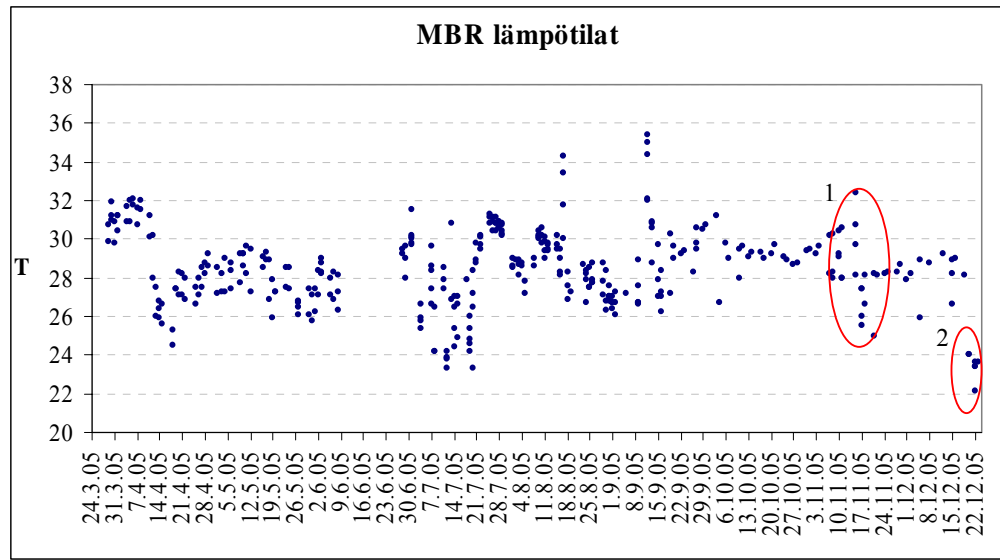
**Kuva 18.** MBR-yksikön viipymä reaktorissa ajan funktiona.

MBR-yksikössä juhannuksen aikoihin tapahtuneen laiterikon takia ja siitä aiheutuneen ylikuormituksen sekä aktiivilietteen menettämisen takia, MBR-yksikön lietteen kasvatusta jouduttiin aloittamaan alusta. Lietteen kasvatusta ainoastaan jäljelle

jääneen lietteen avulla olisi ollut todennäköisten inhibiitio vaikutusten takia liian hidasta. Hankkeen alussa käytetyn kunnallisen aktiivilietelaitoksen monimuotoisen, pääosin tuntemattoman sisältöisen ympin sijaan haluttiin kasvatus tehdä mahdollisimman vakiolaatuisella, hyvin tunnetulla ja helposti hajoavalla orgaanisella aineella. Tällä perusteella kompostointilaitoksen jäteveden lisäksi yksikköön alettiin 4.8.2005 syöttää täysmaitoa. Tavoitteena oli saada lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus (MLTSS) kasvamaan viiteen grammaan litrassa. Kiintoainepitoisuus (230 mg/l) lähti pian nousuun maidon ansiosta, ja 5 g/l tavoite saavutettiin kuudessa-kymmenessä päivässä. Kun kiintoainepitoisuus saatiin nousemaan tavoitelukemiin, lopetettiin maidon syöttö ja nostettiin syötettävän jäteveden määrä kahdestakymmenestä litrasta päivässä neljäänkymmeneen litraan päivässä. Syötöt ajastettiin kahdeksi 20 l eräksi kello 12:00 ja 24:00. Vastaavasti sekoitus ohjelmoitiin siten, että se oli päällä 20 minuuttia ja pois 20 minuuttia kello 23:10–7:10 ja kello 11:10–19:10 välisenä aikana.

Alla olevassa kuvassa 19 on MBR-yksikön lämpötilat vuon mittaamisen ajankohdanna. Keskimääräinen lämpötila tutkimuksen aikana oli 28,4 °C. Kesällä lämmin sää nosti syötettävän veden lämpötilaa. Talvella kylmä sää laski syötettävän veden lämpötilaa vaikka jätevesisäiliö säilytettiin lämmitetyssä tilassa (noin 10 °C). Syötettävän veden lämpötilat heijastuvat MBR-yksikön lietteen lämpötiloihin. Suurin tekijä vaihteluille kuitenkin oli muutokset esiyksikön sekoituksessa ja MBR:n ja esiyksikön välien lietekierto. 19.12. tapahtunut esiyksikön lietekiertopumpun rikkoutuminen näkyy kuvassa 20 alentuneena lämpötilana (2). Myös kalvojen pesut laskivat hetkellisesti lämpötilaa (1).

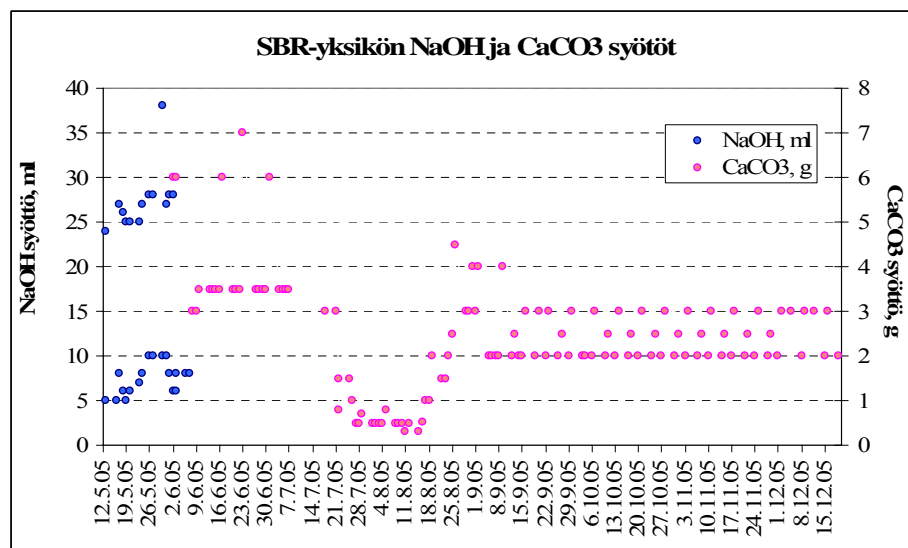




**Kuva 19.** MBR-yksikön lämpötilat vuon mittaamisen yhteydessä.

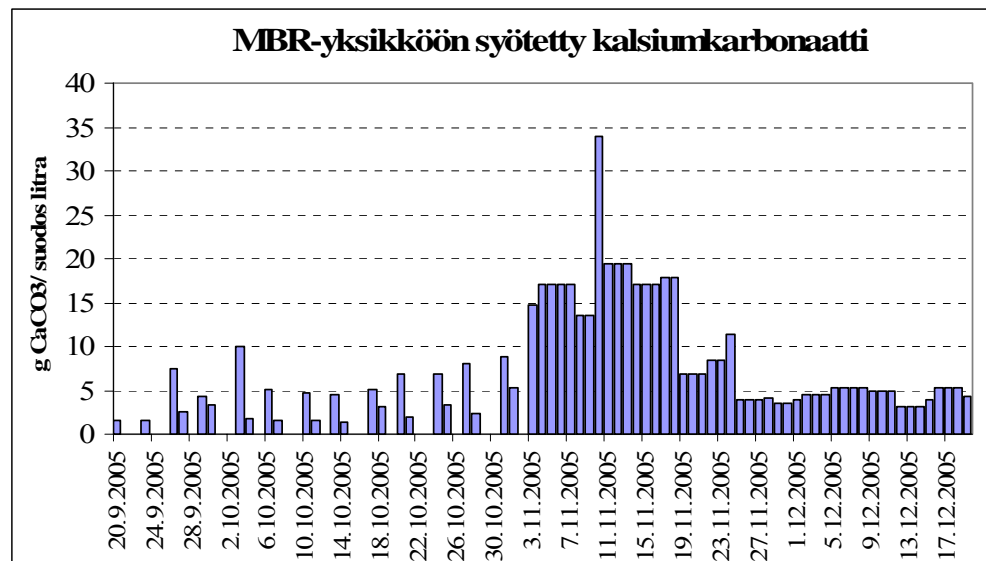
#### 4.3.2.1 Kalsiumkarbonaatti $\text{CaCO}_3$

Nitrifikaation parantamiseksi SBR-yksikköön alettiin 13.5 syöttää natriumhydroksidia ( $\text{NaOH}$ ). Tavoitteena oli nostaa lietteen alkaliteetti nitrifikaation käynnistymisen vaatimalle tasolla. Natriumhydroksidilla ei kuitenkaan päästy haluttuihin tuloksiin, vaan lyhyeksi jääneen kokeilujakson jälkeen, yksikköön siirryttiin 8.6. syöttämään kalsiumkarbonaattia ( $\text{CaCO}_3$ ).



**Kuva 20.** SBR-yksikköön syötetty natriumhydroksidi ja kalsiumkarbonaatti.

SBR:stä saadun tiedon perusteella kalsiumkarbonaatin lisäys alkaliteetin kohottamiseksi aloitettiin MBR:n esiyksikköön 20.9.2005 (kuva 21). Lisäys aloitettiin varovasti liuottamalla 90 g  $\text{CaCO}_3$  litraan vettä. Lisäys suoritettiin aluksi panoksittain muutamassa erässä pitkin päivää. pH:n jatkuvan säädön tarpeen vuoksi siirryttiin 29.9.2005 syöttämään kalsiumkarbonaattia pumpulla maanantaisin, tiistaisin, torstaisin ja perjantaisin.  $\text{CaCO}_3$ :n laskeutuminen/ erottuminen estettiin sekoittajalla.  $\text{CaCO}_3$ :n syöttö 180 g/d aloitettiin 4.10.2005 ja 18.10.2005 syöttö nostettiin 240 g:aan. pH pysyi kuitenkin edelleen matalana niinä päivänä, jolloin alkaliteetin säätöä ei ollut. Tämä vuoksi 3.11.2005 syöttölaitteisto ajastettiin niin, että syöttö tapahtui päivittäin kello 9:00–15:00. Samalla  $\text{CaCO}_3$  syöttömäärää nostettiin 340 grammaan. Tämä tarkoitti käytännössä syöttömäärän kaksinkertaistumista.



**Kuva 21.** MBR-yksikköön syötetty kalsiumkarbonaatti suodoslitraittain kohden.

Liiallinen kalsiumkarbonaatin syöttö alkoi pian muuttaa lietteen ominaisuuksia. Noin viikon kuluttua 8,5 g  $\text{CaCO}_3$ /suodoslitra (340 g) siirtymisestä liete muuttui vaaleaksi ja kalsiumkarbonaatti alkoi tukkia pienimpiä putkia. Tämän vuoksi 25.11 siirryttiin syöttämään kalsiumkarbonaattia ainoastaan 4 g  $\text{CaCO}_3$ /suodoslitra (160 g/d). Tähän syöttömäärään päädyttiin pikkuyksiköstä saadun kokemuksen perusteella, jossa ammoniumtyppipitoisuus saatiin laskelmaan jopa 4,2 mg /litassa syöt-

tämällä vuorokausitasolla 4 g kalsiumkarbonaattia jokaista poistettua kirkastelitraa kohden.

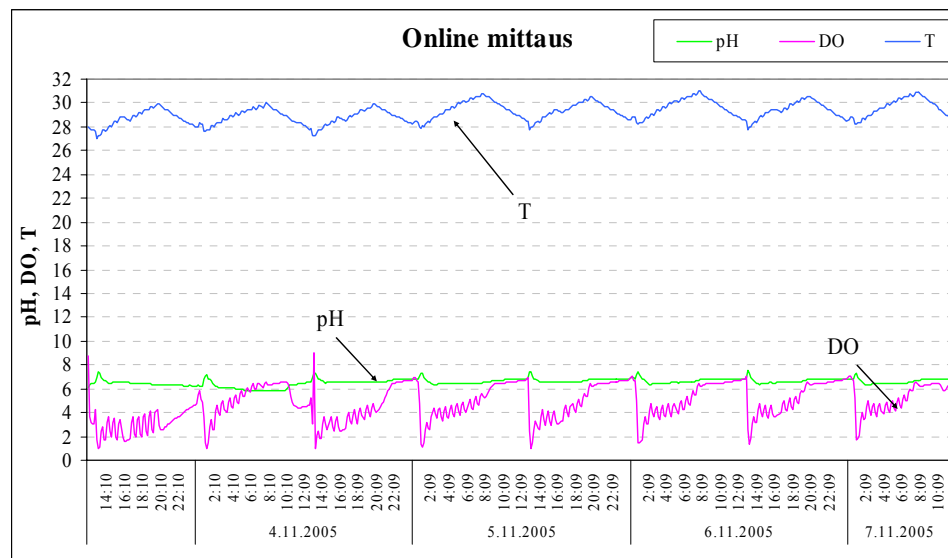
Ylenmääräinen kalsiumkarbonaatin syöttö (8,5 g CaCO<sub>3</sub>/suodoslitra/vrk) aiheutti reaktorissa ”äärikemikalioinnin” ja kalsiumkarbonaatin syöttö alkoi aiheuttaa enemmän haittaa kuin hyötyä. MBR-yksikön pohjalle alkoi kertyä kalsiumkarbonaatti sakkaa ja liete muuttui vaaleaksi. ”Äärikemikalioinnin” aiheuttama värinmuutos korjaantui ja lietteen väri palautui ennalleen yhdessätoista päivässä siirryttäessä syöttämään 160 g/d (4 g/suodoslitra).

Lisättäessä lietteeseen kalsiumkarbonaattia on huomioitava kalsiumkarbonaatin partikkelikoko. Hiukkasten tulee olla riittävän isoja, jotta ne eivät huuhtoudu ulos suodokseen, ja toisaalta niin pieniä, että ne eivät erotu lietteestä ja ala kerääntymään reaktorin pohjalle. Tehokas sekoitus ja ilmastus ehkäisevät hiukkasten laskeutumista. /18/

Monissa tutkimuksissa on myös havaittu, että epäorgaaninen hiili korreloi suoraan kokonaiskiintoainepitoisuuden konsentraatiota. Lisätystä kalsiumkarbonaatista osa liittyy lieteflokkeihin, lisäten niiden painoa, kunnes kalsiumkarbonaatti on täysin liuenneena hiilidioksiditasapainon mukaan. Liete siis laskeutuu paremmin lisättäessä lietteeseen kalsiumkarbonaattia. Myös lietteen happipitoisuus laskee kalsiumkarbonaattia lisättäessä. Tämä johtuu mikrobien kasvaneesta respiraatiosta, joka on seurausta mikrobien lisääntyneestä aktiivisuudesta. /18/

#### 4.3.2.2 Online mittaus

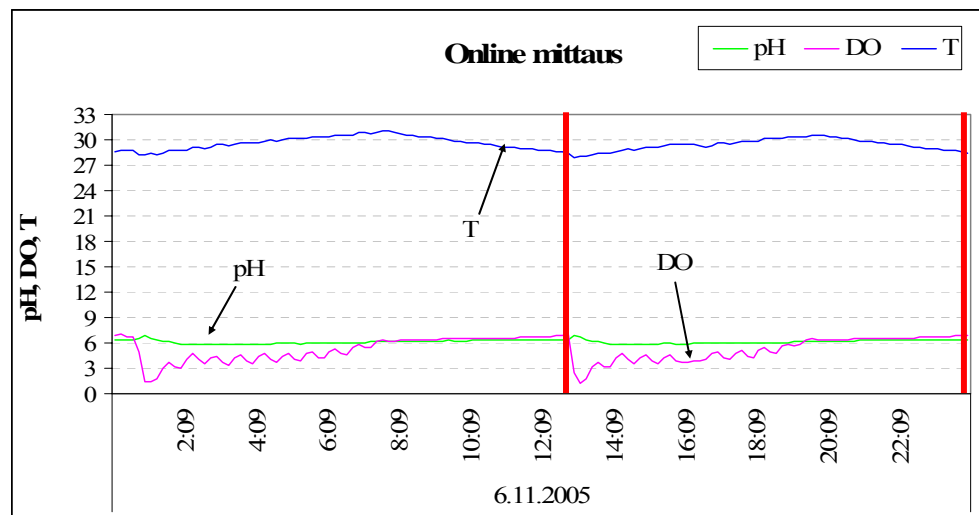
Liuennut happi, pH ja lämpötila mitattiin jatkuvatoimisilla mittareilla MBR-yksikön esiyksikön altaasta ja tiedot tallennettiin tarkastelua varten tietokoneelle. Tässä raportissa näistä mittauksista käytetään yhteisnimeä online-mittaukset. Mittareiden anturin olivat upotettuina MBR-yksikön esiyksikön prosessialtaaseen. Mittaustulokset purettiin viikoittain tietokoneelle ja tiedoista piirrettiin havainnollistava kuvaaja. Kuvaajien avulla varmistettiin, että muun muassa viikonloppu- ja yösyötöt olivat tulleet ajallaan.



**Kuva 22.** Esimerkki online-mittauksen tuloksesta.

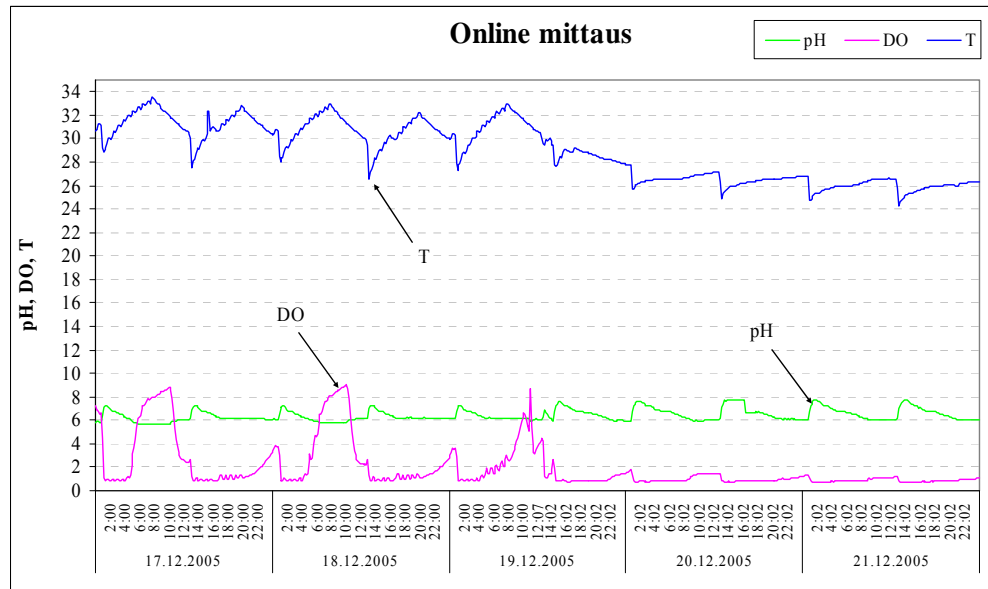
Yllä olevan kuvan online-mittaukset (kuva 22) ovat ajanjaksolta, jolloin syöttövesi oli laimennettu suhteessa 1:2. Kuten kuvasta nähdään aiheuttavat kello 12:00 ja 24:00 tulevat jätevedensyötöt muutoksia pH:hon, happipitoisuuksiin ja lämpötilaarvoihin. Lämpötilan vaihdokset johtuvat syötettävän jäteveden lämpötilasta, joka oli keskimäärin kymmenen astetta viileämpää kuin MBR-reaktorin lietteen lämpötila. pH arvo nousee hieman syötön vaikutuksesta ja happipitoisuus laskee rajusti, mutta palaa lähtötilanteeseen ennen uutta jätevedensyöttöä. Happipitoisuuden heilahtelut johtuvat esiyksikön lietekierrosta, joka oli päällä 20 min ja pois 20 ajalla 11:50–18:50 ja 23:10–5:30.

Kuten esimerkki kuvaajasta (kuva 23) voidaan havaita, oli esiyksikössä syötöistä ja sekoituksesta johtuvia muutoksia. pH:n nousu on seurausta kalsiumkarbonaatin syötöstä, joka aloitettiin päivittäin kello yhdeksän ja lopetettiin kolmelta. Myös jätevesisyöttö kello kaksitoista nostaa hetkellisesti pH:ta. Sama pH:n nousu tapahtui luonnollisesti myös yösyöttöjen aikana. Vaihtelut happipitoisuudessa johtuvat syöttöihin liitetystä sekoituksesta.

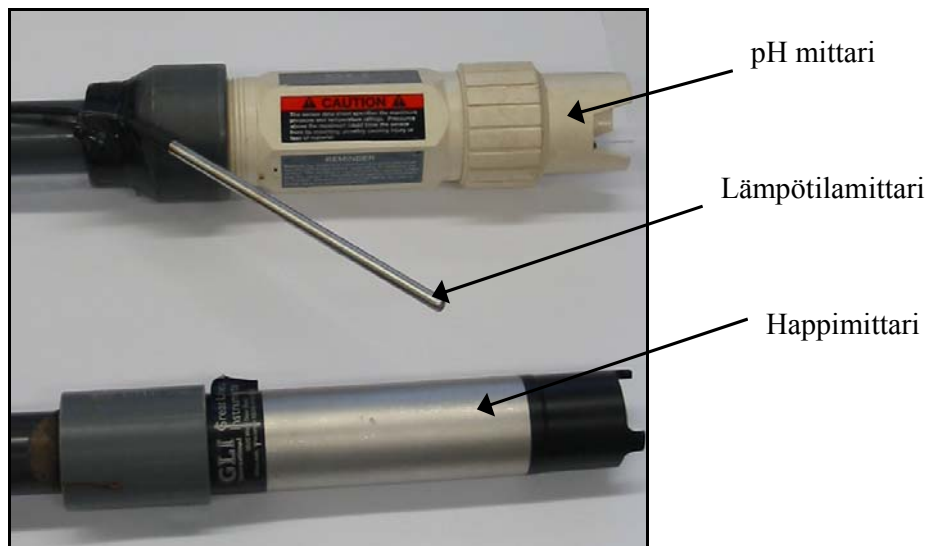


**Kuva 23.** Esimerkki online-mittauksen päiväkohtaisesta tuloksesta. Punainen palkki osoittaa syötön ajankohtaa

Esiyksikössä lietekierrosta huolehtiva lietepumppu hajosi 19.12.2005. Tämän pumpun rikkoutumisen aiheuttamat muutoksen näkyvät selkeästi alla olevassa online kuvaajassa (kuva 24). Ajastetun sekoituksen loputtua lietteen lämpötila laski noin 4 °C, pH pysyi syöttöjen jälkeen korkeammalla pidempään ja lietteen happipitoisuus laski huomattavasti. Kun pumppu saatiin jälleen käyntiin 31.1.2006, palautui lietteen lämpötila 28°C:n ja pH:n sekä happipitoisuuden syötöistä johtuvat muutokset normalisoituivat.



**Kuva 24.** Esiyksikön lietekierto-pumpun rikkouduttua online:ssa näkyvät muutokset.



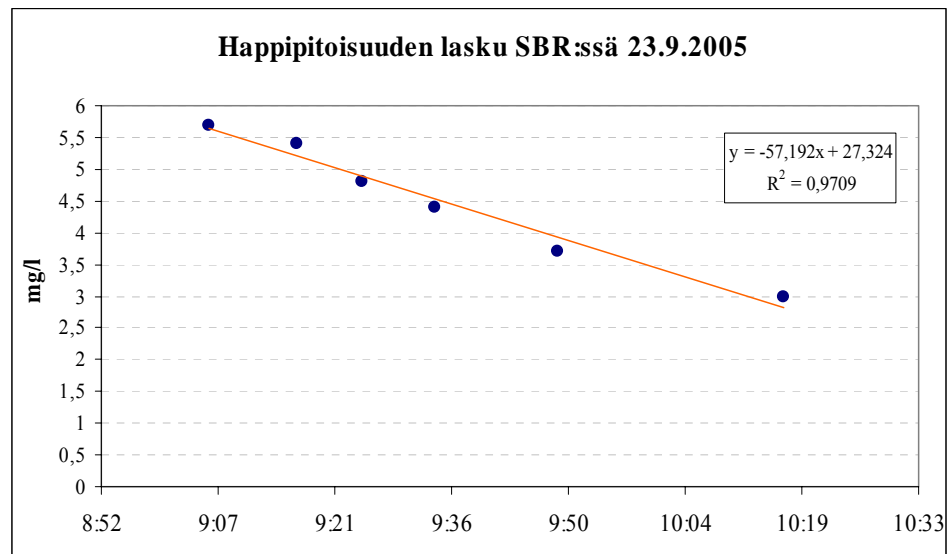
**Kuva 25.** Online mitta-anturit.

