

Opinnäytetyö (AMK)

Bio- ja elintarviketekniikka

Biotekniikka

2014

Jouko Tuomi

HÄIRIÖTILANTEIDEN VAIKUTUS TURUN SEUDUN PUHDISTAMON AKTIIVILIETEPROSESSIIN JA MIKROBIKANTAAN



TURUN AMMATTIKORKEAKOULU
TURKU UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

ALKUSANAT

Tämä opinnäytetyö tehtiin Turun seudun puhdistamo Oy:lle kesän 2013 aikana. Tahdon kiittää ohjaavaa opettajaa Kai Rosenbergia auttavasta ja ammattitaitoisesta asenteesta kaikkeen työhön liittyvään.

Kiitokset kuuluvat myös Turun seudun puhdistamo Oy:n ja Kemira Operon Oy:n henkilökunnalle, jotka ovat käyttäneet aikaa ja vaivaa työni aiheen muotoutumiseen, sekä työn edistymiseen.

Erityisesti kiitos toimitusjohtaja Mirva Levomäelle opinnäytetyömahdollisuudesta, prosessivastaava Mika Mäkilälle ohjauksesta ja Timo Yli-Kyynylle työn avustuksesta, opponoinnista, sekä työparina olemisesta. Kiitän Jarkko Laantia, Esa Malmikareta, Kaarlo Merikalliota, Juha Nurmea, Vesa Junnolaa ja Jere Tuomista opastuksesta sekä käytännön avusta.

Opinnäytetyön tekeminen Turun seudun puhdistamo Oy:ssä oli mielenkiintoinen ja opettava kokemus. Aihe antoi melkoisesti syventävää tietoa etenkin aktiivilieteprosessista, jota sittemmin on jo kyennyt hyödyntämään työelämässä. Työn tekeminen rennossa ja hyvässä ilmapiirissä oli varsin mielekästä, joten toivon mukaan opinnäytetyö oli myös työnantajan näkökulmasta onnistunut.

Turussa 15.4.2014

Jouko Tuomi

OPINNÄYTETYÖ (AMK) | TIIVISTELMÄ

TURUN AMMATTIKORKEAKOULU

Bio- ja elintarviketekniikka | Biotekniikka

2014 | 82 + 38 sivua

Ohjaajat:

FK Kai Rosenberg, Turun ammattikorkeakoulu

Prosessivastaava Mika Mäkilä, Turun seudun puhdistamo Oy

Jouko Tuomi

HÄIRIÖTILANTEIDEN VAIKUTUS TURUN SEUDUN PUHDISTAMON AKTIIVILIIETEPROSESSIIN JA MIKROBIKANTAAN

Tämän opinnäytetyön tavoitteena oli kartoittaa häiriötilanteiden vaikutusta Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon toimintaan. Häiriötilanteet saattavat aiheuttaa merkittävää haittaa prosessin tehokkuudelle ja puhdistustuloksille. Tämän vuoksi oli aiheellista tutkia, mitä erilaisista häiriötilanteista on seurauksena ja kuinka seuraamuksia voisi ehkäistä tai lieventää.

Opinnäytetyö tehtiin touko-elokuussa 2013. Alkukesästä suoritettiin esivalmisteluja sekä teoreettista tarkastelua. Loppukesästä tehtiin käytännön osuus. Käytännön osuus käsitti panosreaktorissa tehdyt kemikaali- ja seisokkitestit. Testien tarkoituksena oli selvittää muuttuneiden olosuhteiden vaikutusta aktiivilietteeseen.

Kemikaalitestien mukaan aktiivilieteprosessi on herkkä olosuhteiden nopeille muutoksille. Prosessin toimivuutta kyetään seuraamaan monin mittauksin. Testeissä käytetyt hapenottokyky-, ravinnepitoisuus-, redoks-potentiaali- ja mikroskooppitarkastelu ovat käyttökelpoisia prosessintilan määritysmenetelmiä.

Seisokkitestien perusteella pitkäaikainen katkos aikaansaa muutoksia aktiivilietteeseen. Tilannetta kyetään havainnoimaan aistinvaraisesti ja mittauksilla. Huonoon kuntoon ajautunut aktiiviliete on mahdollista elvyttää turvaamalla hapensaanti ja biomassan määrä.

Aktiivilieteprosessin ohjausta on mahdollista kehittää siirtymällä online-mittaukseen. Typenpoiston optimoinnissa hapetus-pelkistysreaktioita mittaava redoks-potentiaali saattaisi olla käyttökelpoinen ohjausparametri.

ASIASANAT:

aktiiviliete, hapenottokyky, jätevedenpuhdistus, kemikaalit, seisokki, typenpoiston häiriö

BACHELOR'S THESIS | ABSTRACT

TURKU UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Biotechnology and Food Technology | Biotechnology

2014 | 82 + 38 pages

Instructors:

Kai Rosenberg, M.Sc. Turku University of Applied Sciences

Mika Mäkilä, Process expert, Turun seudun puhdistamo Ltd.