## 5 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Panosreaktori (SBR)

#### 5.1.1 Liete

Tässä tutkimuksessa SBR-reaktorin aamutoimenpiteisiin kuului lietteen happipitoisuuden mittausta. Happipitoisuuden lasku SBR:ssä tapahtui lineaarisesti ilmastuksen lopettamisen jälkeen. Kuten kuvasta 26 voidaan havaita, happipitoisuuden lasku 5,4:stä kolmeen tapahtui lineaarisesti tunnissa. Happipitoisuus riippui kuitenkin voimakkaasti BOD<sub>7</sub>-kuormituksesta. Kuormituksen ollessa alle 0,15 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS) d, oli happipitoisuus välittömästi ilmastuksen lopettamisen jälkeen mitattuna tavallisesti yli 6 mg/l. Syöttöveden laimennus 1:1 (28.11) nosti happipitoisuuden yli 8 mg/l.



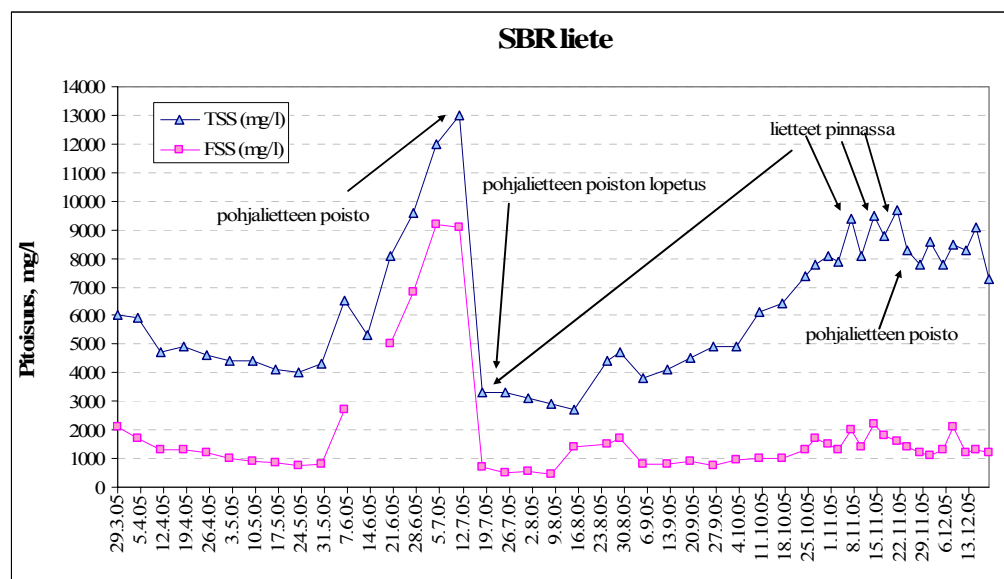
**Kuva 26.** Happipitoisuuden muuttuminen ilmastuksen jälkeen

Kuten alla olevasta taulukosta 7 ja kuvasta 27 nähdään, vaihteli SBR-reaktorin kokonaiskiintoainepitoisuus runsaasti, keskiarvon ollessa 6453 mg/l. Myös lietteen epäorgaanisen kiintoaineksen pitoisuus vaihteli 470 mg/l ja 9200 mg/l välillä. Näitä liian korkeita kiintoainepitoisuuksien tasaaminen aloitettiin 6.7. poistamalla laskeutettua pohjalietettä 50 ml kahdesti viikossa 25 ml:n erissä. Pohjalietettä poistet-

tiin 22.7. asti. Pohjalietteen poisto aloitettiin uudelleen 17.11. Pohjalietteen poiston aloitus näkyy hyvin kuvasta 27.

**Taulukko 7.** SBR-lietteen tunnusluvut.

SBR liete				
	pH	TSS	FSS	VSS
		mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	6,8	6453	1811	4667
<b>Keskihajonta</b>	1	2464	1916	1852
<b>Min</b>	4	2700	470	1300
<b>Max</b>	8,9	13000	9200	8100
<b>Kpl</b>	46	47	46	46

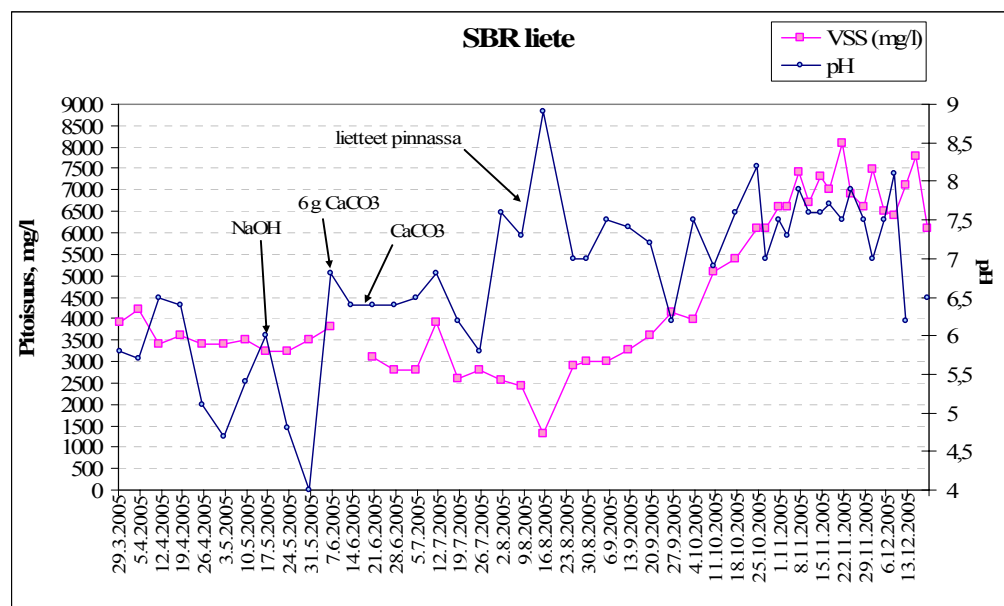


**Kuva 27.** SBR-lietteen epäorgaaninen ja kokonaiskiintoainepitoisuus.

SBR-reaktorin lietteen pH vaihteli runsaasti. Alla olevassa kuvassa 28 lietteen pH on määritetty standardinmukaisesti aamulla otetusta lietenäytteestä. Muutoksia näytteen otossa tapahtui 9.10. jolloin siirryttiin korvaamaan reaktorin haihtuma il-tapäivällä syötön yhteydessä. Ennen tätä haihtuma oli korvattu lisäämällä jätevettä aamuisin ennen lietenäytteen ottamista. 13.5. aloitettu natriumhydroksidin (NaOH) syötön aloitus näkyy kuvassa 28 selkeänä piikkinä. Vaikutus jäi kuitenkin lyhyeksi natriumhydroksidin luonteesta johtuen. 2.6. ja 3.6. aloitettiin kalsiumkarbonaatin (CaCO<sub>3</sub>) syöttökokeilut syöttämällä 6 g kalsiumkarbonaattia reaktoriin kerran päi-



vässä. Tämänkin syötön vaikutus näkyy selkeästi kuvaajassa, vaikutuksen ollessa huomattavasti pitkäaikaisempi kuin natriumhydroksidin. Varsinainen kalsiumkarbonaatin syöttö aloitettiin 8.6. 3,5 grammalla päivässä. Kalsiumkarbonaatin syötössä tapahtui muutos 5.9, siirryttäessä syöttämään kalsiumkarbonaatti vasta iltapäivällä jäteveden syötön jälkeen. Ennen tätä kalsiumkarbonaatti oli syötetty aamuisin. Ajalla 21.7–16.8. lietteet nousivat pintaan lietteen laskeutuksen aikana. Tämä nähdään kuvaajassa kohonneena pH:na.



**Kuva 28.** SBR-lietteen orgaaninen kiintoainepitoisuus ja aamu pH.

### 5.1.2 Kirkaste

SBR-kirkasteen laatu vaihteli runsaasti. Tämä johtui kirkasteen poistotavasta, joka tapahtui kaatamalla kirkaste reaktorista näytteenottoastiaan. Alla olevat taulukot (taulukot 8 ja 9) kuvaavat SBR:stä poistettua kirkastetta. Ammoniumtypen vähenemä oli keskimäärin 74 % ja pitoisuus kirkasteessa keskimäärin 272 mg/l (n=75). BOD<sub>7</sub> vähenemän keskiarvo oli 92 % (ilman ATU:a), kun keskimääräinen kuormitus oli 0,08 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS)d (n=217). Kirkasteen epäorgaanisen kiintoaineen pitoisuuden keskiarvo oli suurempi kuin syötetyssä vedessä. Tämä johtui

siitä, että kalsiumkarbonaatin lisäksi orgaanisen aineen hajoamisesta jää hiilidioksidin ja veden lisäksi myös epäorgaanista sakkaa. Syötetyn veden keskimääräinen epäorgaaninen kiintoaine oli 21 mg/l ja kirkasteen 34 mg/l. Orgaanisen kokonaihiilen, kemiallisen ja biologisen hapenkulutuksen suuret vaihtelut johtuivat suuresta haihtumasta, jota korvattiin suurentamalla jäteveden syöttöä.

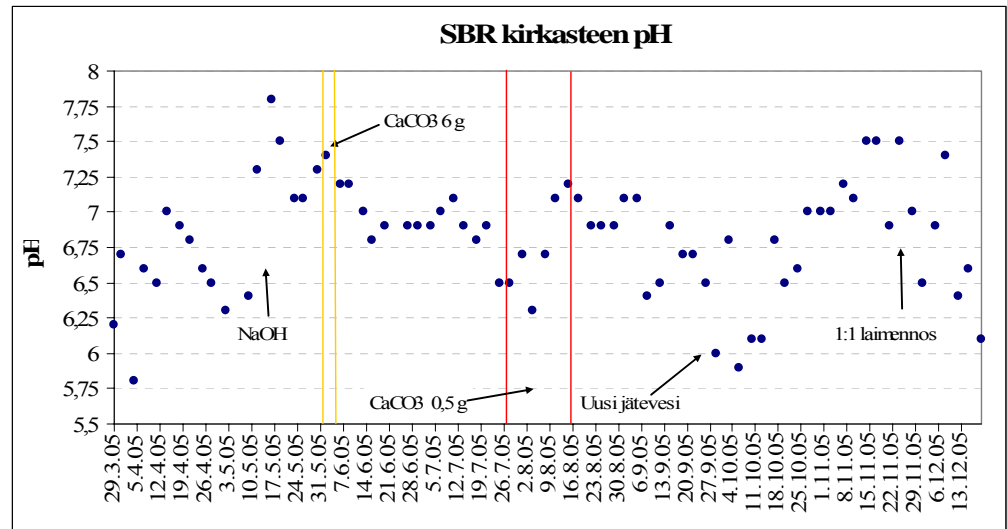
**Tauluko 8.** SBR-kirkasteen puhdistustuloksia tutkimusjaksolta 29.3–19.12.2005.

SBR kirkaste								
	pH	Cond	TSS	FSS	VSS	BOD <sub>7</sub>	COD <sub>cr</sub>	TOC
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	6,8	693	117	34	85	158	676	135
<b>Keskihajonta</b>	0,4	124	137	49	103	113	473	91
<b>Min</b>	5,8	450	21	2	17	17	98	39
<b>Max</b>	7,8	880	1100	250	850	540	1600	590
<b>Kpl</b>	75	74	75	72	74	49	73	75

**Tauluko 9.** SBR-kirkasteen puhdistustuloksia tutkimusjaksolta 29.3–19.12.2005.

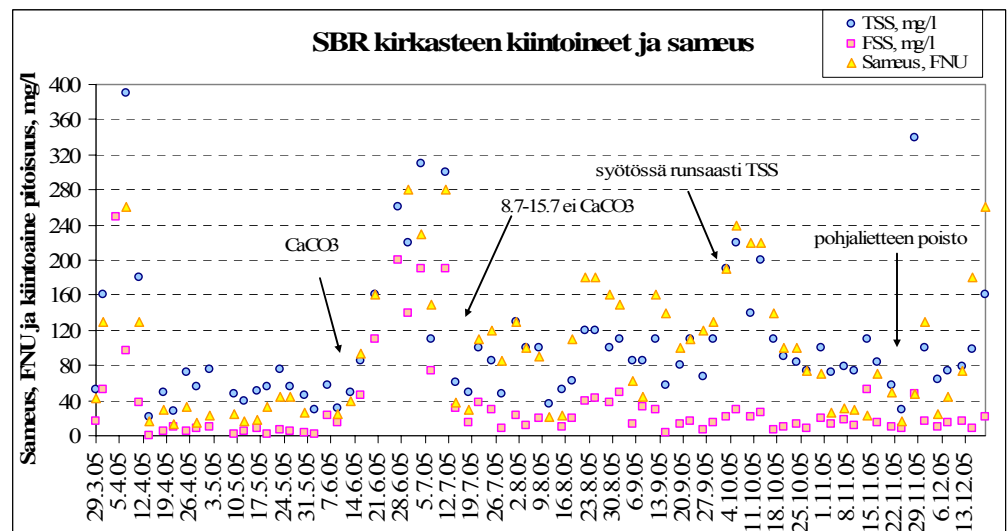
SBR kirkaste						
	P	Pr	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	Alk.	Turb.
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	FNU
<b>Keskiarvo</b>	4,6	2,9	272	378	2,2	109
<b>Keskihajonta</b>	2,4	2,0	251	227	1,0	122
<b>Min</b>	0,7	0,1	1	54	0,2	13
<b>Max</b>	14	11	830	760	4,9	920
<b>Kpl</b>	74	73	75	75	75	72

Kirkasteen pH vaihteli tutkimuksen aikana 5,8 ja 7,8 välillä. Natriumhydroksidin (NaOH) syötön aloitus 13.5. näkyy kuvaajassa nousseena pH:na (kuva 29). Myös 2.6. ja 3.6. syötetty kalsiumkarbonaatti (6 g) näkyy kuvassa. Sen sijaan pidempään jatkunut matalampi kalsiumkarbonaatin syöttö (n. 2 g/d) ei näy kuvaajassa. Syöttöveden pH:n vaihtelut näkyvät myös kuvaajassa lievästi. Syöttöveden pH nosti myös kirkasteen pH:ta hetkellisesti.



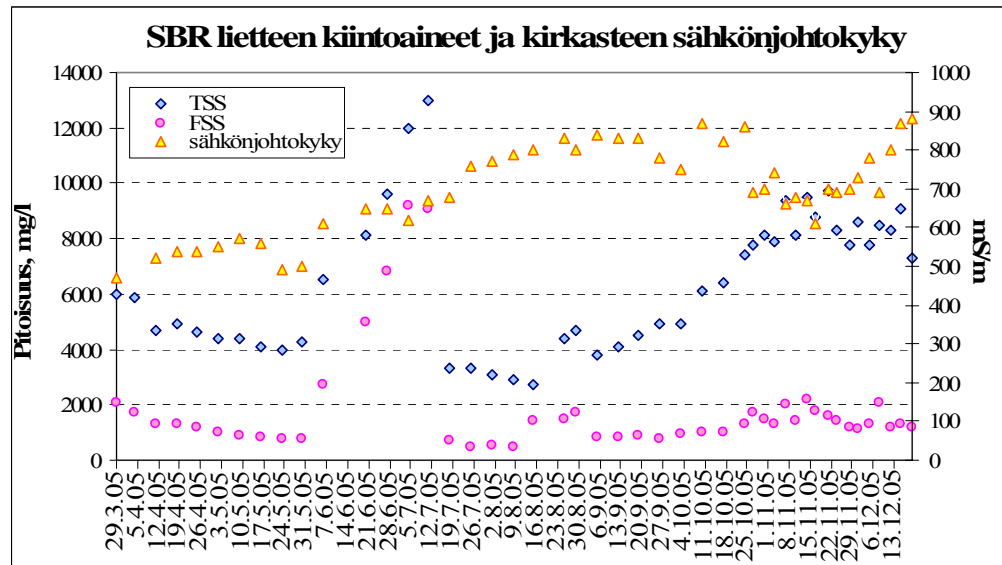
**Kuva 29.** SBR-kirkasteen pH tutkimusajan funktiona.

Kirkasteen kiintoaine- ja sameudenpitoisuudet käyttäytyivät samalla tavalla, kuten kuvasta 30 havaitaan. Kirkasteen sameuden nousu 7.6. johtui kalsiumkarbonaatin syötön aloittamisesta. 4.10. vaihdettu uusi jätevesi aiheutti huiman sameiden laskun, vaikka kalsiumkarbonaatin syöttö pysyi lähes samana. Jäteveden vaihdon yhteydessä syötettävän jäteveden sameus nousi 150 FNU:sta 380 FNU:n. Kiintoainepitoisuuksien tasaamiseksi 7.11. aloitettu pohjalietteen poisto nosti sameudenarvon jälleen korkeaksi.



**Kuva 30.** SBR-kirkasteen kokonaiskiintoainepitoisuus, epäorgaaninen kiintoainepitoisuus ja sameus tutkimusajan funktiona.

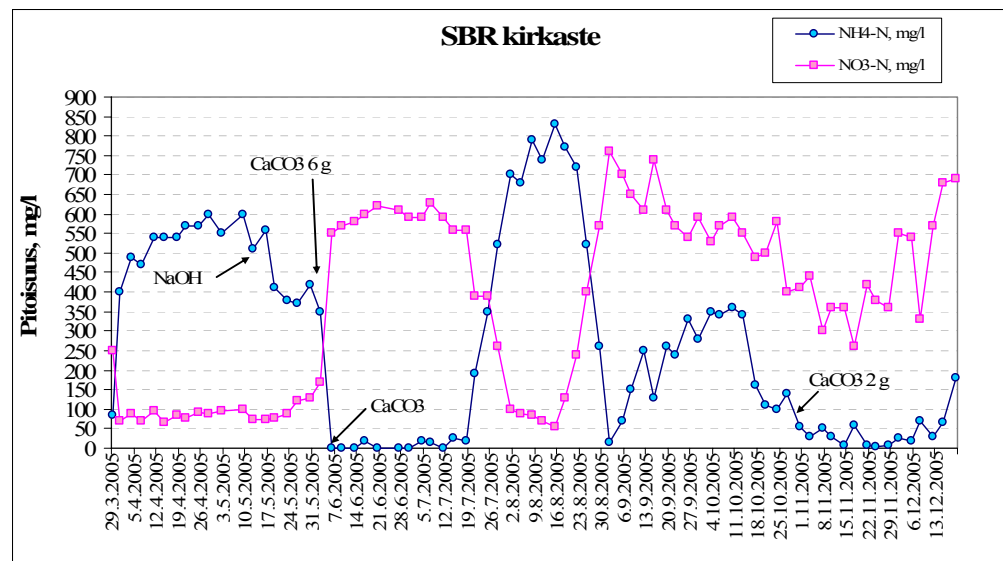
Lietteen kiintoainepitoisuuden muutokset näkyvät kirkasteen sähköjohtokyky kuvaajassa 31. Kun lietteen kiintoainepitoisuus nousee, nousee myös kirkasteen sähköjohtokyky. Kirkaste siis johtaa sitä paremmin sähköä, mitä enemmän lietteessä on kiintoainetta. Kirkasteen kiintoainepitoisuudella ei kuitenkaan ole vaikutusta sähköjohtokykyyn, kuten huomataan verratessa kirkasteen kuvia 30 ja 31. Reaktorin kohonnut kiintoainepitoisuus näkyy kuitenkin kuvan 30 kirkasteen kiintoaine piikkinä 14.6–12.7. Reaktorin lietepitoisuus nousi tuolloin kalsiumkarbonaatin syötön seurauksena nopeasti 5300 mg/l 13000 mg/l:ssa.



**Kuva 31.** SBR-kirkasteen sähköjohtokyky ja lietteen kiintoaineet tutkimusajan funktiona.

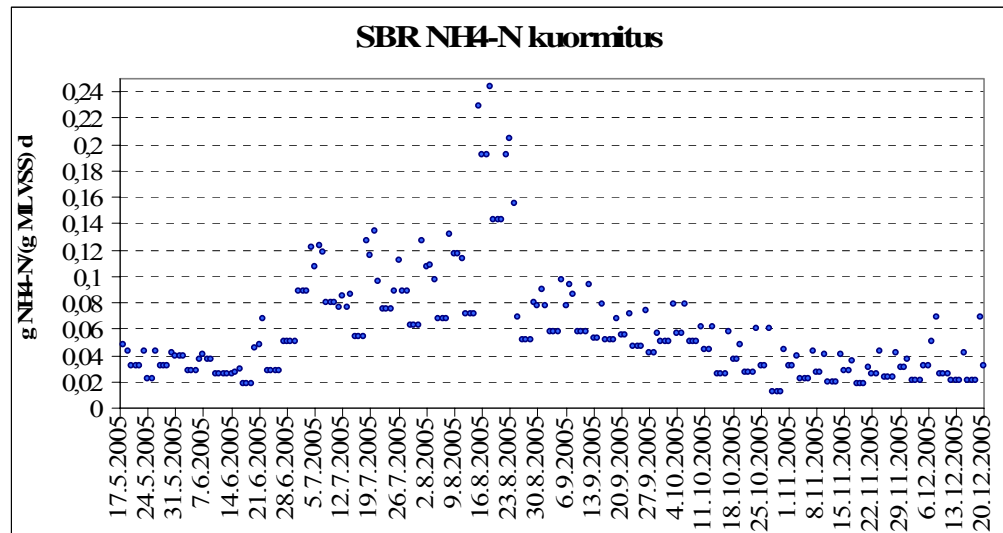
Kuten kuvasta 32 nähdään, ovat ammoniumtypen ja nitraatin heilahtelut olleet voimakkaita tutkimusjakson aikana. Ensimmäisen laskun ammoniumtypen pitoisuuksiin aiheutti kalsiumkarbonaatin syöttö kokeilu (2.6. ja 3.6.), jota jatkettiin (8.6.) 3,5 g/d. Myös natriumhydroksidilla saatiin hieman parannettua ammoniumtypen poistumista, mutta kuten kuvaajasta nähdään, antoi kalsiumkarbonaatti lopullisen sysäyksen ammoniumtypen poistolle. Ajalla 6.6–18.7. nitrifikaatio toimi lähes sataprosenttisesti. Tuolloin ammoniumtypen kuormitus oli keskimäärin 0,084 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS) d ja kalsiumkarbonaatin syöttö 7 g/kirkaste l. Nitrifikaatio kuitenkin huononi 19.7, kun siirryttiin 1:3-laimennoksesta 1:2-laimennokseen ja

kuormitus lähti lievään nousuun. Myös sillä, ettei ajalla 8.7–15.7. syötetty lainkaan kalsiumkarbonaattia, oli varmasti vaikutusta. Lietteiden pintaan nousun jälkeen (21.7–16.8.) nitrifikaatio parani jälleen. 30.8. vaihdettiin uusi jätevesi, ja kuormitus laski äkillisesti 0,175:sta 0,08:aan. Tämä nopea kuormituksen muutos vaikutti nitrifikaatioon heikentävästi. 3.10. vaihdettu jätevesi laski jälleen ammoniumtyypin pitoisuutta 340 mg/l 160 mg/l. Nitrifikaatio parani entisestään 28.10. ammoniumtyypin tippuessa alle sadan, kuormituksen ollessa noin 0,06 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS) d ja kalsiumkarbonaatin syötön ollessa noin 4 g/kirkaste l. Kirkasteen puskurointikyky oli alkua lukuun ottamatta koko tutkimusajanjakson hyvä eli yli 0,2 mmol/l.