Jouko Tuomi

INFLUENCE OF PROCESS FAULTS ON ACTIVE SLUDGE PROCESS AND MICROBIOLOGY OF TURKU WASTEWATER TREATMENT PLANT

The aim of this Bachelor's thesis was to survey the influence of process faults on the operation of the Kakolanmäki wastewater treatment plant. Process faults may cause severe harm for the effectiveness and results of the treatment process. This prompted the examination of what follows from process faults and how to mitigate or prevent such consequences.

The Bachelor's thesis project lasted from May to August 2013. In the early summer, some preparations and theoretical examination were performed. The practical part of the thesis was performed in the late summer. It included chemical and stoppage tests performed in a batch reactor. The idea of the tests was to find out how changes in conditions influence the active sludge.

The chemical test results indicate that the active sludge process is vulnerable to rapid changes in conditions. However, these changes can be monitored many ways. Oxygen uptake rate, redox potential, nutrient content and microscopic examination are useful methods for measuring the state of the process.

The stoppage tests show how long downtime changes the structure of the active sludge. Still, the situation can be monitored by sensory evaluation and measurements. It is also possible to revive the active sludge after process failures by securing oxygen supply and biomass viability.

Process control could be developed by using online measuring. In optimizing nitrogen removal, redox potential could be a useful control parameter.

KEYWORDS:

active sludge, chemicals, nitrogen removal fault, oxygen uptake rate, stoppage, wastewater treatment

SISÄLTÖ

KÄYTETYT LYHENTEET	11
1 JOHDANTO	12
2 KAKOLANMÄEN JÄTEVEDENPUHDISTAMO	13
3 PUHDISTUSPROSESSI	14
3.1 Aktiivilieteprosessi	15
3.1.1 Esiselkeytys	16
3.1.2 Ilmastus	16
3.1.3 Jälkiselkeytys	17
4 AKTIIVILIEDEPROSESSI	18
4.1 Aktiivilieteprosessin mittaukset	18
4.1.1 pH-mittaus	18
4.1.2 Redoks-potentiaali	19
4.1.3 Ammoniumtyppi	19
4.1.4 Nitraatti	20
4.1.5 OUR	20
4.2 Aktiivilietteen eliöstö	21
4.2.1 Bakteerit	21
4.2.2 Flagellaatit eli siimaeliöt	22
4.2.3 Ameebat	22
4.2.4 Vapaasti liikkuvat ripsieläimet	23
4.2.5 Varrelliset ripsieläimet	23
4.2.6 Ryömivät ripsieläimet	24
4.2.7 Imukat eli suctoriat	24
4.2.8 Rataseläimet eli rotiferat	24
4.2.9 Nematodat eli sukkulamadot	25
4.2.10 Madot ja muut monisoluiset eliöt	25
5 TYPEN POISTO	26
5.1 Yleistä	26
5.2 Nitrifikaatio	26
5.2.1 Nitrifikaatiobakteerit	27

5.2.2 Nitrifikaatioprosessi	28
5.3 Denitrifikaatio	30
5.3.1 Denitrifikaatiobakteerit	32
5.3.2 Denitrifikaatioprosessi	32
6 KEMIKAALITESTIT	34
6.1 Nollanäyte	34
6.2 Materiaalit ja menetelmät	35
6.3 Työn suoritus	35
6.4 Suolahappo	36
6.4.1 Kemikaalin tiedot	36
6.4.2 Tavoite	36
6.4.3 Esivalmistelut	36
6.4.4 Tulokset	37
6.4.5 Tulosten tarkastelu	38
6.5 Natriumhydroksidi	39
6.5.1 Kemikaalin tiedot	39
6.5.2 Tavoite	39
6.5.3 Esivalmistelut	40
6.5.4 Tulokset	40
6.5.5 Tulosten tarkastelu	42
6.6 Natriumhypokloriitti	43
6.6.1 Kemikaalin tiedot	43
6.6.2 Tavoite	43
6.6.3 Esivalmistelut	44
6.6.4 Tulokset	44
6.6.5 Tulosten tarkastelu	46
6.7 WC-kemikaali (Thetford Aqua Kem Sachets)	47
6.7.1 Kemikaalin tiedot	47
6.7.2 Tavoite	47
6.7.3 Esivalmistelut	48
6.7.4 Tulokset	48
6.7.5 Tulosten tarkastelu	49
6.8 Dieselöljy	50
6.8.1 Kemikaalin tiedot	50
6.8.2 Tavoite	50