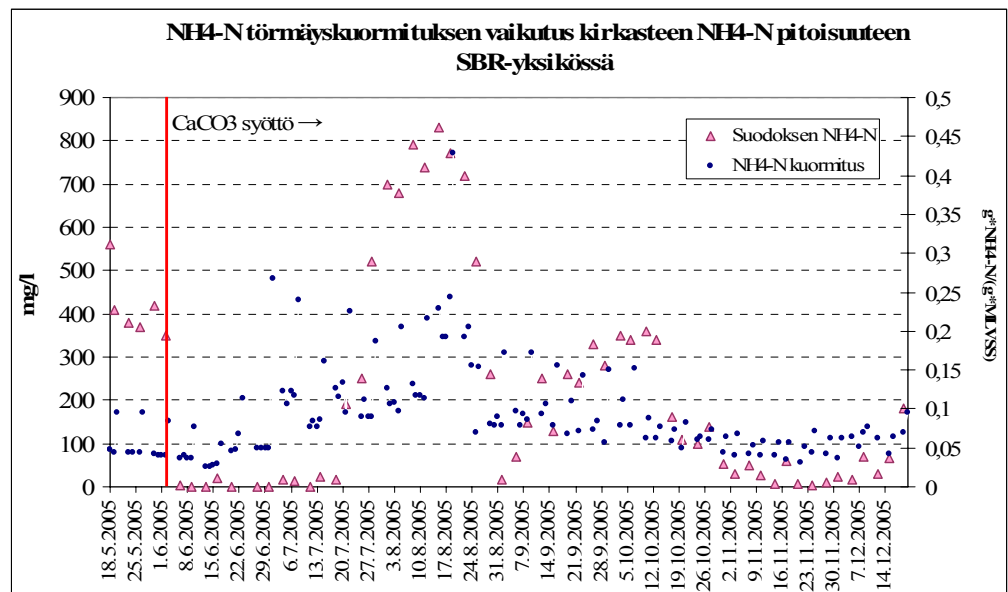
**Kuva 32.** SBR-kirkasteen ammoniumtyppi ja nitraattipitoisuus

Lietteen pH:lla tiedetään olevan vaikutusta kirkasteen ammoniumtyypipitoisuuksiin, samoin kuin lietteen ammoniumtyypikuormituksellakin (kuva 33). Tässä tutkimuksessa on kuitenkin vaikea sanoa mitään varmaa pH:n vaikutuksesta, sillä kuormitus vaihteli useasti lyhyellä ajanjaksolla. Tutkimuksessa kuitenkin havaittiin selkeästi, että ammoniumtyypipitoisuus kirkasteessa vaihtelee ammoniumtyypikuormituksen mukaan, kuten kuvaajasta 33 voidaan helposti havaita. Paras mahdollinen ammoniumtyypin vähenemä saavutetaan pH:n sekä alkaliteetin ollessa riittävä ja kuormituksen ollessa tasainen ja matala, alle 0,05 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS)d.



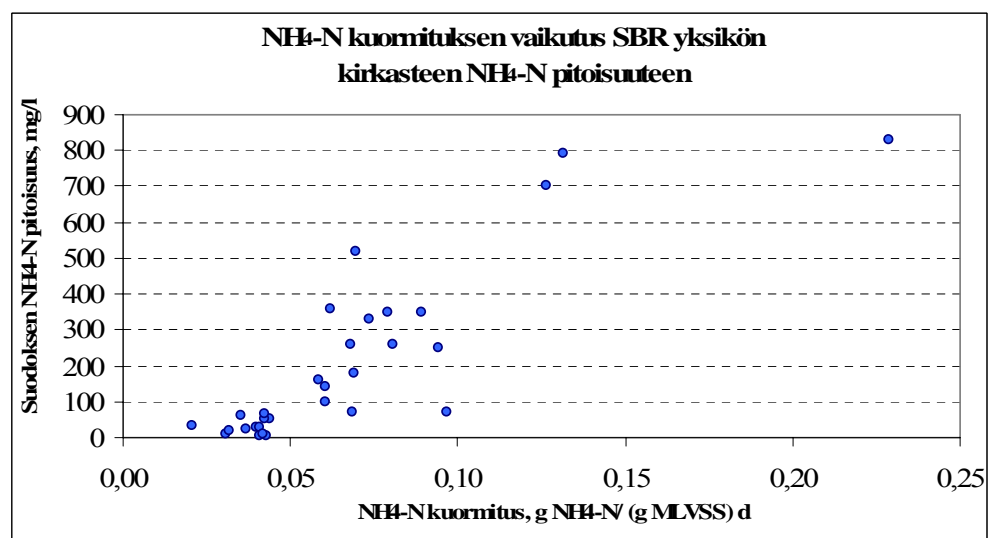
**Kuva 33.** Ammoniumtyppikuormitus SBR:ssä ajan funktiona.

Kuten alla olevasta kuvasta 34 nähdään, syötetyn jäteveden ammoniumtyppi kuormitus korreloi kirkasteen ammoniumtyppipitoisuutta. Parhaaseen ammoniumtyypen poistumaan päästiin ammoniumtyppi törmäyskuormituksen ollessa alle 0,05 g NH<sub>4</sub>-N/(g MLVSS). Myös yksikön BOD<sub>7</sub> kuormituksella oli merkitystä ammoniumtyypen vähenemälle, kuten kuvasta 36 nähdään. Parhaaseen ammoniumtyypen poistumaan päästiin BOD<sub>7</sub> kuormituksen ollessa 0,07–0,13 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS) d. Jakson alun (8.6–15.7.) hyvä nitrifikaatio saatiin onnistumaan vaihtelevasta kuormituksesta riippumatta, kalsiumkarbonaatin syötön aloituksella (8.6), jonka seurauksena lietteen pH saatiin nousemaan 4,0:sta 6,8:n ja kirkasteen alkaliteetti pysymään tasaisemmin lähellä kahta. Siirtyminen syöttämään 1:2-laimennettua jätevetä (21.7.) ja lietteiden nousu pintaan (21.7–16.8.) kuitenkin aiheutti korkeita ammoniumtyppipitoisuuksia kirkasteeseen ja huononsi nitrifikaatoita selvästi.

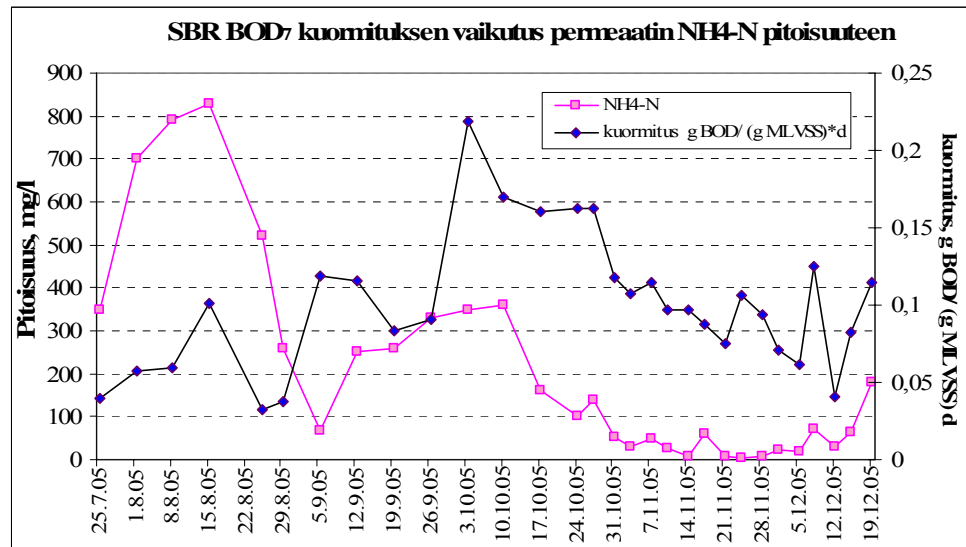


**Kuva 34.** NH<sub>4</sub>-N-törmäyskuormituksen vaikutus kirkasteen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen SBR:ssä.

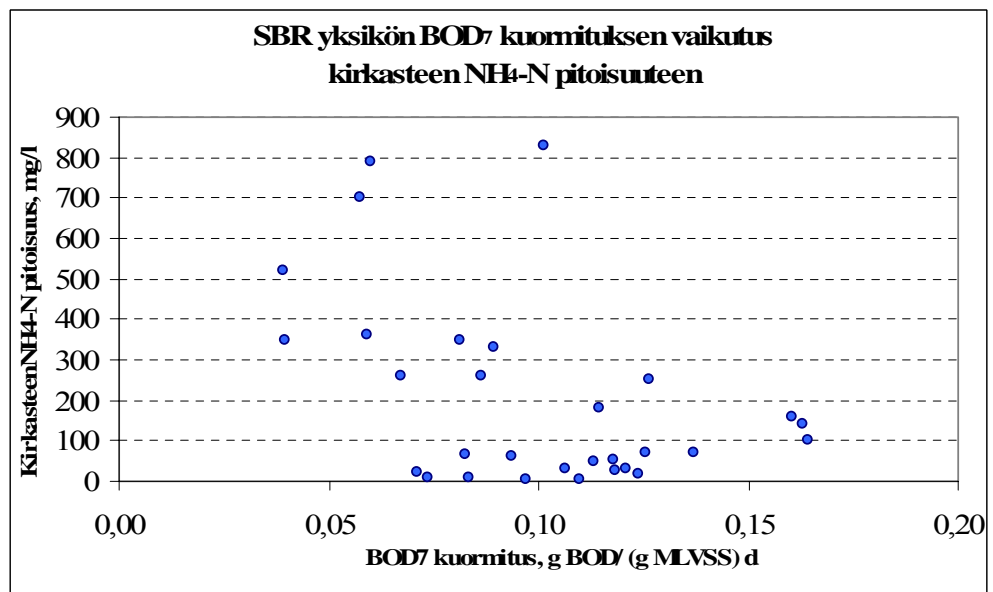
MBR-yksikössä kuormituksella ja suodoksen laadulla ei ollut niin selkeää korrelaatiota kuin SBR-yksikössä. Voidaan siis todeta, että panossyöttöisessä, perinteistä aktiiviliete menetelmää edustavassa yksikössä, kuormitus on määrävä tekijä prosessin onnistumisen kannalta.



**Kuva 35.** NH<sub>4</sub>-N-kuormitus ja kirkasteen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus SBR:ssä.



**Kuva 36.** BOD<sub>7</sub>-kuormitus ja kirkasteen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus SBR:ssä.

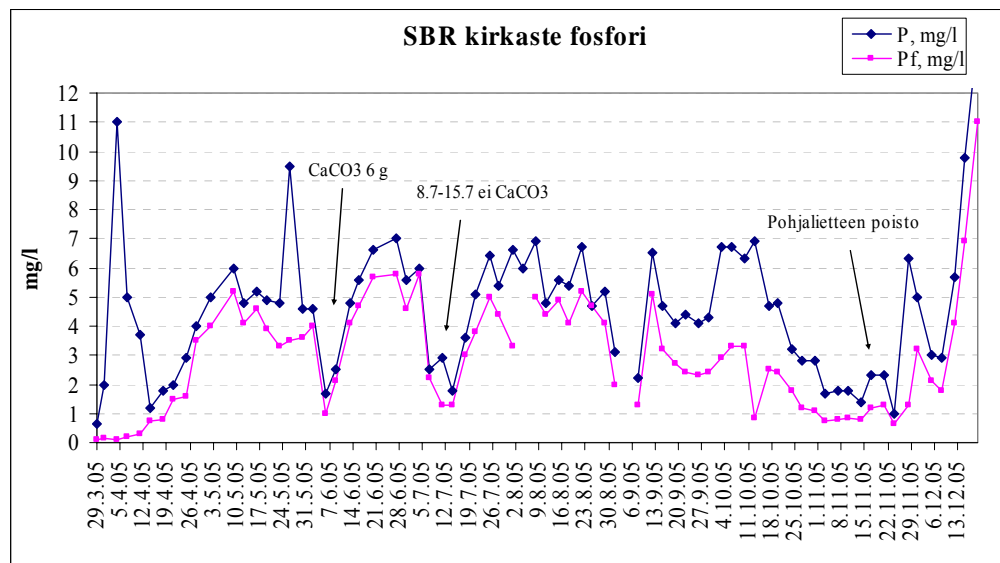


**Kuva 37** BOD<sub>7</sub>-kuormitus ja kirkasteen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuus SBR:ssä.

Parhaaseen suodoksen laatuun ammoniumtypen osalta päästiin kun syötettävän veden ammoniumtyppi pitoisuus oli 1100 mg/l. Orgaaninen kokonaishiili oli tuolloin 800–1400 mg/l, biologinen hapenkulutus 2000–2800 mg/l, kemiallinen hapenkulutus 2900–4000 mg/l, alkaliteetti 17–35 mmol/l ja kokonaiskiintoaine pitoisuus 140–230 mg/l.

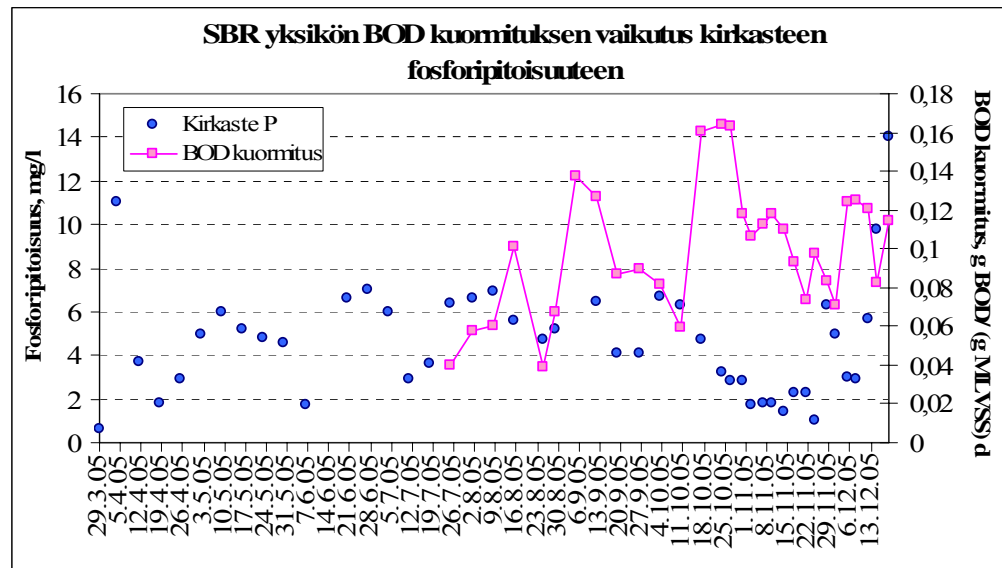


Tässä tutkimuksessa ei yritetty erityisesti parantaa fosforinpoistoa, sillä tutkimuksen pääpaino oli typpiyhdisteissä. Kirkasteen fosforin pitoisuus näytti kuitenkin seuraavan ammoniumtyppipitoisuuksia. Muutokset fosforipitoisuuksissa olivat tutkimusjaksona kuitenkin loivempia kuin typpiyhdisteillä. Vaikka kirkasteen fosforipitoisuuksissa oli vaihtelua, olivat fosforipitoisuudet tutkimusjaksolla joka tapauksessa alhaisia. Kiintoainepitoisuuksien tasaamiseksi aloitettu pohjalietteen poiston aloitus 17.11. heijastui myös kirkasteen fosforipitoisuuksiin (kuva 38). Laskeutettavissa reaktoreissa on äärimmäisen vaikeata saada kirkaste pysymään tasalaatuisena kun pohjalietettä poistetaan käsin. Heilahteluista huolimatta tutkimuksen aikana fosforinpoisto toteutui keskimäärin 60 %:n tehokkuudella ja liuenneen fosforin poisto 65 %:sti.



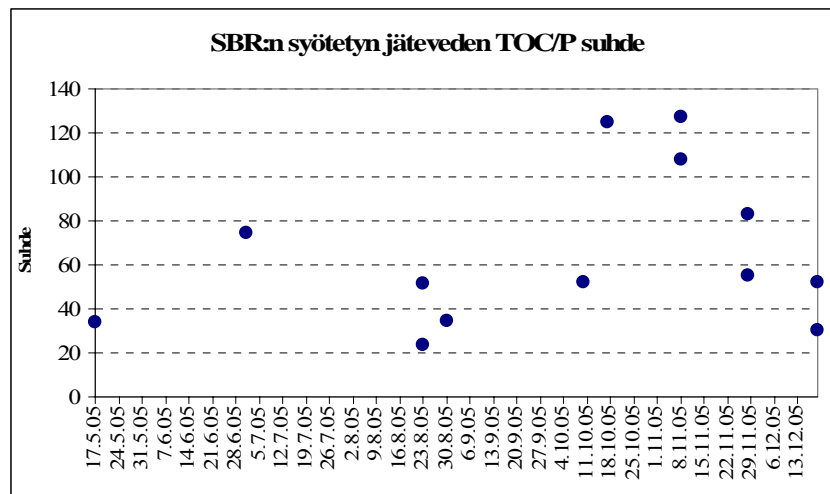
**Kuva 38.** Fosforin ja liuenneen fosforin pitoisuus SBR:n kirkasteessa ajan funktiona.

Kuten alla olevasta kuvasta 39 nähdään, ei SBR-yksikössä BOD<sub>7</sub>-kuormituksella ole suurtakaan vaikutusta kirkasteen fosforipitoisuuteen. Varovaisesti voidaan kuitenkin sanoa, että mitä suurempi on yksikön BOD<sub>7</sub>-kuormitus, sitä parempi on fosforin vähenemä.



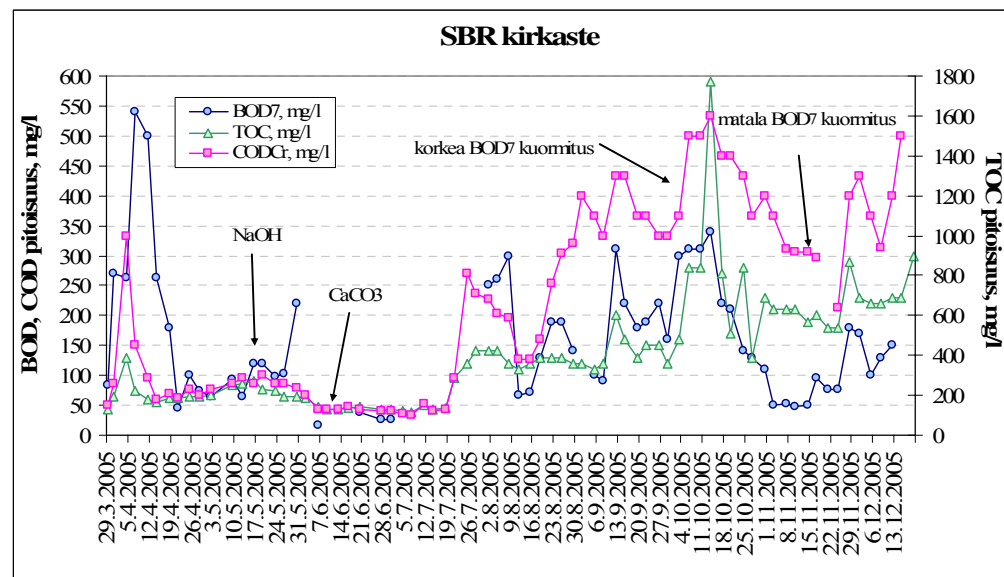
**Kuva 39.** BOD<sub>7</sub>-kuormituksen vaikutus fosforipitoisuuteen SBR-kirkasteessa ajan funktiona.

Kuten kuvaajista 32, 38 ja 40 nähdään, on syötettävän jäteveden hiili-fosfori suhteella merkitystä yhdistettäessä biologiseen prosessiin typen- ja fosforinpoistossa. Kuten jo kappaleessa 2.1.4 todettiin, voi fosforinpoisto epäonnistua jo pienissäkin nitraattipitoisuuksissa. Prosessin nitraatinsietokyky määräytyy siis lähinnä helposti hajoavan orgaanisen aineksen määrästä tulevassa jätevedessä siten, että mitä suurempi on hiilen ja fosforin suhde, sen vähemmän nitraatti vaikuttaa fosforin vapautumiseen. Hiilen ja typen suhde on siis määräävä tekijä yhdistetyn prosessin onnistumiselle. Verrattaessa kuvaajia (kuvat 32, 38 ja 40) nähdään, että typenpoisto ja fosforinpoisto toimivat sitä paremmin, mitä suurempi on hiili-fosforisuhde. Molempien poistuma parani huomattavasti 17.10, kun syötettävän jäteveden hiili-fosforisuhde nousi 50:stä 120:een.

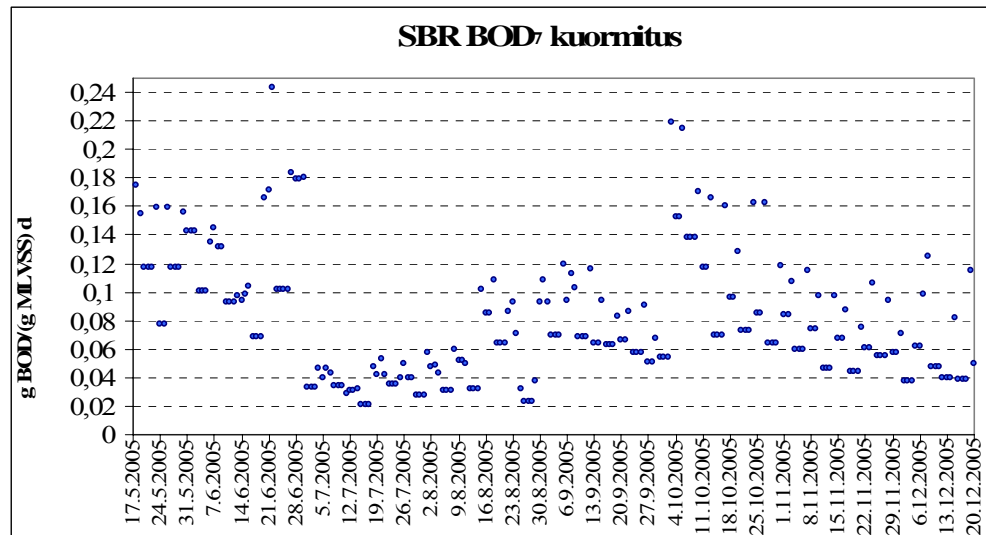


**Kuva 40.** SBR:n syötetyn jäteveden hiilen ja fosforin suhde.

Syötetyn jäteveden keskimääräinen BOD/COD suhde oli 0,65, BOD/TOC suhde 3,6 ja COD/TOD suhde 3,8. Kirkasteen orgaanisen kokonaishiilen määrän muutoksen näkyvät kirkasteen kemiallisena hapenkulutuksena (kuva 41). Mitä enemmän kirkasteessa on hiiltä, sitä enemmän se myös kuluttaa happea. Myös biologinen hapenkulutus reagoi hiilenmäärään, mutta hitaammin, ja siihen vaikuttavat myös syötetyn veden BOD<sub>7</sub>-kuormitus. BOD<sub>7</sub>-kuormituksen vaikutus kirkasteen BOD<sub>7</sub>-pitoisuuteen näkyy kuvassa 43.