6.8.3 Esivalmistelut	50
6.8.4 Tulokset	51
6.8.5 Tulosten tarkastelu	52
6.9 Pesuaine (Fairy Original)	53
6.9.1 Kemikaalin tiedot	53
6.9.2 Tavoite	54
6.9.3 Esivalmistelut	54
6.9.4 Tulokset	54
6.9.5 Tulosten tarkastelu	56
6.10 Johtopäätökset	57
6.11 Virhetarkastelu	57
6.11.1 Suolahappo	59
6.11.2 Natriumhydroksidi	59
6.11.3 Natriumhypokloriitti	60
6.11.4 WC – kemikaali	61
6.11.5 Dieselöljy	61
6.11.6 Pesuaine	62
7 SEISOKKIKOKEET	63
7.1 Materiaalit ja menetelmät	63
7.2 Työn suoritus	64
7.3 24 h seisokki	64
7.3.1 Tavoite	64
7.3.2 Tulokset	65
7.3.3 Tulosten tarkastelu	66
7.4 44 h seisokki	67
7.4.1 Tavoite	67
7.4.2 Tulokset	67
7.4.3 Tulosten tarkastelu	68
7.5 72 h seisokki	69
7.5.1 Tavoite	69
7.5.2 Tulokset	69
7.5.3 Tulosten tarkastelu	71
7.5.4 Johtopäätökset	71
7.5.5 Virhetarkastelu	71
7.5.6 24 h seisokki	73

7.5.7 44 h seisokki	73
7.5.8 72 h seisokki	74
8 JOHTOPÄÄTÖKSET	75
8.1 Kemikaalitestit	75
8.2 Seisokkikokeet	76
9 YHTEENVETO	78
LÄHTEET	79

LIITTEET

- Liite 1. Työohjeet.
- Liite 2. Testeissä käytetyt välineet ja reagenssit.
- Liite 3. Suolahappokokeiden hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 4. Suolahappokokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 5. Natriumhydroksidikokeiden hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 6. Natriumhydroksidikokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 7. Natriumhypokloriittikokeiden hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 8. Natriumhypokloriitin laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 9. WC-kemikaalikokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 10. WC-kemikaalikokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 11. Dieselöljykokeiden hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 12. Dieselöljykokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 13. Pesuainekokeiden hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 14. Pesuainekokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 15. 24 h seisokkikokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 16. 24 h seisokkikokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 17. 44 h seisokkikokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 18. 44 h seisokkikokeen laskeutus- ja flokkikuvat.
- Liite 19. 72 h seisokkikokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset.
- Liite 20. 72 h seisokkikokeen laskeutus- ja flokkikuvat.

KUVAT

- Kuva 1. Kakolanmäen puhdistamon aktiivilieteprosessi. (Turun seudun puhdistamo Oy 2013) 15
- Kuva 2. Bakteeripopulaation kasvukäyrä. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 174) 29
- Kuva 3. Laskeutuvuus ennen suolahappokoetta. 89
- Kuva 4. Laskeutuvuus suolahappokokeen jälkeen. 89
- Kuva 5. Flokki ennen suolahappokoetta. 90
- Kuva 6. Flokki suolahappokokeen jälkeen. 90

Kuva 7. Laskeutuvuus ennen natriumhydroksidikoetta.	94
Kuva 8. Laskeutuvuus natriumhydroksidikokeen jälkeen.	94
Kuva 9. Flokki ennen natriumhydroksidikoetta.	95
Kuva 10. Flokki natriumhydroksidikokeen jälkeen.	95
Kuva 11. Laskeutuvuus ennen natriumhypokloriittikoetta.	99
Kuva 12. Laskeutuvuus natriumhypokloriittikokeen jälkeen.	99
Kuva 13. Flokki ennen natriumhypokloriittikoetta.	100
Kuva 14. Flokki natriumhypokloriittikokeen jälkeen.	100
Kuva 15. Laskeutuvuus ennen wc-kemikaalikoetta.	102
Kuva 16. Laskeutuvuus wc-kemikaalikokeen jälkeen.	102
Kuva 17. Flokki ennen wc-kemikaalikoetta.	103
Kuva 18. Flokki wc-kemikaalikokeen jälkeen.	103
Kuva 19. Laskeutuvuus ennen dieselöljykoetta.	106
Kuva 20. Laskeutuvuus dieselöljykokeen jälkeen.	106
Kuva 21. Flokki ennen dieselöljykoetta.	107
Kuva 22. Flokki dieselöljykokeen jälkeen.	107
Kuva 23. Laskeutuvuus ennen pesuainekoetta.	110
Kuva 24. Laskeutuvuus pesuainekokeen jälkeen.	110
Kuva 25. Flokki ennen pesuainekoetta.	111
Kuva 26. Flokki pesuainekokeen jälkeen.	111
Kuva 27. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.	113
Kuva 28. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.	113
Kuva 29. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.	114
Kuva 30. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.	114
Kuva 31. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.	116
Kuva 32. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.	116
Kuva 33. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.	117
Kuva 34. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.	117
Kuva 35. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.	119
Kuva 36. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.	119
Kuva 37. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.	120
Kuva 38. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.	120

TAULUKOT

Taulukko 1. Kakolanmäen puhdistamon raja-arvot. (LSVYT Oy 2013)	13
Taulukko 2. Aktiivilietteen bakteerisukuja. (Laitinen 2005, 3)	22
Taulukko 3. Suolahappo 1 testin tulokset.	37
Taulukko 4. Suolahappo 2 testin tulokset.	38
Taulukko 5. Suolahappo 1 testin eliöstömuutokset.	38
Taulukko 6. Suolahappo 2 testin eliöstömuutokset.	38
Taulukko 7. Natriumhydroksidi 1 testin tulokset.	41
Taulukko 8. Natriumhydroksidi 2 testin tulokset.	41
Taulukko 9. Natriumhydroksidi 3 testin tulokset.	41
Taulukko 10. Natriumhydroksidi 1 testin eliöstömuutokset.	42
Taulukko 11. Natriumhydroksidi 2 testin eliöstömuutokset.	42
Taulukko 12. Natriumhydroksidi 3 testin eliöstömuutokset.	42
Taulukko 13. Natriumhypokloriitti 1 testin tulokset.	45
Taulukko 14. Natriumhypokloriitti 2 testin tulokset.	45
Taulukko 15. Natriumhypokloriitti 4 testin tulokset.	45

Taulukko 16. Natriumhypokloriitti 1 testin eliöstömuutokset.	46
Taulukko 17. Natriumhypokloriitti 2 testin eliöstömuutokset.	46
Taulukko 18. Natriumhypokloriitti 4 testin eliöstömuutokset.	46
Taulukko 19. WC-kemikaali testin tulokset	49
Taulukko 20. WC-kemikaali testin eliöstömuutokset	49
Taulukko 21. Dieselöljy 1 testin tulokset.	51
Taulukko 22. Dieselöljy 2 testin tulokset.	52
Taulukko 23. Dieselöljy 1 testin eliöstömuutokset.	52
Taulukko 24. Dieselöljy 2 testin eliöstömuutokset.	52
Taulukko 25. Pesuaine 1 testin tulokset.	55
Taulukko 26. Pesuaine 2 testin tulokset.	55
Taulukko 27. Pesuaine 1 testin eliöstömuutokset.	55
Taulukko 28. Pesuaine 2 testin eliöstömuutokset.	56
Taulukko 29. 24 h seisokkitestin eliöstömuutokset	65
Taulukko 30. 24 h seisokkitestin tulokset.	66
Taulukko 31. 44 h seisokkitestin eliöstömuutokset.	67
Taulukko 32. 44 h seisokkitestin tulokset.	68
Taulukko 33. 72 h seisokkitestin eliöstömuutokset.	70
Taulukko 34. 72 h seisokkitestin tulokset.	70

KÄYTETYT LYHENTEET

BOD	Biologinen hapenkulutus (Biological oxygen demand)
COD	Kemiallinen hapenkulutus (Chemical oxygen demand)
LSVYT OY	Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy
NH_4^+	Ammoniumtyppi
NO_3^-	Nitraatti
NO_2^-	Nitriitti
OUR	Hapenottookyky (Oxygen uptake rate)
pH	Happamuuden yksikkö
TSP Oy	Turun seudun puhdistamo Oy

1 JOHDANTO

Jätevedenpuhdistus on tärkeä osa yleistä vesihuoltoa niin Suomessa, kuin maailmalla. Puhdistuksella tähdätään turvaamaan juoma- ja käyttövesivarat, sekä ylläpitämään ympäristön luonnollista tilaa. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2003, 49-52; Gomes 2009, 10)

Jätevedenpuhdistus on Suomessa ympäristöluvan alaista toimintaa, mikä asettaa ehdot kunkin laitoksen puhdistusprosessin toimivuudelle. Valvonnan tarkoituksena on ylläpitää puhdistamojen purkuvesistön tilaa. Lakivelvoitteet koskevat jätevedessä olevan fosforin, typen, orgaanisen aineen ja kiintoaineen poistoa. Puhdistustehokkuus määräytyy jokaisen laitoksen kohdalla erikseen ympäristöluvan määräysten mukaisesti. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2003, 53-58; Valtioneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä 888/2006)

Turun seudun puhdistamo Oy on vuonna 2009 tuotannollisen toimintansa aloittanut, kymmenen kunnan omistama jätevesiä käsittelevä yhtiö. Yhtiön vastuulla on Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon toiminnan operointi ja lakisääteisten puhdistustulosten täyttäminen. Laitoksessa puhdistetaan tällä hetkellä kaikki yhdyskuntajätevedet Turusta ja sen lähiseuduilta, kattaen noin 300 000 asukkaan jätevesien käsittelyn. (Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

Tämän opinnäytetyön aiheena oli tutkia häiriötilanteiden vaikutusta Kakolanmäen puhdistamon aktiivilieteprosessiin ja siinä ilmenevään mikrobikantaan. Normaalisti toimiva Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo suoriutuu kaikista puhdistusvelvoitteista lupaehdot täyttävästi. Ongelmakohtaksi nousevat kuitenkin poikkeukselliset olosuhteet ja prosessissa tapahtuvat nopeat muutokset, jotka aikaansaavat paineita etenkin typenpoistolle. Työssä kartoitettiin erilaisten häiriötilanteiden vaikutuksia itse rakennetussa panosreaktorissa. Opinnäytetyön tuloksia on mahdollista hyödyntää laitoksen riskikartoituksessa.