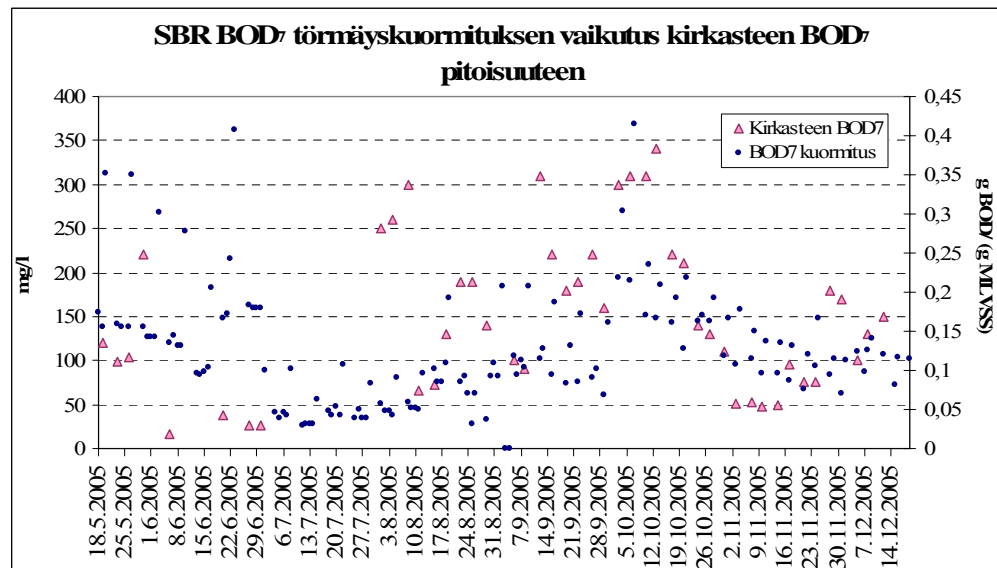


**Kuva 41.** SBR-kirkasteen biologinen ja kemiallinen hapenkulutus sekä orgaaninen kokonaishiili tutkimusajan funktiona.



**Kuva 42.** BOD<sub>7</sub>-kuormitus SBR:ssä ajan funktiona.

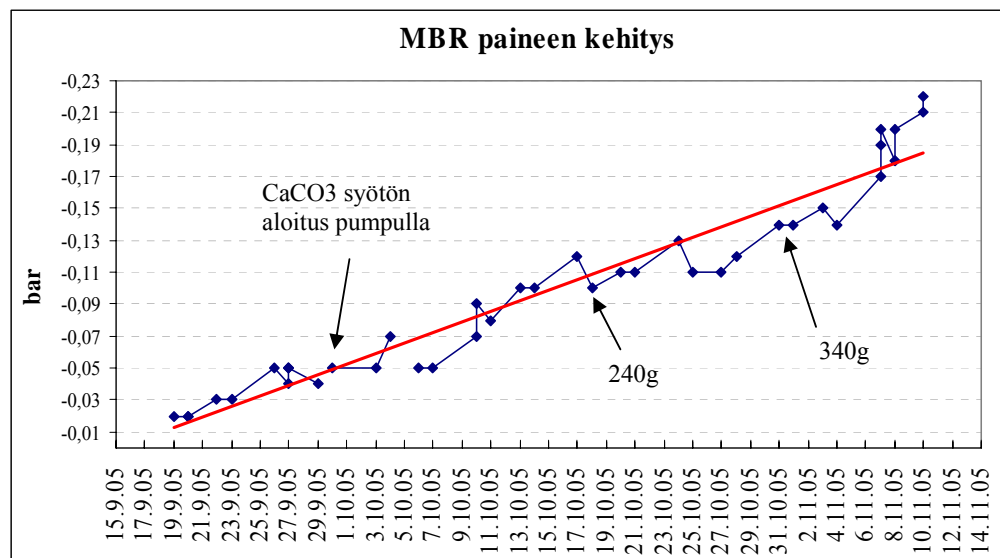
Kirkasteen biologinen hapenkulutus on selvästi riippuvainen lietteen BOD<sub>7</sub>-kuormituksesta (kuva 43). Parhaimpaan BOD<sub>7</sub>-poistumaan päästiin kuormituksen ollessa väliltä 0,06 – 0,12 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS) d. Tuolloin kirkasteen biologinen hapenkulutus on keskimäärin 100 mg/l (n=10) ja keskimääräinen poistuma 95 %.



**Kuva 43.** BOD<sub>7</sub>-törmäyskuormituksen vaikutus kirkasteen BOD<sub>7</sub>-pitoisuuteen SBR:ssä.

## 5.2 Kalvobioreaktori (MBR)

Tässä kompostointilaitoksen väkevien jätevesikäsittelyhankkeessa jätevettä suodatettiin tukkeuma-alttiilla onttokuitukalvoilla. Kalvojen puhtautta valvottiin seuraamalla kalvojen suodatuspainetta valvontapaneelista päivittäin. Alla oleva kuva 44 esittää kalvojen suodatuspaineen kehitystä ja kalsiumkarbonaatin syötön aloittamisen vaikutusta paineeseen.



**Kuva 44.** Suodatuskalvojen paineen nousu ajalla 17.9.–14.11.

Kuten kuvaajasta (kuva 44) voidaan hyvin havaita, nousee kalvojen suodatuspainemelko lineaarisesti ajan mukaan. Alussa paine on keskimäärin nelinkertaistunut 23 päivässä. Kalvon likaantuessa enemmän paine kasvoi lyhyinä jaksoina hieman nopeammin. Pumpulla aloitettu kalsiumkarbonaatin syöttö (180 g/d) 29.9.2005 ei näy heti paineen nousuna. Paineen nousu näkyy vasta viikon päästä 7.10.2005, jolloin paine lähti melko nopeaan nousuun. Kalsiumkarbonaatin syöttöä nostettiin 240:een grammaan päivässä 18.10.2005, joka tarkoittaa 6 g/ suodoslitra. Tämä kalsiumkarbonaatin lisäys ei kuitenkaan näy paineen nousussa, vaan paineen nousuvauhti oli jopa keskimääräistä hitaampaa. Syöttöä nostettiin 1.11.2005 jälleen 340 g/d, sillä alkaliteetti ei tuntunut riittävän nitrifikaatiolle. Samalla, kun syöttöä nostettiin, ajastettiin kalsiumkarbonaatin syöttö. Syötön nosto ei näkynyt heti alkaliteetin nousuna. Vasta 12.12. alkaliteetti nousi yli kahden.

Tämä alkaliteetin nostamiseksi tehty kalsiumkarbonaatin lisäys ajastuksineen oli liikaa kalvojen puhdistautumiskyvyille, ja kalvojen paine lähti nousuun nousten -0,13 baarista -0,22:teen kahdeksassa päivässä. Ajalla 14.11–15.11.2005 suoritettiin kalvojen pesupaineen ollessa tuolloin -0,25 bar. Pesun jälkeen paine oli jälleen -0,03 bar. Edellisestä pesusta oli kulunut 12 viikkoa, ja sitä edellinen pesuväli oli ollut vain vajaan seitsemän viikkoa. Tulosten perusteella voidaan sanoa, ettei kalsiumkarbonaatti, ainakaan kohtuusyötöllä, suoranaisesti lisää kalvojen pesutarvetta.

Tässä tutkimuksessa MBR-yksikössä oli erotettavissa kolme eri jaksoa. Ensimmäinen niistä oli tutkimuksen alkuajanjakso, jolloin yksikköön ei syötetty kalsiumkarbonaattia. Tätä jaksoa kutsuttiin nitrifioimattomaksi ajanjaksoksi (29.3.–17.5.2005). Tämän ajanjakson jälkeen reaktorissa tapahtui pumppurikko, jonka seurauksia korjattiin kasvattamalla lietettä uudelleen täysmaidon avulla. Tätä ajanjaksoa kutsuttiin lietteen kasvatusjaksoksi (18.5.–3.10.2005). Reaktorin lietepitoisuus saatiin palaamaan ennalleen 4.10 ja kasvatukseen käytetyn maidon syöttö lopetettiin. Tämän kasvatusjakson jälkeistä ajanjaksoa käsiteltiin nitrifikaatio ajanjaksona (4.10–19.12.2005), sillä tuolloin kalsiumkarbonaatilla käynnistetty nitrifikaatio toimi yksikössä lähes täydellisesti.

## 5.2.1 Liete

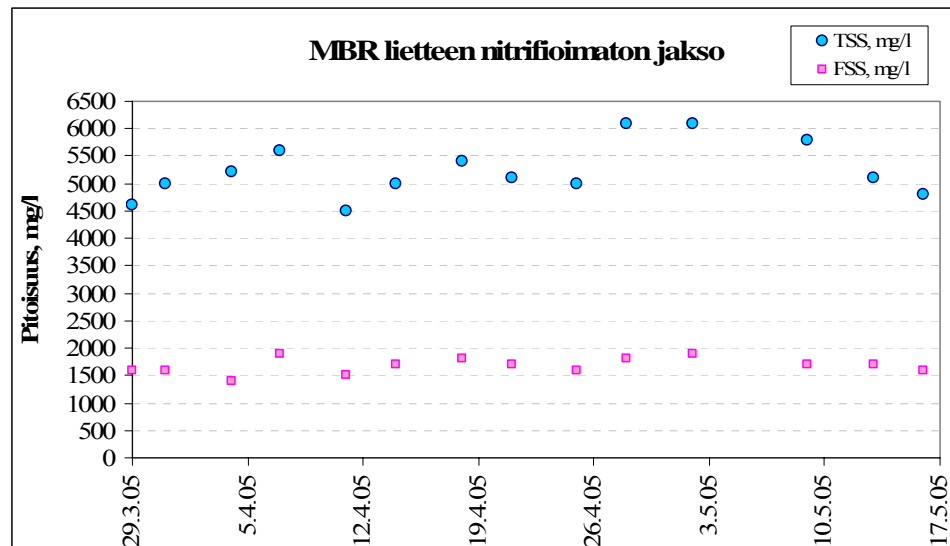
### 5.2.1.1 Nitrifioimaton jakso

Alla oleva taulukko 10 esittää lietteen kiintoainepitoisuuksia ja pH:ta nitrifioimatolta ajanjaksolta 29.3.–17.5.2005. Lietteiden keskimääräinen kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifioimattomalla jaksolla oli 5236 mg/l (n=14), epäorgaaninen kiintoaine 1679 mg/l (n=14) ja orgaaninen kiintoaine 3557 mg/l (n=14). Tutkimuksen nitrifioimaton jakso oli hieman lyhyempi kuin nitrifikaatiojakso, jolloin näytteitä analysoitiin 22 kertaa.

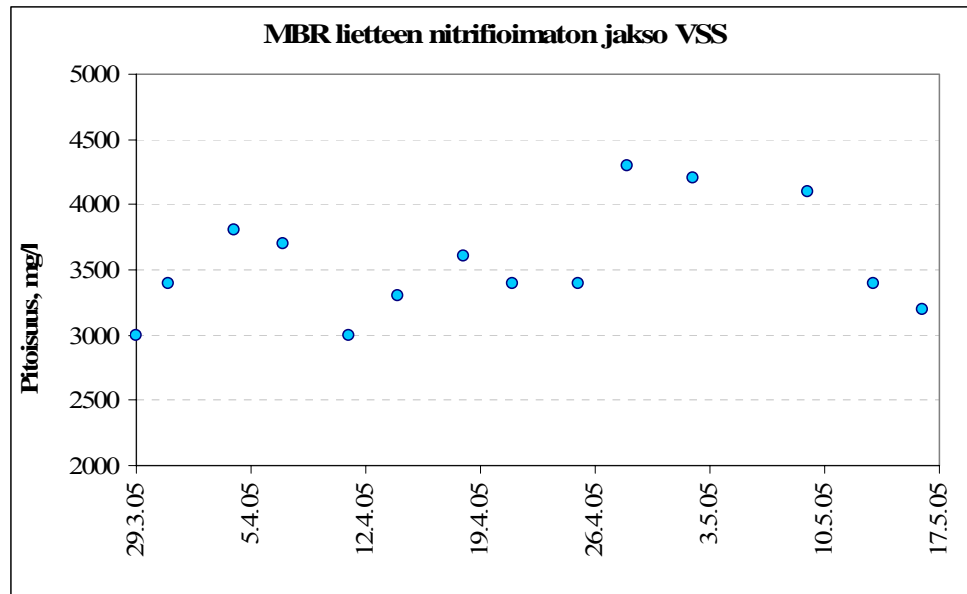
**Taulukko 10.** MBR-lietteen tunnusluvut nitrifioimattomalta jaksolta.

MBR liete nitrifioimaton jakso				
	pH	TSS	FSS	VSS
		mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	6,6	5236	1679	3557
<b>Keskihajonta</b>	0,4	505	142	416
<b>Min</b>	5,9	4500	1400	3000
<b>Max</b>	7,3	6100	1900	4300
<b>Kpl</b>	14	14	14	14

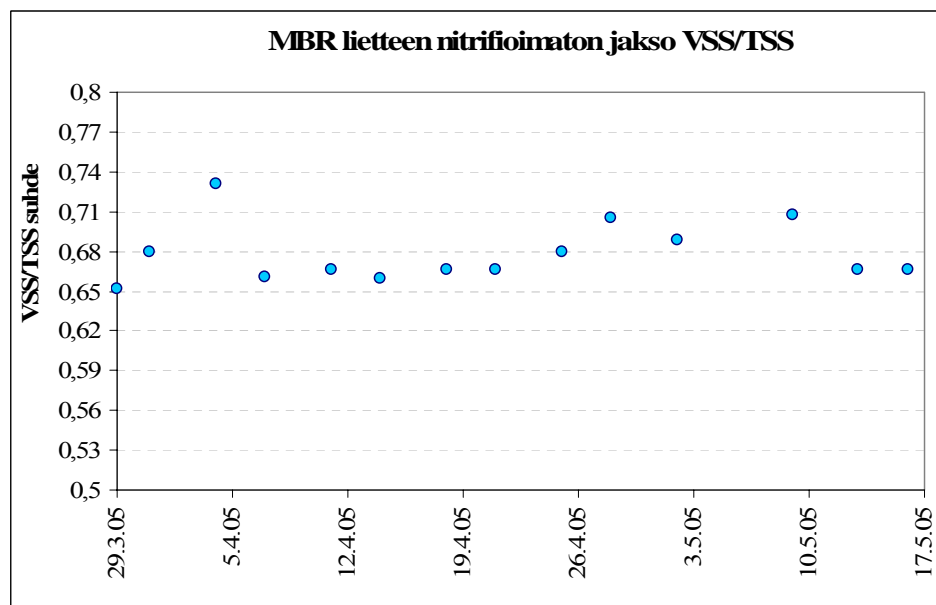
Kuten alla olevasta kuvasta nähdään (kuva 45), oli lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifioimattomalla ajanjaksolla tasainen, noin 1500 mg/l (n=14). Nitrifikaatiojaksolla vaihtelut olivat suurempia, johtuen kalsiumkarbonaatin (CaCO<sub>3</sub>) syötöstä ja pohjalietteen poistosta.



**Kuva 45.** MBR-lietteen epäorgaaninen ja kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifioimattomalta ajanjaksolta.



**Kuva 46.** MBR-lietteen orgaaninen kiintoainepitoisuus nitrifioimattomalta ajanjaksolta.



**Kuva 47.** MBR-lietteen orgaanisen (VSS) ja kokonaiskiintoainepitoisuuden (TSS) suhde nitrifioimattomalta ajanjaksolta.

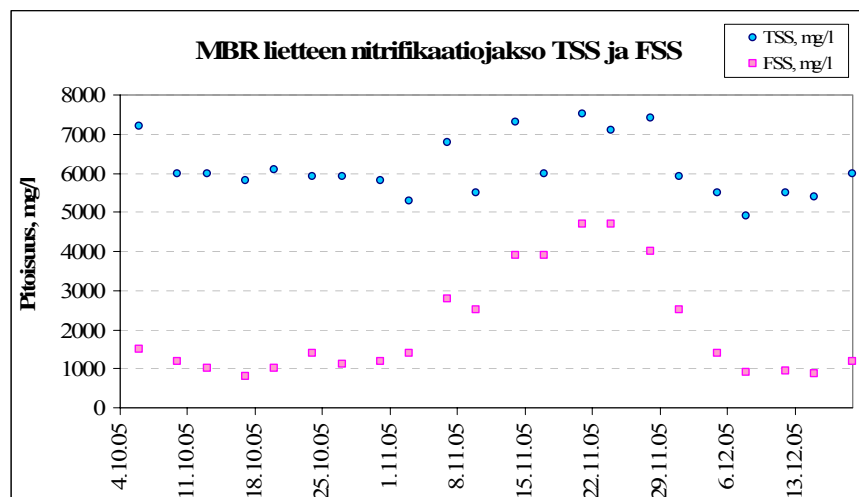


### 5.2.1.2 Nitrifikaatiojakso

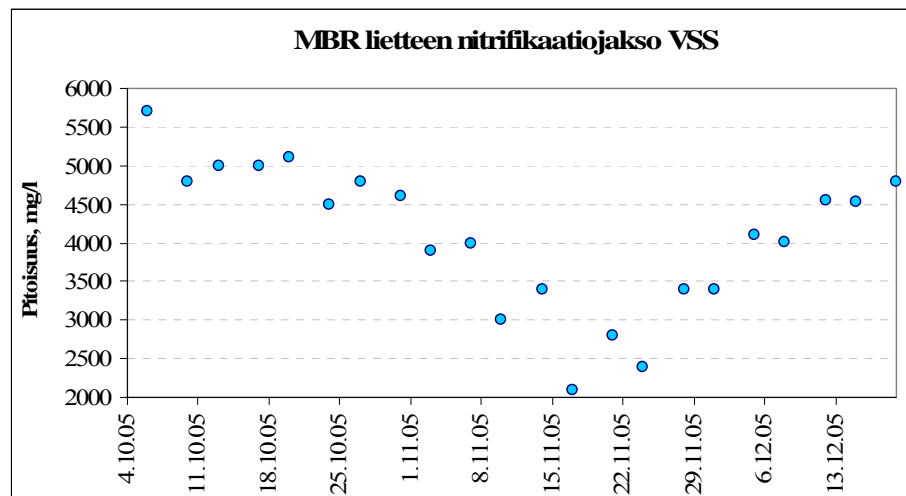
Alla oleva taulukko 11 esittää lietteen kiintoainepitoisuuksia ja pH:ta nitrifikaatiojaksolta (2.10–17.12.2005). Lietteen keskimääräinen kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifikaatiojaksolla oli 6127 mg/l (n=22), epäorgaaninen kiintoaine 2042 mg/l (n=22) ja orgaaninen kiintoaine 4082 mg/l (n=22). Nitrifikaatiojaksolla lietteen keskimääräiset kiintoainepitoisuudet olivat korkeammalla kuin nitrifioimattomalla jaksolla. Huomattavin ero oli kokonaiskiintoainepitoisuuden maksimiarvossa, sillä nitrifikaatiojaksolla FSS oli 4700 mg/l (n=22) ja nitrifioimattomalla jaksolla 1900 mg/l (n=14). Syynä nitrifikaatiojakson korkeisiin kiintoainepitoisuuksiin oli nitrifikaation parantamiseksi syötetty kalsiumkarbonaatti.

**Taulukko 11.** MBR-lietteen tunnusluvut nitrifikaatiojaksolta.

MBR liete nitrifikaatiojakso				
	pH	TSS	FSS	VSS
		mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	7,6	6127	2042	4085
<b>Keskihajonta</b>	0,4	748	1345	945
<b>Min</b>	6,9	4900	810	2100
<b>Max</b>	8,3	7500	4700	5700
<b>Kpl</b>	21	22	22	22

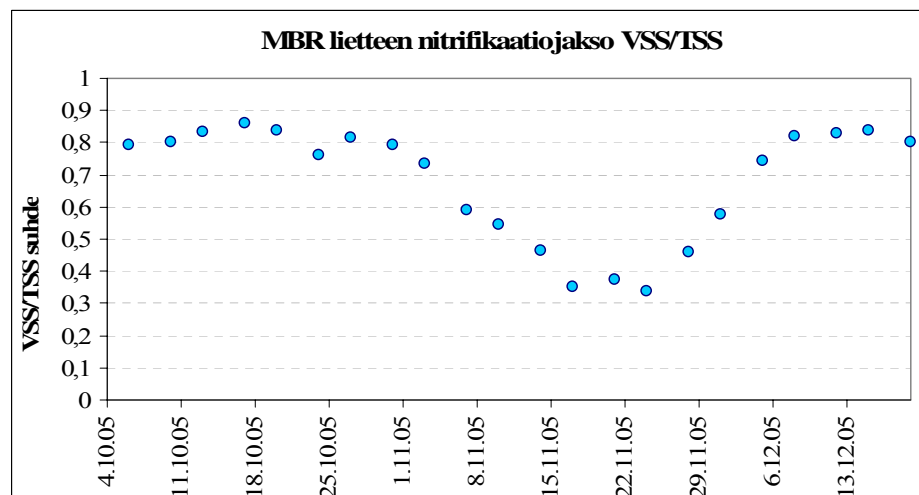


**Kuva 48.** MBR-lietteen epäorgaaninen ja kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifikaatiojaksolta.



**Kuva 49.** MBR-lietteen orgaaninen kiintoainepitoisuus.

Kalsiumkarbonaatin syötön aiheuttaman epäorgaanisen kiintoaineen määrän vähentämiseksi aloitettu pohjalietteen poisto (6 l/viikko) ja samanaikaisesti nostettu kalsiumkarbonaatin syöttö 240 g/suodoslitra 340 g:n/suodoslitra laskivat VSS ja TSS-suhteen liian alas (kuva 50). VSS/TSS suhde oli jopa 0,33, kun tavoitteena oli 0,8. Orgaanisen- ja kokonaislietteen pitoisuutta pyrittiin kasvattamaan lähemmäksi 0,8, vähentämällä lietteenpoistoa kolmeen litraan viikossa ja vähentämällä kalsiumkarbonaatin syöttöä 160 g/suodoslitra. Muutos tehtiin 21.11. Kuten kuvasta (kuva 50) nähdään, nousi lietteiden suhde takaisin lähelle 0,8 lähes yhtä nopeasti kuin se oli laskenutkin.

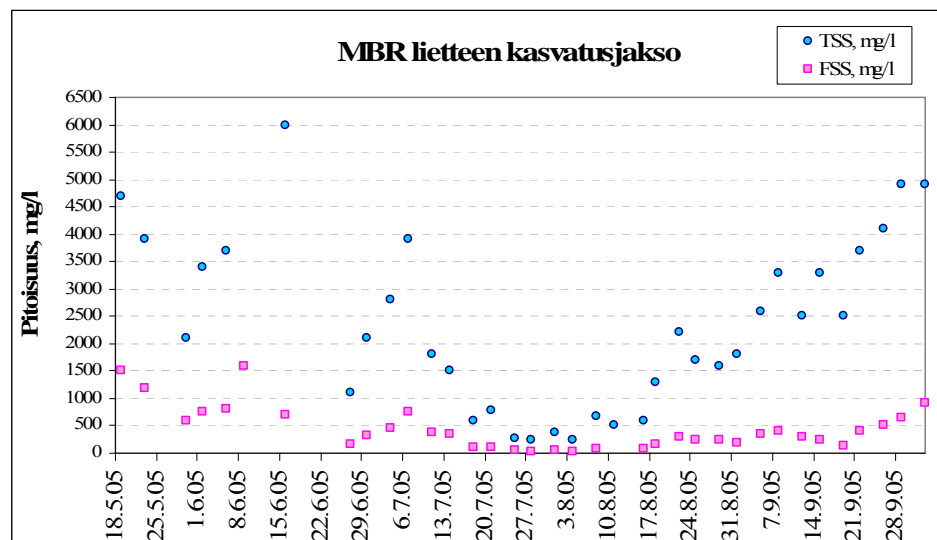


**Kuva 50.** MBR-lietteen orgaanisen ja kokonaiskiintoaineen suhde nitrifikaatio jaksolta.

### 5.2.1.3 Lietteen kasvatusjakso

Tutkimuksen aikana sattunut pumppurikko johti lietteen karkaamisen. Siitä seuranneen alhaisen kiintoainepitoisuuden ja korkean kuormituksen vuoksi 4.8.2005 aloitettiin MBR-esiyksikköön lisäämään täysmaitoa, jotta lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus (MLTSS) saataisiin kohoamaan 5 g/l:ssa. Tuolloin MBR-yksikön lietteen kokonaiskiintoainepitoisuus oli vain 0,23 g/l. Kuten kuvasta 51 nähdään, kokonaiskiintoainepitoisuus korjaantui kuitenkin pian nousuun maidon ansiosta, ja oli 22.8.2005 jo 1,9 g/l ja 8.9.2005 2,9 g/l. Maidon syöttö esiyksikköön lopetettiin 7.10.2005, sillä 6.10.2005 MLTSS ylitti 5g/l, ollessaan 5,7 g/l. Tuolloin 7.10.2005 aloitettiin reaktoriin syöttämään jätevettä 40 l päivässä 20 l:n sijaan, joka itsessään myös vähensi maidon tarvetta. 20 l:n syötöt ajastettiin tulemaan 20 l:n erissä kaksi kertaa vuorokaudessa kello 0:00 ja 12:00. Vastaavasti esiyksikön sekoitus ohjelmotiin siten, että se oli päällä 20 min ja pois 20 min klo 23:10–7:10 ja 11:10–19:10 välisenä aikana.