2 KAKOLANMÄEN JÄTEVEDENPUHDISTAMO

Kakolanmäen puhdistamo on kalliooperään louhittu, maan alla toimiva jätevesien käsittelylaitos. Kakolanmäen laitos koostuu neljästä lähes identtisestä linjasta. Puhdistusprosessi käynnistettiin täysipainoisesti vuoden 2009 alussa. Jätevedenpuhdistamolla puhdistetaan vuoden aikana noin 29 miljoonaa kuutiota jätevettä. Tämä käsittää kaikki Turun seudulta tulevat pienen ja keskisuuren teollisuuden jätevedet, sekä asumajätevedet. Laitoksen toiminta-alue kattaa yhteensä kymmenen kuntaa, suurimpien toimijoiden ollessa Turku, Raisio ja Kaarina. (Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

Ympäristöluvan mukaisesti puhdistamolle on asetettu raja-arvot lähtevän veden pitoisuuden ja poistotehokkuuden osalta, jotka laitoksen tulee täyttää neljännesvuosittain. Typenpoiston osalta vaatimus tarkastetaan vuoden keskiarvolla. Turun puhdistamolle määritetyt arvot on esitetty taulukossa 1. Taulukosta on lisäksi havaittavissa vuoden 2013 ensimmäisen vuosineljänneksen tulos, jossa kaikkiin puhdistustavoitteisiin on päästy. BOD₇-, fosfori- ja kiintoainepoistumat ovat olleet erinomaiset. Typenpoiston heikohko tehokkuus on seurausta jäteveden alhaisesta lämpötilasta ja tulvavesien virtaamapiikeistä. Lämpötilan ollessa alle 16 °C, hidastuu typenpoistossa mukana olevien bakteerien toiminta merkittävästi. (Obaja, ym. 2003; Lounais-Suomen vesi – ja ympäristötutkimus Oy 2013)

Taulukko 1. Kakolanmäen puhdistamon raja-arvot. (LSVYT Oy 2013)

	Pitoisuus			Teho		Raja-arvot LSYLV	
	Tuleva	Käsitelty	Vesistöön	Käsittelyteho	Kokonais-teho	Pitoisuus	Teho
	mg/l	mg/l	mg/l	%	%	mg/l	%
BOD _{7ATU}	290	3,5	4,0	99	99	10	95
COD _{Cr}	630	42	44	93	93	125	75
Kokonaisfosfori	8,2	0,14	0,15	98	98	0,3	95
Liukoinen fosfori		0,10					
Kokonaistyyppi	60	18	18	71	71		70
Ammoniumtyppi	46	3,7	3,8	94*	94*		
Kiintoaine	310	3,2	4,3	99	99	15	90

LSYLV = Länsi-Suomen ympäristölupavirasto 22.9.2003 nro 47/2003/4, Länsi-Suomen ympäristölupavirasto 5.6.2008 nro 25/2008/1

* Nitrifikaatioaste

3 PUHDISTUSPROSESSI

Jäteveden käsittelyn pohja rakentuu fysikaalisen, kemiallisen ja biologisen puhdistuksen varaan. Toisiaan tukevilla yksikköoperaatioilla ja -prosesseilla saadaan vedestä erotettua lain edellyttämät epäpuhtaudet. Kukin puhdistusvaihe on räätälöity poistamaan juuri tiettyä kuormaa. Jätevedenpuhdistuksessa onkin edellytyksenä, että prosessia katsotaan kokonaisuutena, joskin tiettyä osiin erottelua voidaan tehdä. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 17-19; Gomes 2009, 11)

Ensimmäisenä puhdistettavaan jäteveteen vaikutetaan fysikaalisten yksikköoperaatioiden avulla. Välppäys, hiekanerotus ja esiselkeytys poistavat jätevedestä suurta kiintoainetta sekä osallistuvat tehokkaasti myös orgaanisen aineen poistoon. Samaisessa vaiheessa veteen vaikutetaan kemiallisesti fosforin saostamiseksi. Operaatioiden teho perustuu nimensä mukaisesti fysikaalisten ilmiöiden, kuten painovoiman sekä partikkelikoon hyödyntämiseen. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 17)

Fysikaalisia prosesseja seuraa biologinen vaihe. Kaikkein yleisimmin käytetty yksikköprosessi on aktiivilieteprosessi. Hapellisista ja hapettomista lohkoista rakentuvassa vaiheessa hyödynnetään jäteveden omaa bakteerikantaa kuluttamaan vedestä typpeä ja orgaanista ainetta. Oikeilla olosuhteilla ja ohjaustoimenpiteillä typen poistossa voidaan ylittää jopa 90 % tehokkuuteen. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 18; Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

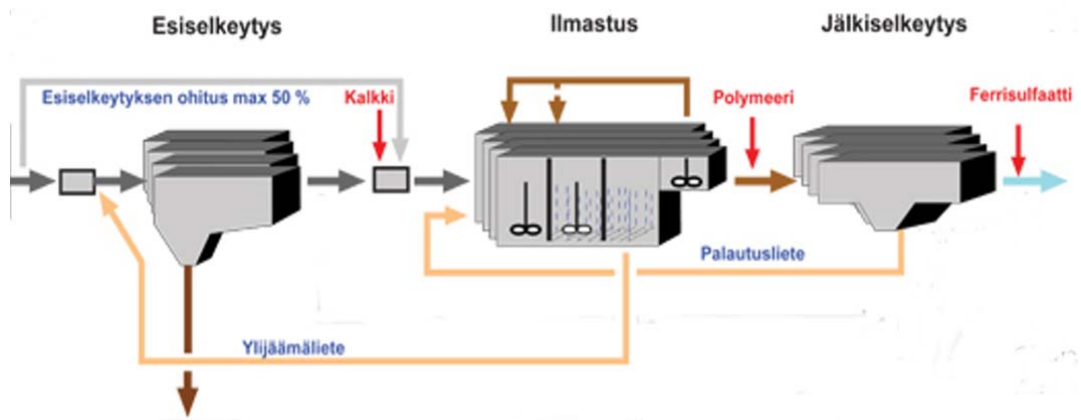
Puhdistustulos viimeistellään vielä fysikaalis-kemiallisin keinoin. Jälkiselkeytys ja hiekkasuodatus poistavat biologisesta vaiheesta jäänyttä kiintoainetta ja epäpuhtauksia. Jälkikäsittelyllä on kuitenkin oma roolinsa myös ravinteidenpoistossa. Jälkiselkeytystä tehostetaan tarpeen mukaan flokkulantilla ja koagulantilla. Hiekkasuodatus pidetään toimivana toistuvan huuhtelusekvenssin avulla. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 77, 107 – 117)

Tulvatilanteissa Kakolanmäen puhdistamolla biologista prosessia tukee ACTIFLO® ohitusvesienkäsittelylaitos. Järjestelmä kykenee nopeassa ajassa otta-

maan vastaan jopa 8000 m³/h jätevettä. Ohitusvedet käsitellään fysikaalis-kemiallisesti, jolloin saadaan tehokas kiintoaineen ja fosforin poisto. Typenpoiston osalta ACTIFLO® jää kuitenkin heikkoihin tuloksiin biologisen osan puuttuessa. (Aquaflow Oy 2011; Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

3.1 Aktiivilieteprosessi

Aktiivilieteprosessi rakentaa koko jätevedenpuhdistuksen selkärangan. Aktiivilieteprosessissa jätevedestä poistetaan valtaosa orgaanisesta ja epäorgaanisesta aineksesta. Epäpuhtauksien poisto nojautuu laissa annettuihin puhdistusmääräyksiin. Aktiivilieteprosessi käsittää Kakolanmäen puhdistamolla esiselkeytyksen, ilmastuksen ja jälkiselkeytyksen. Menetelmä perustuu jätevedessä vapaasti uivien, tai suuriin hiukkasiin kiinnittyneiden mikrobien hyödyntämiseen. Esiselkeytyksessä kaikki laitoksella syntynyt liete laskeutetaan ja poistetaan. Ilmastuksessa mikrobeille taataan hapelliset olosuhteet, jotta orgaaninen aines muuttuisi bakteerimassaksi ja nitrifikaatio olisi mahdollista. Altaan hapettomat lohkot vastaavasti luovat pohjan denitrifikaation toiminnalle. Jälkiselkeytyksessä prosessissa syntynyt biomassa laskeutetaan ja kierrätetään takaisin ilmastukseen. (NSFC 2003; Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 182 – 185; Turun seudun puhdistamo Oy 2013)



Kuva 1. Kakolanmäen puhdistamon aktiivilieteprosessi. (Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

3.1.1 Esiselkeytys

Esiselkeytys on aktiivilieteprosessin ensimmäinen askel, mutta voidaan lukea kuuluvaksi myös esikäsitteilyyn. Selkeytys perustuu esikäsitteilyn tapaan jätevedessä olevien epäpuhtauksien fysikaalisten ominaisuuksien hyödyntämiseen. Selkeytyksellä tarkoitetaan veden kiintoaineen poistamista painovoimaa tai keskipakovoimaa hyödyntäen. Kaikkein yleisimmin kiintoaineen erottelu tehdään laskeuttamalla. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 77)