Kuten alla olevasta kuvasta 51 nähdään, saatiin lietteet kasvatettua takaisin maidon avulla.



**Kuva 51.** MBR-lietteen epäorgaaninen (FSS) ja kokonaiskiintoainepitoisuus (TSS) lietteen kasvatusjaksolta.

5.2.2 Suodos

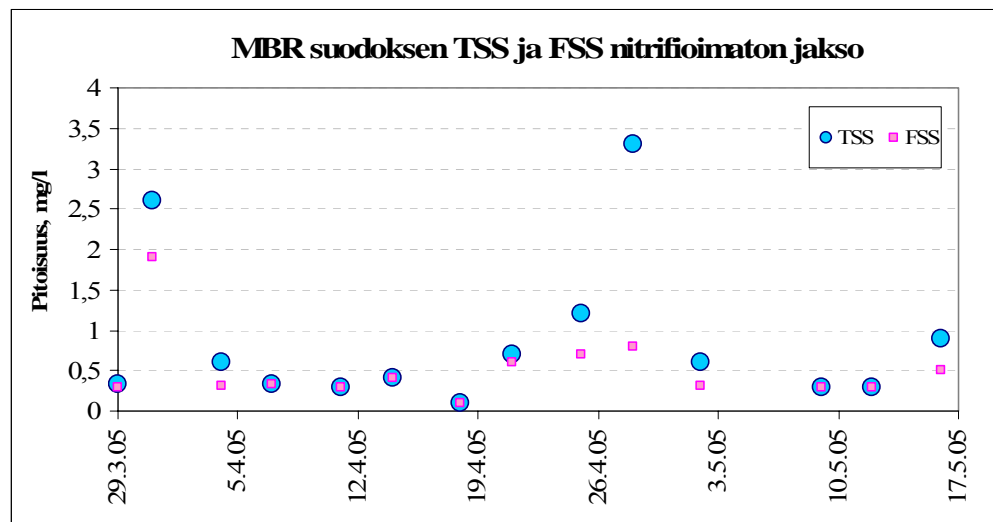
5.2.2.1 Nitrifioimaton jakso

**Taulukko 12.** MBR-suodoksen puhdistustuloksia nitrifioimattomalta jaksolta 1/2.

MBR suodos nitrifioimaton jakso								
	pH	Cond	TSS	FSS	VSS	BOD <sub>7</sub>	COD <sub>cr</sub>	TOC
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	6,1	530	0,9	0,5	0,9	5	138	51
<b>Keskihajonta</b>	0,4	21	0,9	0,4	1,1	1	28	9
<b>Min</b>	5,5	490	0,10	0,10	0,10	3,0	92	39
<b>Max</b>	6,8	580	3	2	3	7	180	66
<b>Kpl</b>	14	14	14	14	4	14	14	14

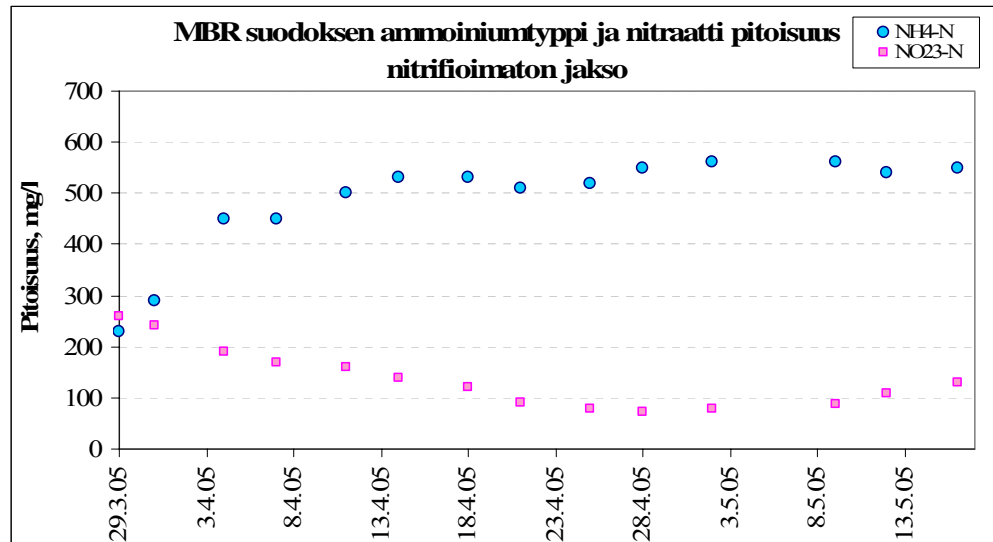
**Taulukko 13.** MBR-suodoksen puhdistustuloksia nitrifioimattomalta jaksolta 2/2.

MBR suodos nitrifioimaton jakso						
	P	Pr	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	Alk.	Turb.
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	FNU
<b>Keskiarvo</b>	1,3	1,2	483,6	137,6	0,3	0,7
<b>Keskihajonta</b>	1,1	1,1	101,6	60,1	0,1	0,4
<b>Min</b>	0,1	0,0	230,0	72,0	0,1	0,4
<b>Max</b>	3,5	3,4	560,0	260,0	0,7	1,8
<b>Kpl</b>	14	14	14	14	14	14

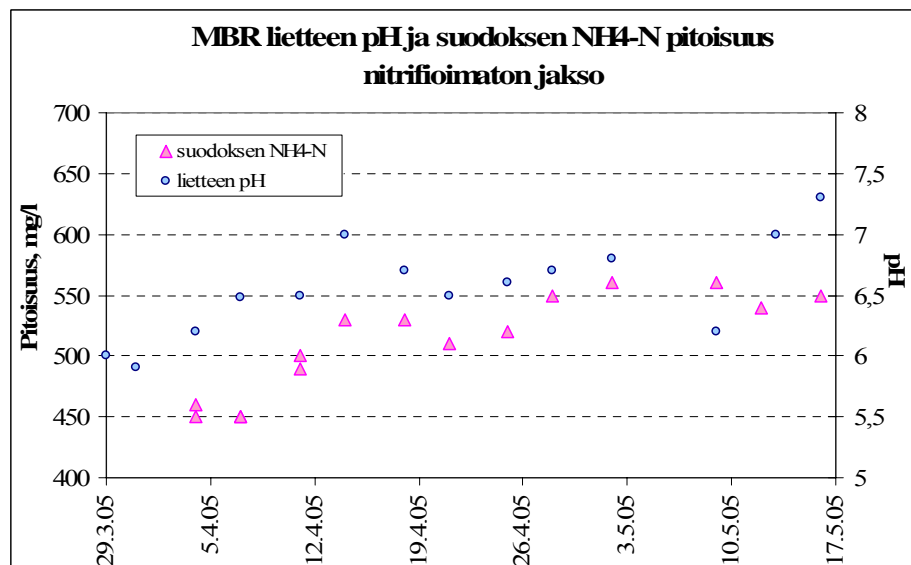


**Kuva 52.** MBR-suodoksen epäorgaaninen (FSS) ja kokonaiskiintoainepitoisuus (TSS) nitrifioimattomalta ajanjaksolta.

Tutkimuksen alkaessa MBR-yksikköön syötettiin jätevettä, joka oli laimennettu 1:3. Ammoniumtyyppipitoisuuksina tämä tarkoitti keskimäärin 650 mg  $\text{NH}_4\text{-N}$  syötettyä jätevesi litraa kohden.

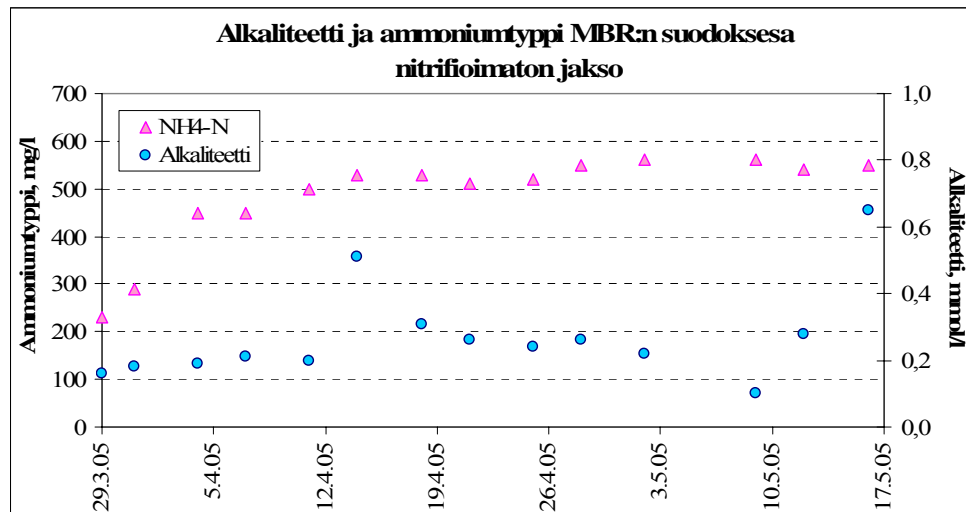


**Kuva 53.** MBR-suodoksen ammoniumtyppi ja nitraatti nitrifioimattomalta ajanjaksolta.



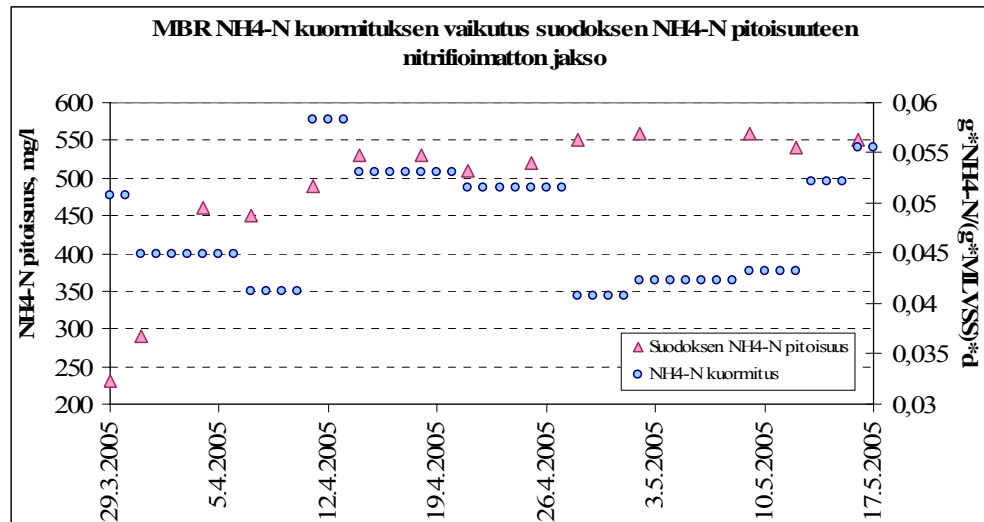
**Kuva 54.** MBR-lietteen pH:n ja suodoksen ammoniumtyppi nitrifioimattomalta ajanjaksolta.

Tässä tutkimuksessa alkaliteetti mitattiin ainoastaan kirkasteesta ja suodoksesta eikä lainkaan lietteestä. Tässä tutkimuksessa alkaliteetti tarkoittaa siis jäännösalkaliteettiä eli alkaliteettiä, jota prosessi ei ole kuluttanut. Kuten alla olevasta kuvasta 55 nähdään, oli MBR-suodoksen jäännösalkaliteetti nitrifioimattomalla jaksolla alle yksi mmol/l.

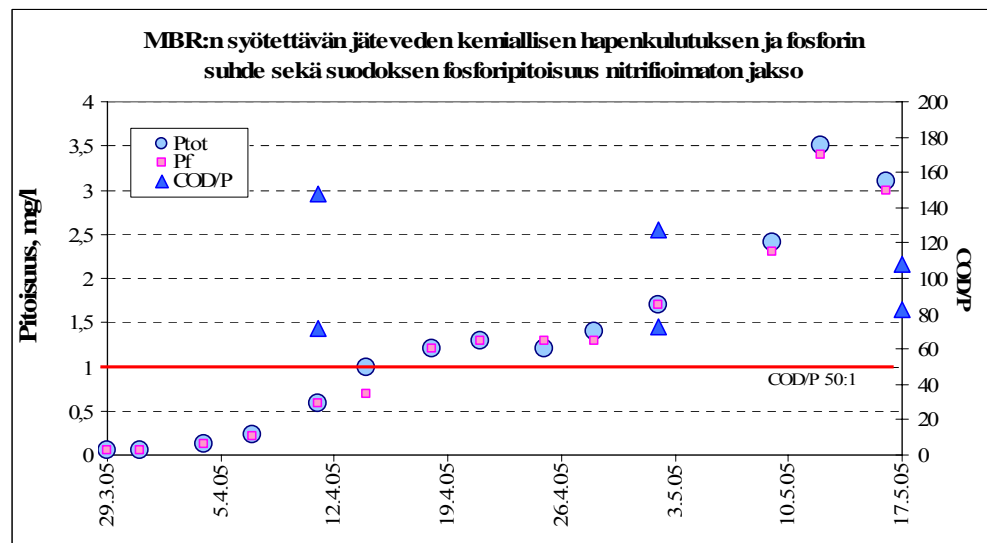


**Kuva 55.** MBR-suodoksen alkaliteetti ja ammoniumtyppi nitrifioimattomalta ajanjaksolta.

Kuten alla olevasta kuvasta 56 nähdään, ei kuormituksella ole juurikaan merkitystä suodoksen ammoniumtyypipitoisuudelle, jollei nitrifikaatiota ole ensin käynnistetty esimerkiksi kalsiumkarbonaatilla.

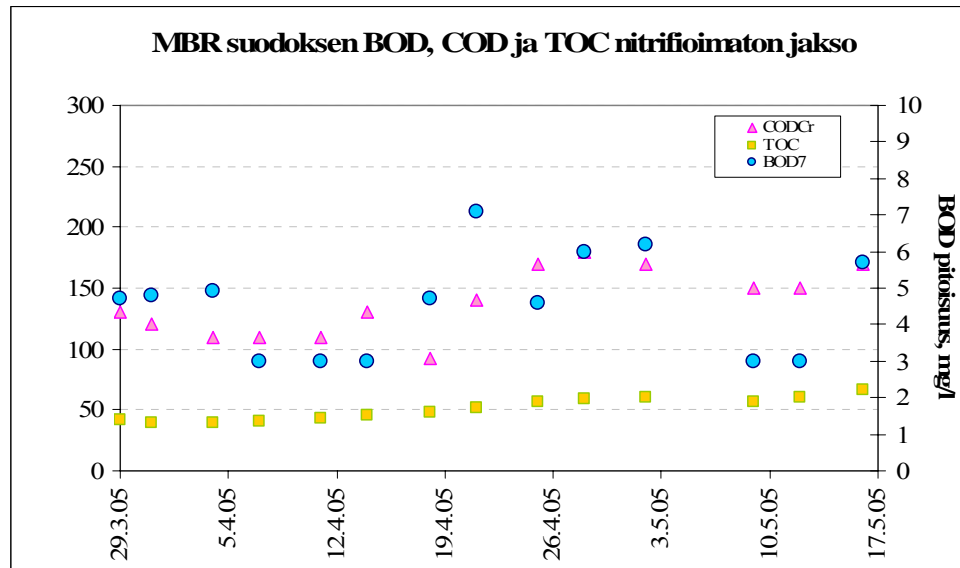


**Kuva 56.** NH<sub>4</sub>-N-kuormituksen vaikutus suodoksen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen MBR:ssä nitrifioimattomalla jaksolla.

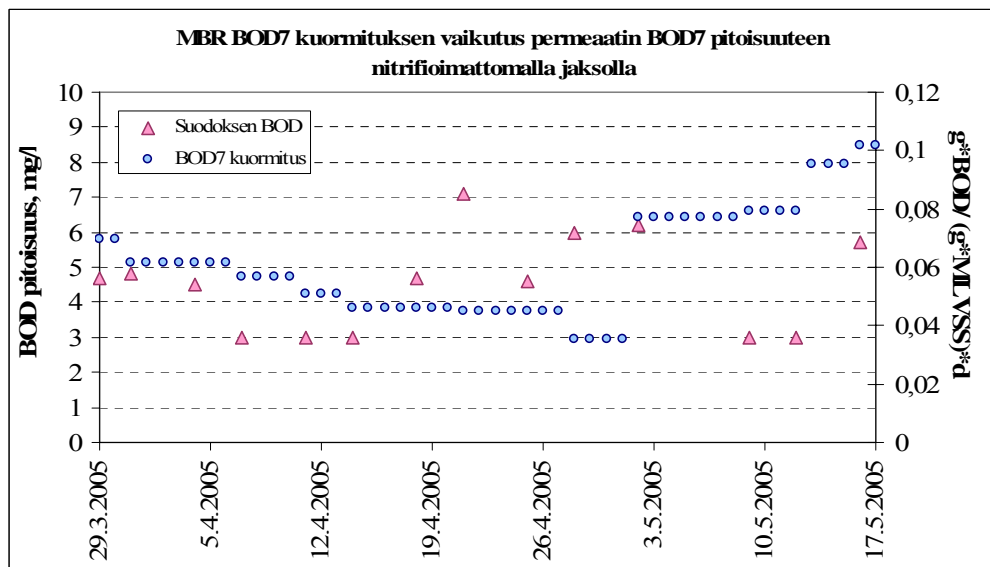


**Kuva 57.** MBR:n syötettävän jäteveden hiilen ja kokonaisfosfori suhde ja MBR:n suodoksen kokonaisfosfori ja liuennut fosfori nitrifioimattomalla ajanjaksolla.

Tutkimusjakson alussa reaktoriin syötetyn jäteveden biologinen hapenkulutus (BOD<sub>7</sub>) oli 1300 mg/l, kemiallinen hapenkulutus (COD) 2500 mg/l ja kokonaishii-  
 lipitoisuus 720 mg/l. Seuraavan syötettävän jäteveden (11.4) BOD<sub>7</sub> oli 920 mg/l, COD 1400 mg/l ja TOC 470 mg/l. 2.5 vaihdettu jätevesi oli laadultaan edellisen  
 kaltainen.



**Kuva 58.** MBR-suodoksen biologinen ja kemiallinen hapenkulutus sekä orgaanisen kokonaishiili nitrifioimattomalla ajanjaksolla.



**Kuva 59.** BOD<sub>7</sub>-kuormituksen vaikutus suodoksen BOD<sub>7</sub>-pitoisuuteen MBR:ssä nitrifioimattomalla ajanjaksolla.



5.2.2.2 Nitrifikaatiojakso

**Taulukko 14.** MBR-suodoksen puhdistustuloksia nitrifikaatiojaksolta 1/2.

MBR suodos nitrifikaatiojakso								
	pH	Cond	TSS	FSS	VSS	BOD <sub>7</sub>	COD <sub>cr</sub>	TOC
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<b>Keskiarvo</b>	6,9	754	2,1	1,0	1,2	15	550	146
<b>Keskihajonta</b>	0,2	95	1,1	0,8	0,7	14	150	21
<b>Min</b>	6,6	600	0,70	0,20	0,20	2,5	370	81
<b>Max</b>	7,4	910	5	3	2	62	800	170
<b>Kpl</b>	22	22	22	22	18	20	21	22

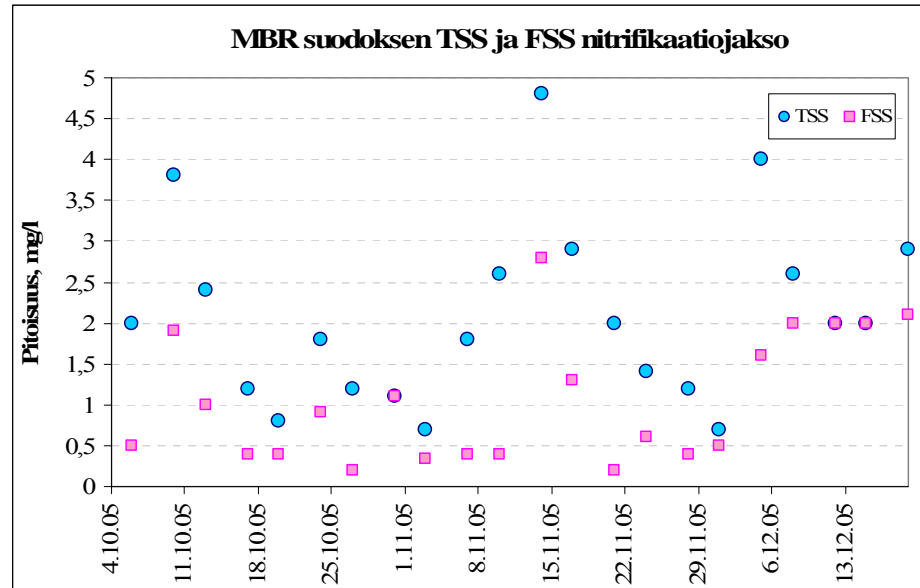
**Taulukko 15.** MBR-suodoksen puhdistustuloksia nitrifikaatiojaksolta 2/2.

MBR suodos nitrifikaatiojakso						
	P	P <sub>f</sub>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	Alk.	Turb.
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	FNU
<b>Keskiarvo</b>	1,7	1,6	113,0	526,4	1,5	0,9
<b>Keskihajonta</b>	0,8	0,8	93,8	216,1	0,4	0,2
<b>Min</b>	0,5	0,5	9,9	210,0	0,9	0,6
<b>Max</b>	3,2	3,2	290,0	820,0	2,5	1,3
<b>Kpl</b>	22	22	22	22	22	22

Nitrifikaatiojaksolla parannettiin lietteen alkaliteettia nitrifikaation vaatimalle tasolla lisäämällä yksikköön kalsiumkarbonaattia (CaCO<sub>3</sub>) SBR:stä saadun kokemuksen perusteella. Nitrifikaatio saatiin kalsiumkarbonaatilla hyvin toimimaan, ja ammoniumtyppipitoisuuksissa päästiin jopa 9,9 mg/l:aan. Sen sijaan muut tulokset ovat parempia nitrifioimattomalla jaksolla. Esimerkiksi keskimääräinen biologinen hapenkulutus suodoksessa nitrifikaatiojaksolla oli 15 mg/l, kun se nitrifioimattomalla jaksolla oli 5 mg/l. Myös kemiallinen hapenkulutus, kokonaishiilipitoisuus ja kiintoainepitoisuudet olivat pienempiä nitrifioimattomalla jaksolla.

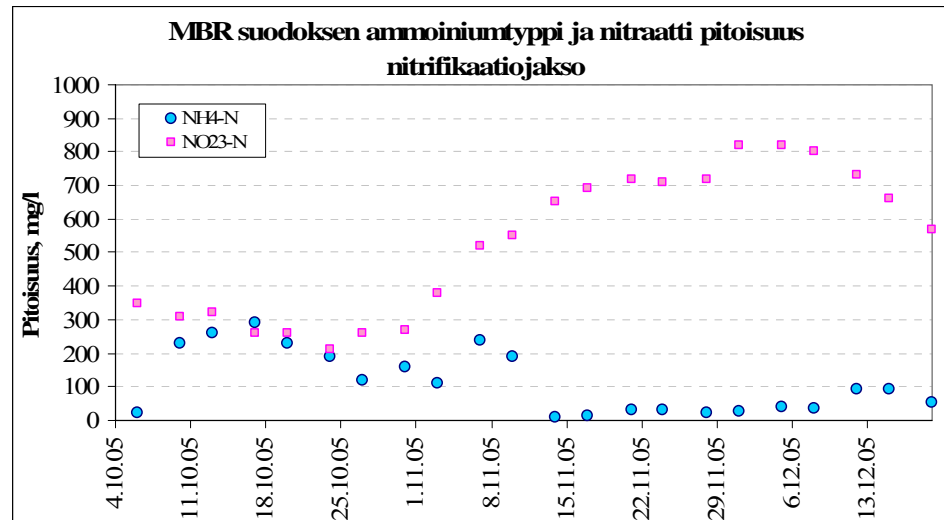
MBR-suodoksen kiintoainepitoisuudet olivat huomattavasti korkeammalla nitrifikaatiojaksolla kuin nitrifioimattomalla jaksolla. Syynä tähän oli laimennossuhteen pieneneminen, kalvojen aiempi käyttö ja kalsiumkarbonaatin syöttö. Marras-

kuun alussa syötetty ylenmääräinen kalsiumkarbonaatti nosti osaltaan kiintoainepitoisuuden arvoja.