Laskeutuksessa biologisesti ja kemiallisesti muodostuneet kiintoainekeskittymät, flokit rakentavat yhdessä jäteveden partikkelien kanssa laskeutuvan seoksen, eli lietteen. Altaan pohjalle laskeutunut liete kaavitaan suuriin esiselkeytysaltaan lietetaskuihin, joista se jatkaa edelleen kuivattavaksi. Kuivattu liete hyödynnetään biokaasun tuotannossa. Puhdistettava jätevesi jatkaa eteenpäin ilmastusaltaalle. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 77-78)

3.1.2 Ilmastus

Ilmastusaltailla jätevedenpuhdistus suoritetaan esikäsitteilyä poiketen biologisesti. Tästä syystä sitä voidaan pitää myös koko aktiivilieteprosessin tärkeimpänä, mutta herkeimpänä operaationa. Altailla veden liukoiset ja kolloidisen kokoluokan orgaaniset partikkelit muutetaan mikro-organismeja hyödyntäen solumassaksi. Lisäksi jäteveden tyyppi muuttuu peräkkäisen nitrifikaatio – denitrifikaatioprosessin seurauksena kaasumaiseen muotoon ja poistuu prosessista huoneilman mukana. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 169)

Biologisen typenpoiston herkkyys perustuu mikrobien riippuvuuteen olosuhteista. Onkin varsin tärkeää ymmärtää toiminnan biokemiallinen perusta. Etenkin mikrobien ravintotarpeet ja aineenvaihdunnassa kuluva hapen määrä ohjaavat puhdistusprosessin tehokkuutta. Prosessista poistettava, ylimääräinen liete pumpataan takaisin esiselkeytykseen. Solumassaa sisältävä jätevesi jatkaa eteenpäin jälkiselkeytykseen. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 169)

3.1.3 Jälkiselkeytyks

Jälkiselkeytyks on aktiivilieteprosessin päättävä vaihe. Jälkiselkeytyks toimii periaatteeltaan kuin esiselkeytyks, poistaen jäteveden kiintoainetta laskeuttamalla. Selkeytyks on tarpeen, jotta ilmastusaltaalla syntynyt solumassa ja sitoutunut orgaaninen aines ei karkaisi purkuvesistöön. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 77, 169)

Jälkiselkeytyksessä altaat ovat pitkät ja kapeat, joka aikaansaa mahdollisimman paljon aikaa lietteen laskeutumiseen. Laskeutumista edesautetaan polymeeriä syöttämällä, mistä seuraa partikkelien kokoontumista suuremmiksi keskittymiksi, flokeiksi. Flokit laskeutuvat raskaina hiutaleina pohjaan, josta ne kaavitaan lietetaskuun. Lieke palautetaan ilmastusaltaalle turvaamaan prosessin kiintoaine- ja ravinnetarve. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 77-78; Turun seudun puhdistamo Oy 2013)

4 AKTIIVILIETEPROSESSI

4.1 Aktiivilieteprosessin mittaukset

Aktiivilieteprosessi on yleisesti kunnallisessa jätevedenpuhdistuksessa käytetty menetelmä orgaanisen aineen- ja typen poistoon. Aktiivilieteprosessissa jäteveden mikrobeille suodaan tarvittavat olosuhteet tehokkaalle kasvulle ja flokkien muodostamiselle. Flokissa kiinnittyneenä olevat lukuisat bakteerit ja alkueläimet hyödyntävät jäteveden ravinteita aineenvaihduntaansa, jolloin epäpuhtaudet siirtyvät vedestä biomassaan. (NSFC 2003; Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 169)

Yksinkertaisesta periaatteestaan huolimatta aktiivilieteprosessi sisältää omat haasteensa. Prosessin pitäminen tasalaatuisena päivästä toiseen vaatii niin kalustolta, kuin käyttäjältäkin ajan tasalla olemista. Tehtävän helpottamiseksi on monella puhdistamolla siirrytty online-mittareiden ja automaation hyödyntämiseen. Reaaliaikaiset mittaustulokset kertovat operaattorille olosuhteiden muutoksesta, mikä mahdollistaa nopean reagoinnin tarvittavaan suuntaan.

4.1.1 pH-mittaus

pH kuvaa karkeasti määriteltynä positiivisesti varautuneiden vetyionien määrää nesteessä. Kun pH muuttuu yhden yksikön, on vetyionien määrä noussut tai laskenut kymmenkertaisesti. (Radiometer Analytical 2007)

pH on yksi tärkeimpiä ohjaukseen vaikuttavia mittauksia jätevedenpuhdistuksen kaltaisessa teollisuudessa. Etenkin typenpoistossa hyödynnetty biologinen puhdistusvaihe on herkkä pH:n muutoksille. Yleensä suuremmat pH:n muutokset näkyvät suoraan typenpoiston tuloksissa. Happamuuden vaihtelut aiheuttavat jäteveden mikrobeille toiminnan selvää hidastumista, lepotilaan ajautumista tai jopa kuolemaa. Lisäksi neutraalista poikkeava pH aikaansaa ilmastusaltaan flokin hajoamista, joka voidaan havaita huomattavana veden samentumisena.