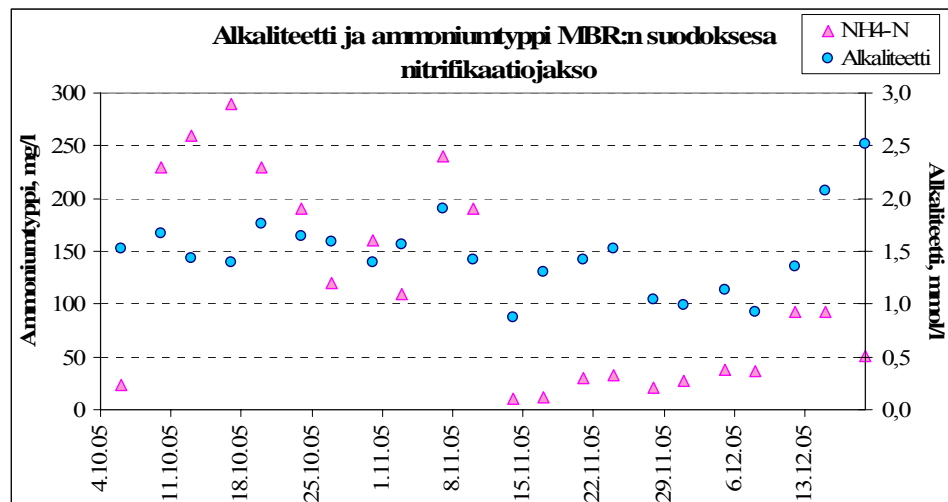
**Kuva 60.** MBR-suodoksen epäorgaaninen ja kokonaiskiintoainepitoisuus nitrifikaatiojaksolla.

SBR:stä saadun kokemuksen perusteella kalsiumkarbonaattia aloitettiin (20.9.) syöttämään MBR:n esiyksikköön 4,5 g/suodoslitra, joka oli tuolloin noin 20 l/d. Kalsiumkarbonaatin lisäys tapahtui panossyöttöisesti. Syötön aloittamisen käynnisti yksikössä nitrifikaatioprosessin. Kalsiumkarbonaatin syötön aloittaminen pumppulla 180 g/d laski suodoksen ammoniumtyppipitoisuuden 23 mg/l:aan. Päivittäisestä, 1.11. aloitetusta, kalsiumkarbonaatti syötöstä huolimatta ammoniumtyppipitoisuus pysyi korkeana. Vasta 8,5g/suodoslitraitra syöttömäärällä ammoniumtyppipitoisuudet saatiin laskemaan alle 10 mg/l:n. Parhaaseen ammoniumtyyppien vähenemään päästiin kun lietteen pH oli yli 7. Käytännössä tämän saavuttaminen tarkoitti yli 4 g kalsiumkarbonaattia puhdistettua jätevesi litraa kohden. Nitrifikaatiojaksolla syötetyn jäteveden keskimääräinen ammoniumtyppipitoisuus oli 1050 mg/l, kun nitrifioimattomalla jaksolla se oli vain 650 mg/l.



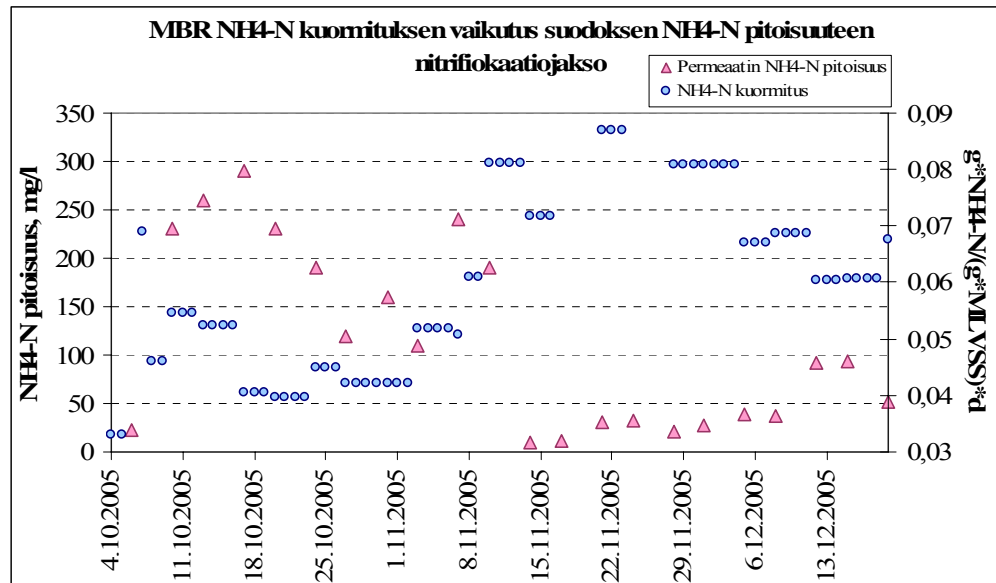
**Kuva 61.** MBR-suodoksen ammoniumtyppi ja nitraatti nitrifikaatiojaksolla.

Alkaliteetti eli haponsietokyky mittaa veden kykyä vastustaa pH:n muutosta happoa lisättäessä. Tässä tutkimuksessa haluttiin parantaa nitrifikaatiota nostamalla lietteen alkaliteettiä. Tutkimuksessa kuitenkin analysoitiin alkaliteetti ainoastaan suodoksesta, joka kuvasi jäännösalkaliteettiä. Tutkimuksessa kuitenkin havaittiin, että kalsiumkarbonaatin syötöllä voidaan käynnistää nitrifikaatio, sillä kalsiumkarbonaatti parantaa nitrifikaation edellytyksiä eli nostaa pH:ta ja lisää alkaliteettiä. Pelkästään jäteveden syöttöjen ansiosta tapahtuva lyhytaikainen alkaliteetin ja pH:n nosto ei riitä, vaan alkaliteetin ja pH:n nostojen on oltava pidempiaikaista. Parhaaseen ammoniumtyyppipoistumaan päästiin kun jäännösalkaliteetti oli 2 mmol/l. Tähän päästiin syöttämällä kalsiumkarbonaattia 240 g/d. Kalsiumkarbonaatin 340 g:n päiväsyöttö aloittaminen 3.11. paransi ammoniumtyypen poistumaa entisestään, vaikka ei nostanut jäännösalkaliteettiä entisestään.



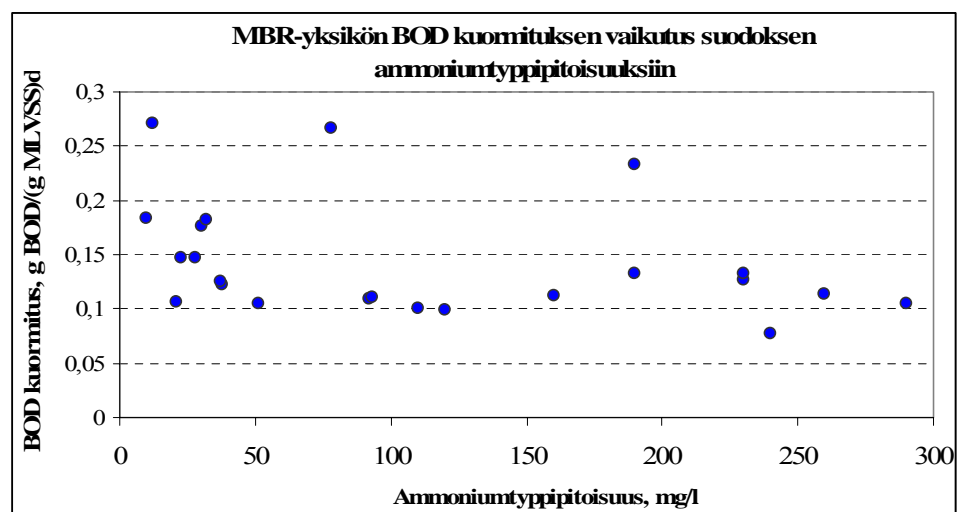
**Kuva 62.** MBR-alkaliniteetin lisäyksen vaikutukset suodoksen ammoniumtyypin nitrifikaatiojaksolla.

Suodoksen ammoniumtyypipitoisuudet korreloivat  $\text{NH}_4\text{-N}$ -kuormitusten kanssa (kuva 63). Suodoksen ammoniumtyypipitoisuudet ovat kuitenkin vakaampia kuin suodoksen  $\text{BOD}_7$ -pitoisuudet. Pienet ja hetkelliset kuormituksen nousut eivät vaikuta suodoksen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuksiin. Selvästi suurempi vaikutus näyttää olevan kalsiumkarbonaatin syötöllä. Parhaaseen ammoniumtyypin poistumaan päästiin ammoniumtyypin kuormituksen ollessa alle  $0,1 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{g MLVSS})\text{d}$ . Ammoniumtyypipitoisuuden vaihtelut MBR-yksikössä verrattuna SBR-reaktoriin olivat tasaisempia johtuen tasaisesta kuormituksesta sekä kalvoerotuksesta. Nitrifikaatiojaksolla syöttöveden ammoniumtyypipitoisuus oli  $950\text{--}1100 \text{ mg/l}$ . Orgaaninen kokonaishiili oli tuolloin  $790\text{--}1400 \text{ mg/l}$ , biologinen hapenkulutus  $1300\text{--}2300 \text{ mg/l}$ , kemiallinen hapenkulutus  $2400\text{--}3400 \text{ mg/l}$ , alkaliteetti  $17,9\text{--}36 \text{ mmol/l}$  ja kokonaiskiintoainepitoisuus  $100\text{--}164 \text{ mg/l}$ .

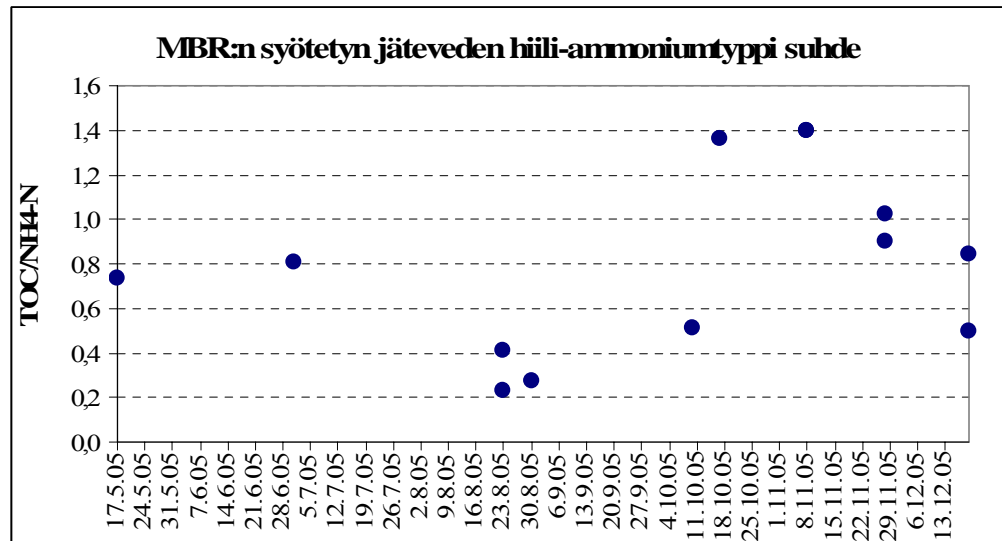


**Kuva 63.** NH<sub>4</sub>-N-kuormituksen vaikutus suodoksen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen MBR:ssä nitrifikaatiojaksolla.

Alla olevassa kuvassa 64 on MBR-yksikön BOD<sub>7</sub>-kuormitus ja suodoksen ammoniumpyypitoisuus yksikön nitrifikaatiojaksolta. Kuten korrelaatio kuvasta nähdään, päästiin parhaaseen ammoniumpiten vähenemään BOD<sub>7</sub>-kuormituksen ollessa väliltä 0,1–0,2 g BOD/(g MLVSS)d.

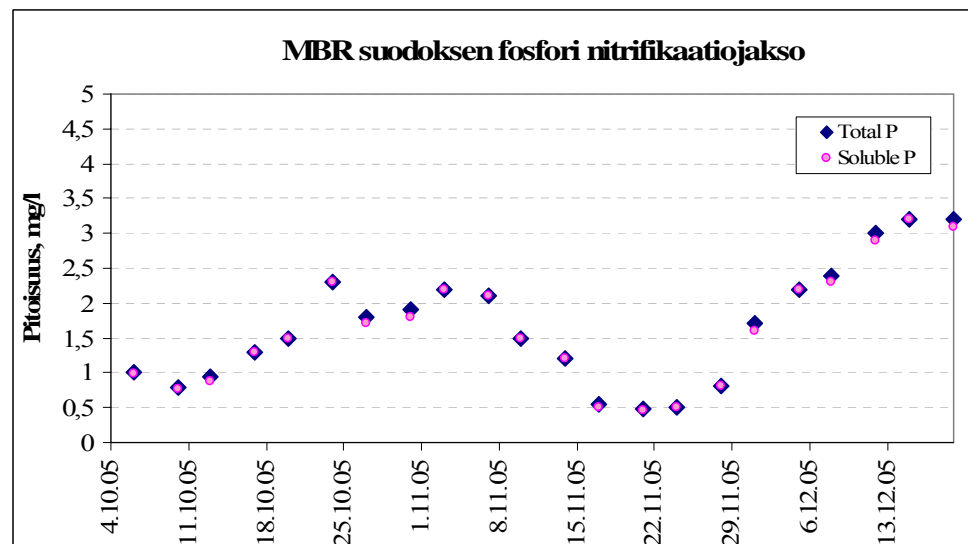


**Kuva 64.** BOD<sub>7</sub>-kuormituksen vaikutus suodoksen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuteen MBR:ssä nitrifikaatiojaksolla.



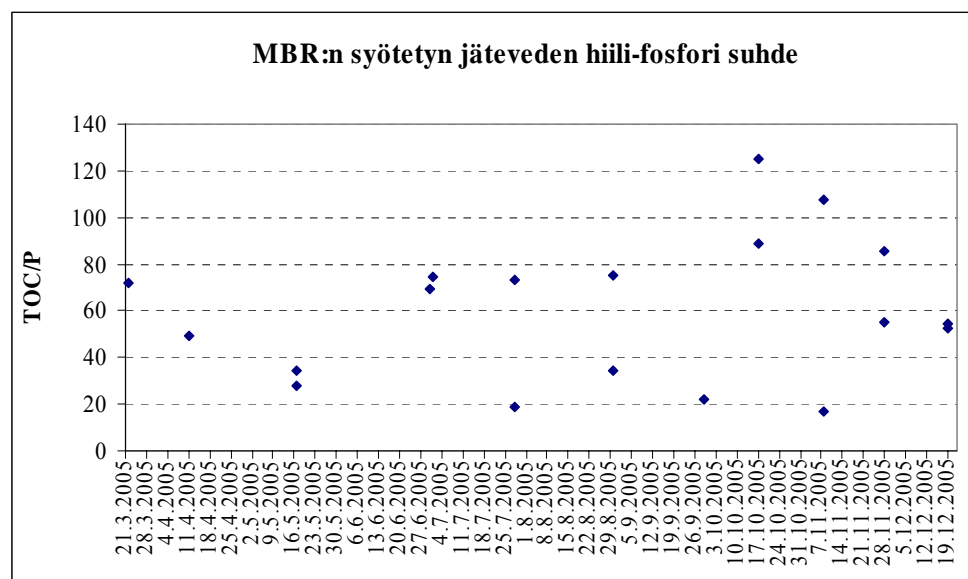
**Kuva 65.** MBR:n syötetyn jäteveden hiili-ammoniumtyppisuhde (TOC/NH<sub>4</sub>-N).

Tässä tutkimuksessa ei erityisesti panostettu fosforinpoiston tehostamiseen vaan keskityttiin parantamaan nitrifikaation lähtökohtia. Vertaamalla kuitenkin suodoksen ammoniumtyppi- ja fosforikäyriä, voidaan todeta fosforin poiston toimivan hyvin silloin kun nitrifikaatiollakin oli hyvät edellytykset. Korkea alkaliteetti ja pH ovat siis hyväksi niin nitrifikaatiolle kuin fosforinpoistollekin.



**Kuva 66.** MBR-suodoksen fosforipitoisuus nitrifikaatiojaksolta.

Typen ja fosforin poisto onnistuu sitä paremmin, mitä suurempi on syötettävän veden hiili-fosforisuhde. Kuten kappaleessa 5.1 havaittiin, pätee tämä sääntö hyvin panossyöttöiseen reaktoriin. Tämä sääntö typen ja fosforin poistolle ei kuitenkaan päde kalvo-suodatuksessa. Verrattaessa kuvia 61, 66 ja 67 havaitaan, että syötettävän jäteveden hiili-fosfori suhteen nouseminen ei paranna fosforin tai typen poistumista. Molemmissa parametreissa päästiin parhaaseen poistumaan hiili-fosforisuhteen ollessa 100, kun suhde suurimmillaan oli 125.



**Kuva 67.** MBR:n syötetyn jäteveden hiili-fosforisuhde (TOC/P).

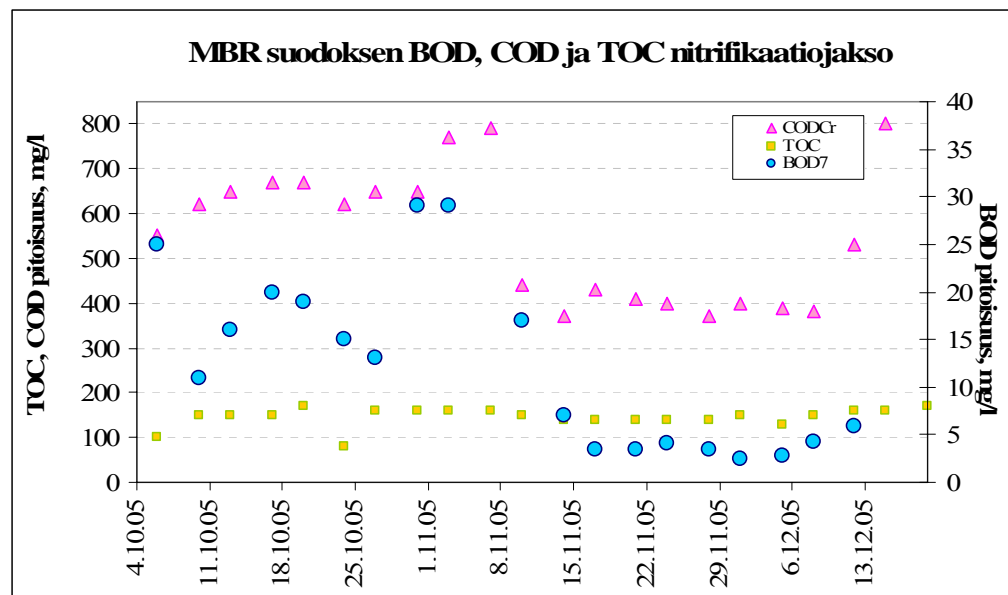
Käsiteltävän veden tärkein laatukriteeri fosforinpoiston onnistumiseksi helposti haavoavan orgaanisen aineen määrä. Fosforinpoisto onnistuu sitä paremmin mitä suurempi hiili-fosforisuhde on. Kun puhdistettavan veden kemiallisen hapenkulutuksen ja kokonaisfosforin suhde ( $COD_{Cr}/P_{TOT}$ ) laskee alle 50:1, on fosforinpoisto typenpoiston yhteydessä pelkästään biologisin menetelmin hankalaa. Jo pienissäkin nitraattipitoisuuksissa fosforinpoisto voi epäonnistua. Mitä suurempi on tulevassa jätevedessä hiilen ja fosforin suhde, sen vähemmän nitraatti vaikuttaa fosforin vapautumiseen. Tämä johtuu nitraatin denitrifioitumisen kuluttamasta hiilestä, jota on täten vähemmän käytettävissä biologisessa fosforinpoistossa. Hiilen riittävyttä voidaan parantaa, joko vähentämällä syötettävän jäteveden laimennusta tai lisäämällä jotakin orgaanista yhdistettä prosessiin. /1/

Tässä tutkimuksessa lietteen hiilipitoisuutta nostettiin lisäämällä reaktoriin täysmaitoa. Kun maidon syöttö lopetettiin, pienennettiin jäteveden laimennusta. Syötettävän jäteveden  $COD_{Cr} / P_{TOT}$  suhde pysyi koko tutkimuksen ajan yli suhteen 50:1.

Tutkimuksessa käytetyillä PVDF-ultrasuodatuskalvoilla päästiin suodoksen orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuden tasaiseen laatuun. Sen sijaan suodoksen biologinen ja kemiallinen hapenkulutus olivat herkempiä prosessimuutoksille, kuten jäteveden vaihdoille. Hyvänä esimerkkinä on siirtyminen syöttämään 40 l jätevettä päivässä 20 litran sijaan. Käytännössä tämä tarkoitti kuormituksen kaksinkertaisumista, mutta samalla tasoittumista. Tämä syöttömuutos nosti  $BOD_7$ -pitoisuudet nopeasti (kuva 69). Tämä johtui biologian kaksinkertaistuneesta kuormituksen. Vastaava tapahtui myös kemiallisessa hapenkulutuksessa.

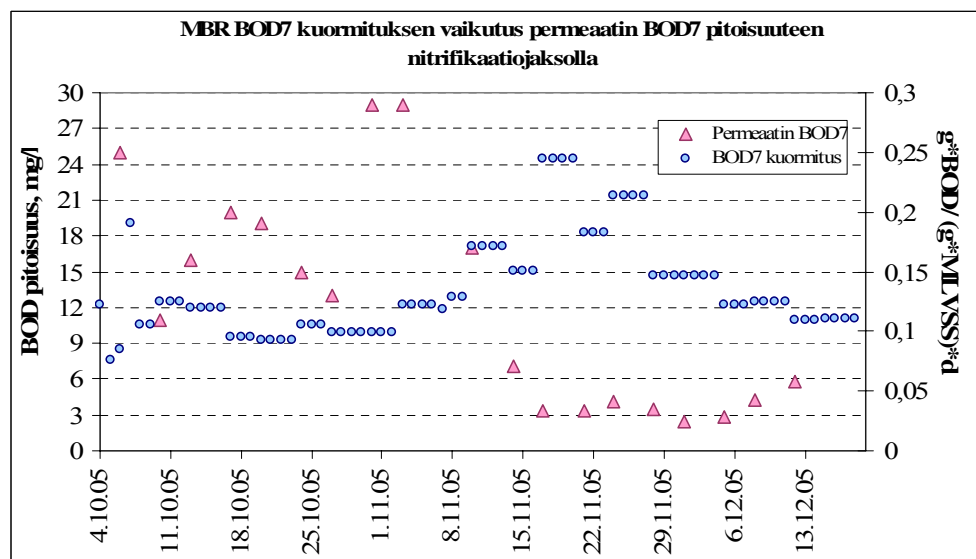
Nitrifikaatiojaksolla MBR-reaktoriin syötetyn jäteveden biologinen hapenkulutus ( $BOD_7$ ) oli 2800 mg/l, kemiallinen hapenkulutus (COD) 3200–4500 mg/l ja kokonaishiilipitoisuus 990–1500 mg/l. Nitrifikaatiojaksolla syötetyn jäteveden TOC oli lähes kolminkertainen verrattuna nitrifioimattomaan jaksoon. Voidaan siis todeta, että syötettävän jäteveden kokonaishiilipitoisuuden on oltava noin 1400 mg/l, jotta nitrifikaatio saadaan toimimaan. Mikäli syötettävän jäteveden TOC hiilipitoisuus on alhaisempi, on harkittava orgaanisen hiililisan käyttämistä.





**Kuva 68.** MBR-suodoksen biologinen ja kemiallinen hapenkulutus sekä orgaaninen kokonaishiili nitrifikaatiojaksolla.

Alla olevasta kuvasta 69 nähdään, että BOD<sub>7</sub>-kuormituksella ei ole suurtakaan merkitystä suodoksen BOD<sub>7</sub>-pitoisuuteen. Vaihtelevista kuormituksista huolimatta suodoksen BOD<sub>7</sub>-keskiarvo oli 15 mg/l, ja vähemmän keskimäärin 99 %. Parhaaseen tulokseen päästiin, kun lietekuormitus oli 0,15–0,25 g BOD<sub>7</sub>/(g MLVSS)d.



**Kuva 69.** BOD<sub>7</sub>-kuormituksen vaikutus suodoksen BOD<sub>7</sub>-pitoisuuteen MBR:ssä.

### 5.3 SBR ja MBR

Verrattaessa SBR-kirkasteen ja MBR-suodoksen puhdistustuloksia, voidaan todeta, että kiintoainepitoisuuksissa päästään huomattavasti pienempiin pitoisuuksiin suodattamalla jätevettä UF-kalvoilla. MBR-prosessin suodoksen kokonaiskiintoaineen vähenemä oli nitrifikaatiojaksolla ja nitrifioimattomalla jaksolla keskimäärin 99 %, kun se SBR-yksikössä oli vain 17 %. Myös epäorgaanisen kiintoaineen poistuma oli hyvä MBR-yksikössä. Kokonaisfosforin poistossakin päästiin lähes 90 %, vaikka sitä ei pyritty tässä tutkimuksessa erityisesti parantamaan. Koko tutkimusajan jakson suodostiedot ovat liitteessä 6.

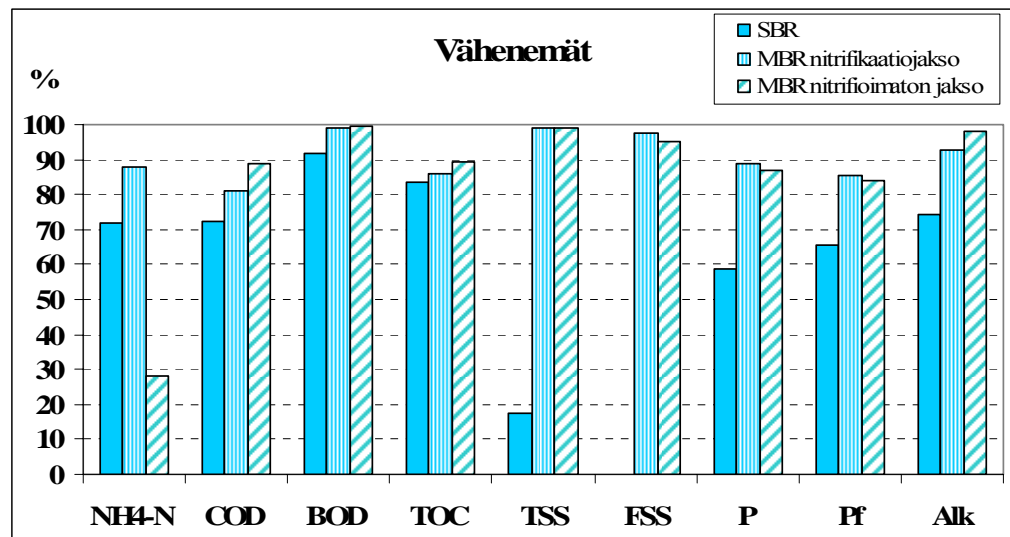
Alla olevassa kuvassa (kuva 70) ovat SBR- ja MBR-yksiköiden kirkast- ja suodosnäytteet 10.10.2005. Kyseinen ajankohta oli molemmille yksiköille normaali ja kuva edustaa yksiköille tavanomaista kirkastetta ja suodosta. Kuten kuvasta havaitaan, on yksiköiden kirkasteen ja suodoksen sameudessa selkeä ero. Kalvobioreaktorilla suodatetussa suodoksessa oli huomattavasti vähemmän kiintoainetta, keskimäärin 3,7 mg/l sameuden ollessa 2,6 FNU. SBR-kirkasteen keskimääräinen kiintoaine pitoisuus oli 117 mg/l ja sameus 109 FNU.



**Kuva 70.** Vasemmalla SBR-kirkaste ja oikealla MBR-suodos 10.10.2005

Kuten alla olevasta kuvasta 71 nähdään, oli MBR-reaktorin osalta poistumat keskimäärin parempia kuin SBR-reaktorissa. MBR-reaktorin kiintoaineen poistumat

olivat huomattavasti parempia kuin SBR-reaktorin, johtuen kalvoerotuksesta. MBR:ssä TSS-poistuma oli 99 % ja FSS-poistuma lähes 90 %. Kuvaajasta puuttuu SBR-yksikön FSS-poistuma, sillä kirkasteen FSS-pitoisuus oli siis noussut 12,6 mg/l syötettävän veden pitoisuudesta. Keskimääräinen BOD<sub>7</sub>-poistuma MBR-reaktorissa oli 99 %. Panosreaktorilla (SBR) keskimäärin BOD<sub>7</sub>-poistuma oli 91,7 %. Orgaanisen kokonaishiilen poistuma MBR-yksiköissä oli lähes 90 %. Fosforin poistumalle ei ollut suurtakaan vaikutusta, oliko kyseessä nitrifikaatiojakso vai nitrifioimaton jakso, sillä molempien jaksojen poistuma oli lähes 90 %.



**Kuva 71.** SBR:n ja MBR:n keskimääräiset puhdistustulokset prosentteina tutkimusjaksolta.

## 6 PÄÄTELMÄT

Tässä tutkimuksessa, jossa käsiteltiin kompostointilaitosten väkeviä jätevesiä ontokuitukalvo bioreaktorilla (MBR) ja panosreaktorilla (SBR), todettiin että kalvobioreaktorilla päästään parempiin puhdistustuloksiin kaikkien kiintoainejakeiden osalta. Kokonaiskiintoaine on mahdollista poistaa jopa 98 %:sti ja epäorgaaninen kiintoaine 93 %:sti. Kaikkien kiintoainejakeiden osalta päästiin jopa 0,2 mg/l:n pitoisuuksiin.

Nitrifikaatiolle ja denitrifikaatiolle oli vaikeata luoda stabiilitilanne syötettävän veden laadun vaihdellessa merkittävästi. Puhdistettaessa kompostointilaitosten tyyppisiä väkeviä jätevesiä on alkaliteettiä lisättävä kemikaalia syöttämällä. Kalsiumkarbonaatti osoittautui pitkävaikutteisuuksensa ansiosta hyväksi vaihtoehdoksi alkaliiteetin nostoon, kun jätevettä syötettiin reaktoriin panoksittain. Vertailukohteenä käytettiin nopeasti testattua natriumhydroksidia. Tämä tutkimuksen aikana näillä tarkoituksen mukaisesti laimennetuilla, väkevillä kompostointilaitosten jätevesillä oli mahdollista päästä ammoniumtyypen osalta jopa 99,5 %:n puhdistustuloksiin suodoksen pitoisuuksien ollessa 9,9 mg/l.

Myös BOD<sub>7</sub> saatiin poistettua tehokkaasti kalvobioreaktorilla (MBR), vaikka suodoksen BOD<sub>7</sub> vaihteli runsaasti syötettävän jäteveden BOD<sub>7</sub>-kuormituksen mukaan. Keskimäärin BOD<sub>7</sub> osalta päästiin 98 %:n puhdistustuloksiin. Nitrifikaatiota ei esitetty analysoitaessa BOD<sub>7</sub>-näytteitä. Myös panosreaktorilla (SBR) päästiin hyviin BOD<sub>7</sub>-poistotuloksiin. Keskimäärin BOD<sub>7</sub>-poistuma oli 91,7 %. Orgaanisen kokonaihiilen poistuma molemmissa yksiköissä oli noin 80 %, SBR-reaktorin osalta hieman parempi (83 %).

MBR ammoniumtyppikuormitus korreloi selvästi suodoksen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuksien kanssa. Suodoksen ammoniumtyppipitoisuudet eivät kuitenkaan ole yhtä herkkiä kuormituksen vaihteluille kuin suodoksen BOD<sub>7</sub>-pitoisuudet. Pienet ja hetkelliset kuormituksen nousut eivät vaikuta suodoksen NH<sub>4</sub>-N-pitoisuuksiin. Selvästi suu-

remppi vaikutus on kalsiumkarbonaatin syötöllä, jonka seurauksena pH nousi  $>7,0$  ja alkaliteetti  $>1,0$ . Myös  $BOD_7$ -kuormitus korreloi selkeästi suodoksen  $BOD_7$ -pitoisuuteen. Mitä korkeampi on syötön  $BOD_7$ -kuormitus, sitä suurempi on myös suodoksen  $BOD_7$ -pitoisuus. Korkean kuormituksen vaikutus ei kuitenkaan näkynyt heti kohonneina  $BOD_7$ -pitoisuuksina ja sama päti myös kuormituksen pienemiseen. Vaihtelevista kuormituksista huolimatta suodoksen  $BOD_7$ -keskiarvo oli 38 mg/l, ja vähenemä keskimäärin 98 %.

Kalvovyksiköllä parhaaseen ammoniumtyypen poistoon päästiin ajalla 15.11–13.12. Tuolla ajalla suodoksen ammoniumtyyppipitoisuus oli keskimäärin 39 mg/l ja parhaimmillaan 9,9 mg/l. Ammoniumtyyppikuormitus oli tuolloin 0,05–0,1 g  $NH_4-N/(g\ MLVSS)d$  ja  $BOD_7$ -kuormitus 0,1–0,2 g  $BOD_7/(g\ MLVSS)d$ . Lietteen pH oli keskimäärin 7,2 ja suodoksen alkaliteetti 0,93–1,52 mmol/l. Kalsiumkarbonaatin syöttö oli 1.11–23.11 340 g/d ja siitä eteenpäin 160 g/d, (8,5-4) g/l suodosta. Suodoksen fosforipitoisuus tuona ajanjaksona oli 0,45–3,0 g/l. Tässä työssä ei optimoitu fosforinpoistoa. Kalsiumkarbonaatti osoittautui pitkävaikutteisuuksiensa ansiosta paremmaksi vaihtoehdoksi kuin natriumhydroksidi, kun kyseessä oli panossyöttöinen prosessi. Jatkotutkimuksissa olisi tarpeen kokeilla natriumhydroksidin ja kalsiumkarbonaatin syötön yhdistämistä nitrifikaation parantamiseksi liiallisesta kalsiumkarbonaatin syötön aiheuttamien tukkeutumisongelmien vuoksi.

Parhaaseen ammoniumtyypen poistumaan päästiin panosreaktorissa (SBR) ammoniumtyyppikuormituksen ollessa alle 0,05 g  $NH_4-N/(g\ MLVSS)\ d$ . Tuolloin kalsiumkarbonaatin syöttö oli 4 g poistettua kirkastelitraa kohden, lietteen pH yli seitsemän ja suodoksen alkaliteetti yli 1,0 mg/l.

Tämän tutkimuksen perusteella voidaan todeta, että onttokuitukalvosuodatukseen perustuvalla jäteveden käsittelyllä päästään kuormitusten vaihteluista huolimatta vakioisempaan ja parempaan puhdistustulokseen kuin perinteisellä panossyöttöisellä aktiivilietemenetelmällä.

## LÄHTEET

### **Painetut lähteet**

- 1 Antila, Anna-Maija - Karppinen, Maarit- Leskelä, Markku – Mölsä, Heini – Pohjakallio, Maija, Tekniikan kemia. Oy Edita Ab 2000.
- 2 Caetano, Ana – Norberta De Pinho, Maria – Drioli, Enrico – Muntau, Herbert, Membrane Technology: Applications to Industrial Wastewater Treatment. Kluwer Academic Publishers 1995.
- 3 Environmental protection agency, Process design manual for nitrogen control. 1975.
- 4 Mc Harness, D.D. - Mc Carty, P.L., Field study of nitrification with submerged filter. EPA-R2-73-158. 1973.
- 5 Isoaho, Simo – Valve, Matti, Vesikemian perusteet. Otakustantamo 1986.
- 6 IWA Programme Committee, Water Science & Technology, 4<sup>th</sup> World Water Congress: Innovation in Wastewater Treatment Processes. IWA Publishing 2005.
- 7 Lee, C.-H.–Lee, S., Water Science & Technology, Water Environment - Membrane Technology. IWA Publishing 2004.
- 8 Mathew, K. - Ho, G., Water Science & Technology, Onsite Wastewater Treatment, Recycling and Small Water and Wastewater Systems. IWA Publishing 2004.

- 9 Mara, Duncan - Horan, Nigel, The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press 2003.
- 10 Rantanen, Pirjo – Aurola, Anne-mari – Hakkila, Kirsi – Hernesmaa, Anne – Jørgensen, 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 ympäristökeskus. Oy Edita Ab 1999.
- 11 Salkinoja-Salonen, Mirja, Mikrobiologien perusteet. Gummerus Kirjapaino Oy 2002.
- 12 Scragg, A. Environmental Biotechnology. 1999. Longman.
- 13 Stephenson, Tom – Judd, Simon – Jefferson, Bruce – Brindle, Keith, Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. IWA Publishing 2000.
- 14 Suomen Galvanotekninen Yhdistys, Pintakäsittelylaitosten vesien käsittely. Gummerus Kirjapaino Oy 2003.
- 15 Öztürk, İ. - Ho, G. – Orhon, D. – Tanik, A. – Sarikaya, H. Z., Water Science & Technology, Small Water and Wastewater Systems V. IWA Publishing 2002.

### **Painamattomat lähteet**

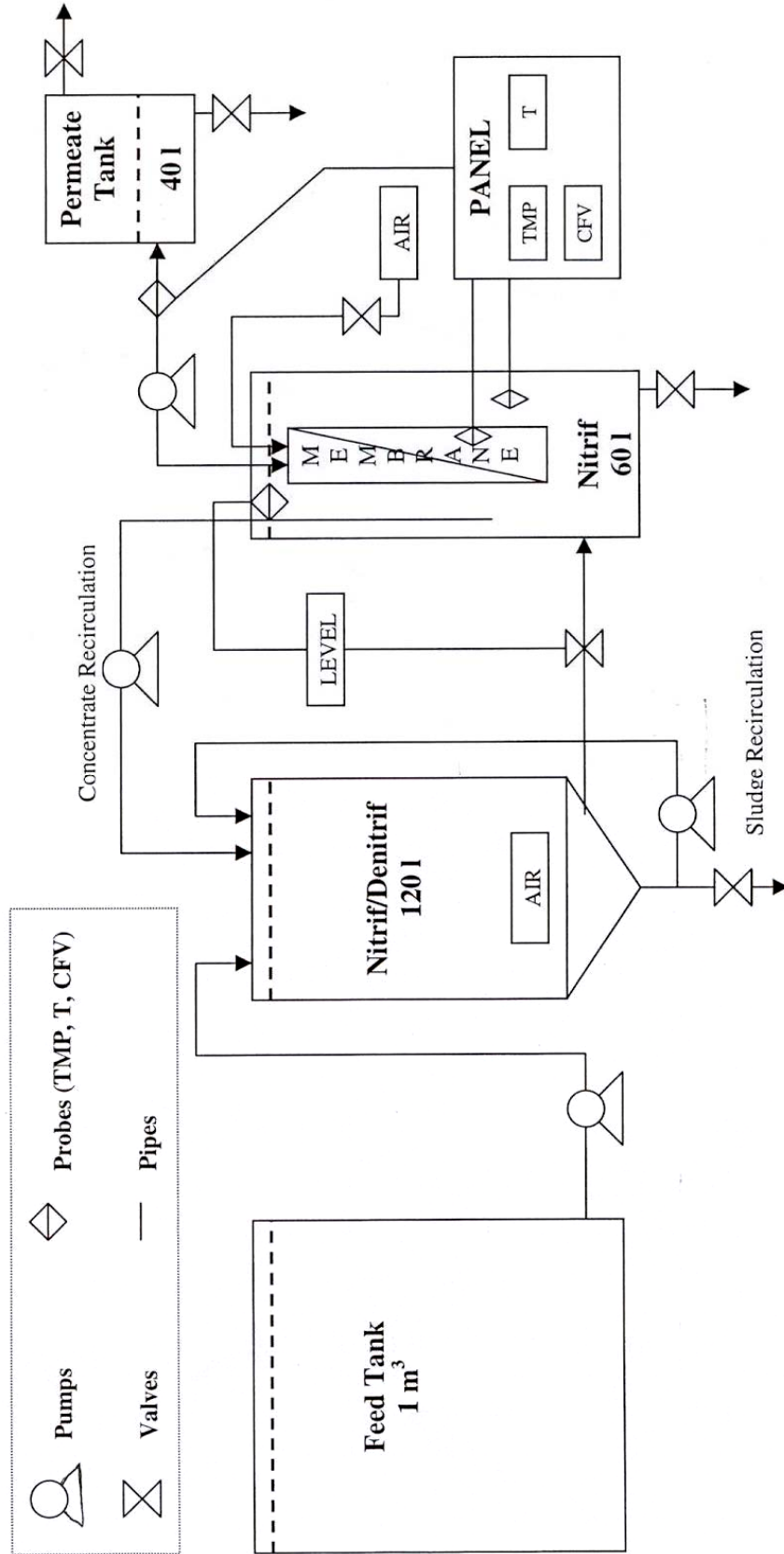
- 16 Auberville, Claire, Sequencing batch reactor and membrane bioreactor applied to the treatment of landfill leachate. Training report: 2005.
- 17 Jian ,Huilan, Purification of landfill leachates by using lab-scale sequencing batch reactors. Tutkintotyö TAMK 2004.
- 18 Laatuksikirja. Pirkanmaan ympäristökeskus.
- 19 Tchobanoglous, George, The strategic importance of decentralized wastewater management in the twenty-first century.
- 20 Valkeapää, Timo, Maitotilan jätevesienpuhdistus biologis-kemiallisella panospuhdistamolla. Tutkintotyö TAMK 2003.
- 21 ZENON GmbH, Manual for ZeeWeed 10 ultrafiltration plant type G34. 2004.

### **Sähköiset lähteet**

- 22 Etelä-Karjalan jätehuolto Oy. [WWW-sivu]. [viitattu 12.10.2005]  
Saatavissa: <http://www.ekjh.fi/index.shtml>.
- 23 Hänninen, Kari, Ympäristökemian perusteet. Jyväskylän bio- ja ympäristötieteiden laitos. Jyväskylän yliopisto. [WWW-sivu]. [viitattu 18.10.2005] Saatavissa: <http://www.jyu.fi/bio/ymp/alisivut/ympkemia.doc>.
- 24 Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. [WWW-sivu]. [viitattu 31.8.2005] Saatavissa: <http://www.kvvy.fi>.



- 25 Maa- ja elintarvike-talouden tutkimuskeskus. [WWW-sivu]. [viitattu 4.10.2005] Saatavissa: <http://www.mtt.fi/ajankohtaista/tiedotteet/991203.html>.
- 26 Pirkan Voima. [WWW-sivu]. [viitattu 3.1.2006] Saatavissa: <http://www.pirkanvoima.fi>.
- 27 Valtion säädöstietopankki. [WWW-sivu]. [viitattu 16.1.2006] Saatavissa: <http://www.finlex.fi>.
- 28 Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu. [WWW-sivu]. [viitattu 31.8.2005] Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi>.
- 29 Vapaatietosanakirja. [WWW-sivu]. [viitattu 3.1.2006] Saatavissa: <http://fi.wikipedia.org>.
- 30 Vapo Oy. [WWW-sivu]. [viitattu 3.1.2006] Saatavissa: <http://www.vapo.fi>.
- 31 YTV. [WWW-sivu]. [viitattu 3.1.2006] Saatavissa: <http://www.ytv.fi>.
- 32 ZENON Environmental. [WWW-sivu]. [viitattu 25.10.2005] Saatavissa: <http://www.zenon.com/mbr/>.



### 3 System Specifications

#### 3.1 ZW Module specifications

Model	ZW-10, Submersible Module
Configuration	Outside/In Hollow Fiber
Nominal Membrane Surface Area	0.93 m <sup>2</sup>
Membrane Type	Varies with chemistry
Weight of Module (Drained)	1.9 kg
Weight of Module (Wet)	2.1 kg
Permeate (Fiber Side) Hold-up Volume	0.13 liters

Contact Zenon Membrane Products to determine chemistries and pore sizes available.

#### 3.2 ZW-10 System specifications

Designation	ZW-10 Bench Test Unit
Electrical service required	240 V, 50 Hz, 16A
Process tank total volume	100 L
Process tank working volume, nominal	90 L
Backpulse tank total volume	40 L
Backpulse tank working volume	35 L
Shipping weight	120 kg
Operating weight	2000 kg
Process tank size	40 cm Ø x 75 cm H

#### 3.3 Operating Limits

Maximum pump capacity	1,2 liters/minute
Maximum Transmembrane Pressure	62 kPa @ 40°C
Typical Operating TMP	10-50 kPa @ 40°C
Maximum Operating Temperature	40°C
Operating pH range	5-9
Maximum Cleaning Temperature	40°C
Cleaning pH Range	2-10.5
Maximum OCI Exposure (see note)	1000 mg/L
Maximum TMP Back Wash Pressure	55 kPa
Maximum Aeration Flow per Module	3.6 m <sup>3</sup> /h

Note: Higher OCI concentrations can occasionally be used. Contact Zenon Membrane Products.

Laimentamaton jätevesi											
	pH	NH4-N (mg/l)	Ntot (mg/l)	COD (mg/l)	BOD7 (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	FSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)	Pd (mg/l)	Alk. (mmol/l)
Keskiarvo	6,3	2667	2860	9060	5850	3543	1008	228	53,2	36,3	40,9
Keskihajonta	0,5	361	391	1940	1344	2044	1054	311	26,4	16,8	23,3
Min	5,6	2200	2400	7300	4900	2100	260	32	30,0	27,0	10,0
Max	7,1	3100	3300	25000	22000	7800	3100	850	100,0	70,0	73,7
Kpl	6	6	5	5	2	7	6	6	6	6	6

Laimennettu jätevesi											
	pH	NH4-N (mg/l)	Ntot (mg/l)	COD (mg/l)	BOD7 (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	FSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)	Pd (mg/l)	Alk. (mmol/l)
Keskiarvo	6,7	942	1023	2745	1990	918	135	19	12,3	9,4	15,8
Keskihajonta	0,7	262	351	1143	762	380	116	20	2,5	2,3	6,8
Min	5,8	560	600	1300	920	410	48	2	9,3	6,7	9,9
Max	7,7	1400	1700	4500	2800	1500	460	72	18,0	15,0	34,8
Kpl	11	11	10	11	8	9	11	10	11	10	11

Syötetty jätevesi (MBR)											
	pH	NH4-N (mg/l)	Ntot (mg/l)	COD (mg/l)	BOD7 (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	FSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)	Pd (mg/l)	Alk. (mmol/l)
Keskiarvo	7,5	930	939	2888	1581	1020	224	42	15,1	11,3	19,7
Keskihajonta	0,7	353	294	3900	846	1373	262	84	17,0	13,7	17,0
Min	5,8	520	600	580	300	170	48	2	6,4	5,3	9,9
Max	7,9	2100	1700	19000	2800	6100	1000	360	88,0	67,0	91,7
Kpl	22	23	19	21	14	17	23	18	21	19	23

Syötetty jätevesi (SBR)											
	pH	NH4-N (mg/l)	Ntot (mg/l)	COD (mg/l)	BOD7 (mg/l)	TOC (mg/l)	TSS (mg/l)	FSS (mg/l)	P <sub>tot</sub> (mg/l)	Pd (mg/l)	Alk. (mmol/l)
Keskiarvo	6,8	966	988	2465	1894	811	141	21	11,1	8,5	15,7
Keskihajonta	0,6	160	177	1417	940	496	103	19	2,9	2,5	7,4
Min	5,8	560	600	550	360	220	60	2	6,4	5,5	2,7
Max	7,8	1200	1200	4500	2800	1500	460	72	18,0	15,0	34,8
Kpl	15	14	11	15	12	11	15	13	14	14	13

**Esiyksikön sekoitusaikataulu**

<b>Esiyksikön sekoitus</b>	
<b>Päälle</b>	<b>Pois päältä</b>
11:50	12:10
12:30	12:50
13:10	13:30
13:50	14:10
14:30	14:50
15:10	15:30
15:50	16:10
16:30	16:50
17:10	17:30
17:50	18:10
18:30	18:50
23:10	23:30
23:50	0:10
0:30	0:50
1:10	1:30
1:50	2:10
2:30	2:50
3:10	3:30
3:50	4:10
4:30	4:50
5:10	5:30
5:50	6:10
6:30	6:50

**Kiintoaine**

MLTSS eli mixed liquor total suspended solids tarkoittaa lietteen sisältämää kiintoainetta (mg/l). Kiintoaine on tavallisesti aggregoitunut ja flokkautunut suuremiksi partikkeleiksi. Normaalisti tällaisen lietteen kiintoaine vaihtelee 1500 ja 3500 mg/l välillä. Vertailun vuoksi kerrottakoon, että puhtaan kirkkaan veden kiintoainepitoisuus on alle 1,0 mg/l. /12, 24/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardeihin SFS-EN 872 ja SFS-3008. /18/

Veden kiintoainepitoisuus määritellään sen hiukkasmäärän massana näytetilavuutta kohti, mikä suodatettaessa standardin SFS-EN 872 ja tämän menetelmäohjeen mukaisesti jää jäljelle erikseen mainitulle suodattimelle (Suodatuksessa käytetään Whatman GF/A lasikuitusuodatinta). Näyte suodatetaan suodattimen läpi vakuumi- tai painesuodatuslaitteen avulla. Tämän jälkeen suodatin kuivataan 105°C lämpötilassa ja suodattimelle jääneen jäännöksen massa punnitaan.

$$MLTSS = \frac{1000 \cdot (b - a)}{V} \quad \text{jossa}$$

MLTSS = kiintoaineen pitoisuus, mg/l

a = suodattimen massa ennen suodatusta, mg

b = suodattimen massa suodatuksen jälkeen, mg

V = näytteen tilavuus, ml

## Hehkutusjäännös

Lietteen epäorgaaninen kiintoaine, eli hehkutusjäännös on sen aineen massa, joka jää jäljelle, kun näytteen kuivaa kiintoainetta hehkutetaan 550°C lämpötilassa. Lietteen epäorgaaninen kiintoaines on lyhenteeltään MLFSS (mixed liquor fixed suspended solids). /12/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardeihin SFS-EN 872 ja SFS-3008. /16/

Hehkutusjäännös on sen aineen massa, joka jää jäljelle, kun näytettä hehkutetaan menetelmäohjeen mukaisesti. Hehkutusjäännös määritetään hehkuttamalla kiintoaineen kuivaa jäännöstä 550°C lämpötilassa ja punnitsemalla jäännös.

$$MLFSS = \frac{1000 \times (b - a + c)}{V}$$

MLFSS = kiintoaineen hehkutusjäännös, mg/l

b = suodattimen ja näytteen massa suodatuksen jälkeen, mg

a = suodattimen massa ennen kiintoaineen suodatusta, mg

c = suodattimen massa keskimääräinen häviö hehkutuksen aikana, mg

V = näytteen tilavuus, ml

## Alkaliteetti

Alkaliteetti eli haponsietokyky mittaa veden kykyä vastustaa pH:n muutosta happoa lisättäessä. Mittayksikkö alkaliteetille on mmol/l (millimoolia per litra). Jos esimerkiksi alkaliteetti on 0,1 mmol/l, vesi pystyy sitomaan happoa 0,1 tuhannesosamoolia. /24/

**Taulukko 1.** Nesteiden puskurointikyky /4/

Ryhmä	Puskurikyky	Alkaliteetti (mmol/l)
1.	Hyvä	yli 0,2
2.	Tyydyttävä	0,1–0,2
3.	Välttävä	0,05–0,1
4.	Huono	0,01–0,05
5.	Loppunut	alle 0,01

*Standardi* Menetelmä perustuu Vesihallituksen Vesitutkimustoimiston ohjeeseen 21.1.1972. /18/

Alkaliteetti määritellään veden kykyä neutraloida vahva happo. Luonnonvesissä pääosan hapon kulutuksesta muodostaa bikarbonaatti-ioni ( $\text{HCO}_3^-$ ) tai mikäli veden pH-arvo on yli 8,3 karbonaatti-ioni ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Alkaliteetti määritetään titraamalla näyte pH-lukemiin 4,5 ja 4,2 käyttäen vetykloridihappoa titrausliuoksena. Näissä analyyseissä alkaliteetin titraus suoritetaan käsin titraamalla. Mitataan mitalitasilla 50 ml näytettä korkeaan dekanterilasiin ja titrataan 100 mmol/l HCl-liuoksella pH-arvoon 4,5.

Alkaliteetin arvo lasketaan seuraavasta kaavasta:

$$X = \frac{V_1 \times C}{V_2} \text{ jossa}$$

X = alkaliteetti, mmol/l

$V_1$  = vetykloridihappoliuoksen kulutus, ml

$V_2$  = näytetilavuus, ml

C = vetykloridihappoliuoksen korjattu konsentraatio



## Biokemiallinen hapenkulutus

Biologinen hapenkulutus, biological oxygen demand, BOD<sub>7</sub>, mittaa vedessä olevan orgaanisen aineen aiheuttamaa hapen kulumista. Hapen kuluminen aiheutuu, kun bakteerit käyttävät vedessä olevaa orgaanista ainetta energianlähteenään, jolloin kuluu happea ja syntyy hiilidioksidia. Hapen kulutus voidaan mitata, koska vesinäyte on suljetussa tilassa. /24/

Näytteen happipitoisuus mitataan kokeen alussa (esim. 10 mg O<sub>2</sub>/l) ja kokeen lopussa (esim. 6 mg O<sub>2</sub>/l). Erotus (4 mg O<sub>2</sub>/l) on biologinen hapen kulutus. Mittausväli on 7 vrk, tämän vuoksi BOD<sub>7</sub>. Tarvittaessa näyte on laimennettava, jotta happi ei kuluisi kokonaan loppuun. Laimennus on välttämätön jätevesien biologista hapenkulutusta mitattaessa. /24/

BOD<sub>7</sub>-arvo on puhtaissa vesissä alle 2 mg/l, jolloin sillä ei ole vaikutusta vesistön happitasapainoon. Jätevedet, joiden BOD<sub>7</sub>-arvo on suuri, lisäävät hapenkulutusta. Vesistövaikutus riippuu BHK-alkupitoisuudesta, joka on kuormitus/virtaama. Alkupitoisuuden ollessa alle 5 mg/l, hapenkulutus ei ole vielä merkittävää. Alkupitoisuuksilla 5-15 mg/l vesistön happitasapaino alkaa häiriintyä. Alkupitoisuuden ollessa yli 20 mg/l jätevesien purkualueella saattaa syntyä happikato. Esimerkiksi kuution virtaamalla (1 m<sup>3</sup>/s) tämä edellyttää BHK-kuormaa 1728 kg/d. /24/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardeihin SFS-EN 1899-1 ja SFS-EN 1899-2. /18/

Näytteeseen liuenneen hapen pitoisuus määritetään välittömästi ennen inkubuontia ja sen jälkeen, kun näytettä on inkuboitu pimeässä 7d ± 6h 20,0 ± 1,0 °C. Happipitoisuuksien erotuksen avulla lasketaan BOD<sub>7</sub>-arvo ottaen huomioon siirroksen ja laimennusveden hapen kulutuksesta aiheutuvat korjaukset.

Biokemiallinen hapenkulutus (mg/l) saadaan laskettua kaavasta:

$$BOD_7 = \frac{V_2 \times [(P_1 - P_2) - (P_3 - P_4)]}{V_1} + (P_3 - P_4) \text{ jossa}$$

$BOD_7$  = biokemiallinen hapenkulutus, mg/l, seitsemän vuorokauden aikana

$V_2$  = näytteen tilavuus, yleensä 1000 ml

$P_1$  = näytteen happipitoisuus inkuboinnin alussa, mg/l

$P_2$  = näytteen happipitoisuus inkuboinnin jälkeen, mg/l

$P_3$  = laimennusveden happipitoisuus inkuboinnin alussa, mg/l

$P_4$  = laimennusveden happipitoisuus inkuboinnin jälkeen, mg/l

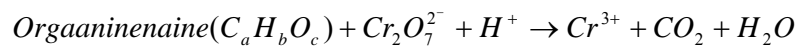
$P_3 - P_4$  = nollanäytteen hapenkulutus, mg/l

$V_1$  = alkuperäisen näytteen tilavuus, ml

## Kemiallinen hapenkulutus

Kemiallinen hapenkulutus, chemical oxygen demand,  $COD_{Cr}$ , mittaa vedessä olevien kemiallisesti hapettavien orgaanisten aineiden määrää. Määrittäminen kestää kolme tuntia. Analyysissä tutkitaan jäteveden kuluttamaa happimäärää hapetusreaktiossa dikromaattisessa kuumassa liuoksessa katalyytin läsnä ollessa.  $COD$ :n analyysituloksiin vaikuttaa kaikki hapettava aine, eli tavallisimmin orgaaniset yhdisteet, mutta myös tietyt hapettuvat suolat (sulfidit ja sulfaatit). Ainoastaan tietyt tyypiyhdisteet ja aromaattiset hiilivedyt eivät hapetu tällä menetelmällä. Määritelmänsä takia  $COD$ -käsite ei ole enää edustava, jos klorideja on yli 2g/l. Yleensä  $COD$ -arvo on suurempi kuin  $BOD$ -arvo, ja monissa jätevesissä  $COD/BOD$  on vakio. /11, 14, 24/

Hapetus tapahtuu siis voimakkaan kemiallisen hapettimen (kaliumdikromaatti) avulla happamassa ympäristössä ja korkeassa lämpötilassa seuraavan yhtälön mukaisesti: /11/



Puhtaasta vedestä mitataan tavallisimmin  $COD_{Mn}$ -arvo, joka ilmoitetaan mg  $O_2/l$ . Aikaisemmin käytössä ollut ns. permanganaattiluku ( $KMnO_4$ -luku) saadaan jakamalla  $COD_{Mn}$ -arvo luvulla 0,253. /24/

Huomattavasti vahvempi hapetus on niin sanottu dikromaattikulutus ( $COD_{Cr}$ ). Nämä arvot ovat moninkertaisia  $COD_{Mn}$ -arvoihin verrattuna eivätkä ole siten toisiinsa verrattaviassa. Jätevesidirektiivissä on kehoitettu määrittämään jätevesistä  $COD_{Cr}$ -kulutus, joka tehdään nykyisin aikaisemman  $COD_{Mn}$  - määrittämisen asemesta. /24/

$COD_{Mn}$ -määrittämisessä hapettuvat osittain myös humusyhdisteet, joten se kuvaa samalla vesien humusleimaisuutta. Humusvesissä  $COD_{Mn}$ -arvo on 10-20 mg  $O_2/l$ . Värittömien vesien  $COD_{Mn}$ -arvo on 4-10 mg  $O_2/l$ . Jätevedet, jotka sisältävät orgaanisia aineita, lisäävät  $COD_{Mn}$ -arvoa. /24/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS 5504. /18/

Näytettä keitetään kaksi tuntia suljetussa näyteputkessa väkevän rikkihapon, elohopeasulfaatin, hopeakatalysaattorin ja tunnetun kaliumdikromaattimäärän kanssa.

Rikkihapon konsentraatio hapetuksen aikana on noin 9,5 mol/l. Näytteessä oleva hapettava aine pelkistää osan dikromaatista. Jäljelle jäävä dikromaattimäärä määritetään titraamalla rauta(II)liuoksella. COD<sub>Cr</sub>-arvo lasketaan happena näytteen kuluttamasta dikromaattimäärästä. Yksi mooli dikromaattia (Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup>) vastaa 1,5 moolia happea (O<sub>2</sub>).

Näytteen kemiallinen hapenkulutus, COD<sub>Cr</sub>-arvo, lasketaan seuraavasti:

$$COD_{Cr} = \frac{8000 \times C_{Fe} \times (V_3 - V_4)}{V_5}, \text{ jossa}$$

COD<sub>Cr</sub> = näytteen kemiallinen hapenkulutus, mg/l

C<sub>Fe</sub> = rauta(II)liuoksen konsentraatio, mol/l

V<sub>3</sub> = nollanäytteen kuluttama rauta(II)liuoksen tilavuus, ml

V<sub>4</sub> = näytteen kuluttama rauta(II)liuoksen tilavuus, ml

V<sub>5</sub> = määrittämiseen käytetty näytetilavuus, ml

8000 = kerroin, joka on muuntokertoimen (mg/g) ja hapen moolimassan (g/mol) puolikkaan tulo

## Orgaaninen kokonaishiili

Hiili on yksi tärkeimmistä alkuaineista mikrobien kasvulle. Viisikymmentä prosenttia solun kuivapainosta on hiiltä, jonka lisäksi kaikki organismit tarvitsevat hiiltä jossakin muodossa. Hiili muodostaa selkärangan kolmelle orgaaniselle ravinneryhmälle; hiilihydraateille, lipideille ja proteiineille. Nämä yhdisteet takaavat energian solun kasvuun ja toimivat rakenneosana solulle. /9/

Orgaaninen kokonaishiili eli total organic carbon, TOC, mittaa partikkelimuodossa olevan orgaanisen hiilen (POC) sekä liuenneen orgaanisen hiilen kokonaismäärää (DOC). Mittaaminen on nopeaa ja automatisoitua sekä soveltuu myös hyvin pienten pitoisuuksien mittaamiseen. Haihtuva orgaaninen hiili (VOC) saattaa aiheuttaa ongelmia mittauksessa, ja näytteen epäorgaaninen hiili on eliminoitava (pH:n lasku). Orgaaninen hiili hapetetaan uunissa hiilidioksidiksi ( $C \rightarrow CO_2$ ) katalyytin läsnä ollessa. /11, 28/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS-EN 1484. /18/

Orgaaninen kokonaishiili (TOC) on vedessä olevan liuenneeseen aineeseen tai kiintoaineeseen orgaanisesti sitoutuneen hiilen yhteismäärä. Epäorgaaninen hiili poistetaan kuplittamalla O<sub>2</sub>- kaasulla hapanta (pH < 2) näytettä, joten käytännössä mitataan haihtumatonta orgaanista hiiltä (NPOC). Tässä menetelmässä kokonaishiili määritetään SHIMADZU TOC-Vcph analysaattorilla. Orgaaninen hiili poltetaan hiilidioksidiksi, hapettuminen varmistetaan katalyyttisesti ja vapautuvan hiilidioksidin määrä mitataan IR-detektorilla.

## Kokonaistyyppi

Kaikki organismit tarvitsevat typpeä jossakin muodossa. Typpi on perusosa aminohapoissa, jotka muodostavat solussa proteiinia. /9/

Kokonaistyyppi ilmoittaa veden kokonaistyyppipitoisuuden. Siihen sisältyvät kaikki typen esiintymismuodot, kuten orgaaninen typpi ja typen epäorgaaniset muodot. Nitraatin, nitriitin ja ammoniumtypen pitoisuudet voidaan mitata myös erikseen. Jätevesissä kokonaistypen yksikkönä käytetään mg/l eli 1000 µg/l. /24/

Luonnontilaisten kirkkaiden vesien typpipitoisuus on tavallisesti väliltä 0,2 ja 0,5 mg/l. Humusvesissä taso on hiukan korkeampi 0,4–0,8 mg N/l. Hyvin ruskeissa vesissä typpeä on luonnostaakin yli 1,0 mg/l. /24/

Standardi Menetelmä perustuu standardiin SFS 5505, vahvistettu 22.8.1988 /18/

## Ammoniumtyppi

Ammonium on typen epäorgaaninen yhdiste. Mittayksikkönä ammoniumtyypelle,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , käytetään mg/l. Ammoniumtyppi hapettuu nitrifikaatiossa nitriitin kautta nitraatiksi. Samalla kuluu happea ja pH-arvo laskee. Käytännössä vaikutus jää kuitenkin vähäiseksi, mikäli pitoisuusnousu on pienempi kuin 0,1 mg/l. Mikäli vedessä on runsaasti  $\text{NH}_4$ -tyypeä ja pH nousee 8,5:teen tai korkeammalle, alkaa veteen muodostua ammoniakkia( $\text{NH}_3$ ). /24, 28/

Luonnonvesissä ammoniumtyypeä on yleisesti muutamasta kymmenestä muutama sataan mikrogrammaan litrassa. Yleensä sitä on vähemmän kuin nitraattityypeä. Runsas, yli 1,0 mg/l ammoniumtyyppipitoisuus viittaa jätevesipäästöihin. Tavallisesti ammoniumtyypeä on luonnonvesissä vain vähän ja yleensä päällysveden pitoisuudet ovat pienempiä kuin 0,01–0,03 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$ . Alusveden pitoisuustaso on hiukan korkeampi. Vertailun vuoksi kerrottakoon, että ammoniumpitoisuuden raja-arvo hyvälle talousvedelle on alle 0,5 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$ . /24, 28/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS 5505, vahvistettu 22.8.1988 /18/

Ammoniakki tislataan indikaattoria sisältävään booriliuokseen. Ammoniakki määritetään tisleestä tislaamalla rikkihapolla. Ammoniumtyppi tulokset lasketaan kaavasta:

$$X = \frac{(V_3 - V_4) \times C \times 14 \times 2 \times 10^6}{V} \quad \text{jossa}$$

X = nollanäytteen ammoniumtyyppipitoisuus,  $\mu\text{g/l}$

$V_3$  = näytteen titraukseen kulunut rikkihappomäärä, ml

$V_4$  = nollanäytteen titraukseen kulunut rikkihappomäärä, ml

C = rikkihapon konsentraatio, mol/l

V = tislaukseen otettu näytemäärä, ml

14 = typen moolimassa, g/mol

$10^6$  = muuntokerroin g:sta  $\mu\text{g:n}$

2 = muuntokerroin 2-arvoisella hapolla titrattaessa

## Nitraattityppi

Nitraatti,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\mu\text{g/l}$ , on typen epäorgaaninen yhdiste ja vesien tuotannon kannalta keskeinen ravinne. Hapellisissa oloissa nitraattia muodostuu ammoniumtypestä hapettumalla. Hapettomissa oloissa käy päinvastoin. Esimerkkinä kerrottakoon, että luonnonvesissä nitraattia esiintyy yleisesti muutamasta kymmenestä muutamaan sataan mikrogrammaan litrassa. Talousvedessä nitraattia saa olla enintään 25 mg/l eli 6 mg/l nitraattityppeä. /28/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS 3030, vahvistettu 15.10.1990 ja standardiin SFS 3029, vahvistettu 26.3.1976. /18/

Määrittäminen tehdään laskennallisesti menetelmäohjeiden 213 ja 212 mukaisesti määritettyjen pitoisuuksien perusteella. Veden nitraattipitoisuus on veden nitraatti- ja nitriittitypen summan ja veden nitriittitypen välinen erotus.



## Kokonaisfosfori

Fosfori on moniarvoinen epämetalli, jota esiintyy yleisesti epäorgaanisena fosfaattina ja löytyy kaikista elävistä soluista, mutta ei koskaan puhtaana alkuaineena.

Fosfori ei liukene veteen, mutta liukenee hiilisulfidiin. Fosfori on hyvin reaktiivinen ja hehkuu heikosti yhdistyessään happeen. Fosforia ilmenee eri muodoissa ja on tärkeä alkuaine eläville organismeille sekä aiheuttaa rehevöitymistä vesistöissä. Rehevöitymistä seuraa kun asumajätevedet, johdetut sadevedet, liete tai pelloilta huuhtoutuvat ravinteet aiheuttavat suurta ravinteidenlisäystä järvessä. Suomen järvet ovat erittäin herkkiä rehevöitymiselle ja fosfori vaikuttaa jo pieninäkin määrinä. Suomalainen hapan maaperä sitoo itseensä voimakkaasti fosforia, tämän vuoksi fosforia käytetään runsaasti lannoitteissa. /25/

*Standardi* Menetelmä perustuu kumottuun standardiin SFS 3026, vahvistettu 24.2.1986. /18/

Kokonaisfosfori määritetään joko suodattamattomasta näytteestä tai suodoksesta, joka on saatu suodattamalla näyte kalvo- tai lasikuitusuodattimen läpi. Orgaaniset fosfaattikompleksiyhdisteet ja orgaanisesti sitoutunut fosfori muutetaan ortofosfaattiksi peroksidisulfaattihajoituksella happamissa olosuhteissa. Hajotus tapahtuu suljetussa astiassa paineen alaisena. Liuoksessa, joka on rikkihapon suhteen noin 0,2 mol/l, ortofosfaatti muodostaa molybdaatin ja kolmiarvoisen antimonin kanssa antimoni- 12-fosforimolybdeenihappoa. Askorbiinihappo pelkistää sen siniseksi kolloidiseksi kompleksiyhdisteeksi. Kompleksiyhdisteen absorbanssi, joka mitataan 880 nm aallonpituudella, on verrannollinen ortofosfaattipitoisuuteen.

**pH**

pH eli happamuus ilmaistaan vetyionikonsentraation negatiivisena logaritmina. Siis  $\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}_3\text{O}^+]$ . Tämä merkitsee vetyionikonsentraation kymmenkertaistumista pH:n muuttuessa yhden yksikön (esim. 7  $\rightarrow$  6). pH-arvon ollessa seitsemän, sekä vetyionien että hydroksyyli-ionien määrä on sama eli  $10^{-7}$ . /1, 24/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS 3021. /18/

pH- arvo määritetään potentiometrisesti pH-mittarilla, johon on liitetty yhdistelmäelektrodi.

**Sähkönjohtokyky**

Sähkönjohtavuus mittaa vedessä olevien liuenneiden suolojen määrää. Suuri arvo kertoo korkeasta suolapitoisuudesta. /24/

*Standardi* Menetelmä perustuu standardiin SFS-EN 27888. /18/

Sähkönjohtavuus määritetään virtatiheyden ja sähkökentän voimakkuuden osamääränä. Mittaus suoritetaan mittakennoilla varustetulla johtokykymittarilla 25°C lämpötilassa ja tulos ilmoitetaan millisiemensinä metriä kohti (mS/m).

**Sameus**

Sameus määrittyy vertaamalla näytteen ja tunnetun vertailuliuoksen annetuissa olosuhteissa aiheuttaman valonsironnan voimakkuutta. Sameus ilmoitetaan FNU-yksikkönä (Formazine Nephelometric Unit. /18/

*Standardi* Menetelmä perustuu 30.6.2000 kumottuun standardiin SFS-EN 27027, vahvistettu 19.9.1994. /18/

## Lieteindeksi

Lieteindeksi, SVI, saadaan laskettua, kun lietettä laskeutetaan 1000 ml mittalasissa 30 minuutin ajan, minkä jälkeen mitta-asteikosta luetaan laskeutuneen lietteen tilavuus ( $SV_{30}$ ). Lieteindeksi voidaan laskea kaavasta kahdeksan, kun tunnetaan lietteen kiintoainepitoisuus MLSS ja laskeutuneen lietteen tilavuus. Mitä pienempi arvo on, sitä paremmin liete laskeutuu. /11, 12/

$$SVI = SV_{30}(\text{ml} / \text{l}) / MLSS(\text{g} / \text{l})$$

Tavallisesti pyritään lieteindeksiin, joka on  $<120$ . Lietteiden paisunta, eli Bulking-ilmiö on kyseessä, kun  $SVI > 200$ . Bulking-ilmiötä aiheuttavat:

- rihmamaiset organismit
- happipitoisuus
- jäteveden ravinnepitoisuus ja pH
- lietekuorma; alhainen lietekuorma selektoi tiettyjä rihmamaisia mikrobeja ja liian korkea lietekuorma aiheuttaa pieniä huonosti laskeutuvia flokkeja