Typen poiston kannalta pH:n tulisi olla välillä 6,5 – 8. pH:n nostaminen tapahtuu yleisimmin sammutetulla kalkilla. pH:n laskemiseen käytetään hiilihappoa, suolahappoa tai rikkihappoa. (Haustein 2011; Sohlo 2011, 43–44; Rolfe ym. 2012, 686–701)

pH-mittausta suoritetaan yleensä aktiivilietelaitoksissa ennen ilmastusallasta, sekä jossain kohtaa ilmastusaltaan jälkeen. Näin saadaan seurattua ilmastusaltaan tilannetta, sekä turvattua olosuhteet häiriön uhatessa.

4.1.2 Redoks-potentiaali

Redoks-potentiaali kuvaa liuoksen kykyä hapettaa ja pelkistää yhdisteitä. Jätevedenpuhdistuksessa menetelmää hyödynnetään mitattaessa vapaiden vetyionien määrän muutosta aktiivilieteprosessissa. Millivoltteina ilmoitettava potentiaaliarvo kasvaa, mitä enemmän nitrifikaatiossa muodostuneita vapaita vetyioneja on. Vastaavasti negatiivinen arvo kertoo pelkistymisen vallitsevuudesta ja toimivasta denitrifikaatiosta. (Suslow 2004; Aatola 2007, 16)

Redoks-potentiaalilla on aktiivilieteprosessin ohjaamisen kannalta merkittävä rooli. Ilmastusaltaiden suuresta kiintoainepitoisuudesta johtuen ammoniumtypen ja nitraatin määräytyminen on mahdollista vasta selkeytyksen jälkeen. Ajantasaisen typen poiston tilanteen saamiseksi on vaihtoehtona turvautua redoks-potentiaalimuutoksiin. (Suslow 2004)

4.1.3 Ammoniumtyyppi

Ammoniumtyypimittaus antaa tiedon veteen liuenneiden ammonium-ionien määrästä. Se on yleisin typen ilmenemismuodoista tulevassa jätevedessä. Tyyppi päättyy jätevedeen muun muassa urean mukana. (Sohlo 2011, 31)

Ammoniumtyyppiä käytetään ilmastuksen ohjausparametrinä yhdessä happipitoisuuden kanssa. Ammonium-ionien pitoisuus nesteessä määritetään värin

voimakkuutta mittaavalla spektrofotometrilla. Mittayksikkönä käytetään milligrammaa litrassa. (Lähde 2008, 23–24)

Ammoniumpitoisuuden määrittämisellä saadaan tieto aktiivilieteprosessin ja nitrifikaation toiminnasta. Analyysitulokset auttavat säätämään typenpoistoa haluttuun suuntaan. Nitrifikaation tapauksessa kysymykseen voisi tulla happipitoisuuden tai reaktioajan muuttaminen. (Lähde 2008, 23–24)

4.1.4 Nitraatti

Nitraattimittaus kertoo veteen liuenneiden nitraatti-ionien määrän. Ionit muodostuvat mikrobitoiminnan seurauksena, hapettamalla ammoniumtypestä. (Sohlo 2011, 33)

Nitraattipitoisuus antaa tietoa typenpoiston toiminnasta, mutta se ei suoranaisesti toimi aktiivilieteprosessin ohjausparametrinä. Pitoisuuden muutoksia käytetään kuitenkin avuksi denitrifikaation optimoinnissa. Mittaustuloksen perusteella voidaan säätää ilmastukseen tulevan hiilen määrää ja anoksiselle toiminnalle suotua aikaa. (Corona ym. 2013)

Nitraatin analysointi tapahtuu UV-absorptiolla, tai ammoniumtyypen tapaan spektrofotometrillä. Pitoisuuden yksikkönä käytetään milligrammoja litrassa. (Hach Lange 2012)

4.1.5 OUR

Hapenottokyky (Oxygen uptake rate = OUR) kuvaa liukoisen hapen kulutusta. Mikrobit käyttävät happea muun muassa kasvuun ja elintoimintoihinsa, kulutuksen vaihdellessa eliöstön mukaan. (Garcia-Ochoa ym. 2010)

Hapenottokykyä mitataan laskemalla muutos liukoisen hapen määrässä tiettyä ajanjaksona. Määrittämisestä voidaan hyödyntää jätevedenpuhdistamolla tutkiessa mikrobipopulaation toimintakykyä ja inhiboivia tekijöitä. (Garcia-Ochoa ym. 2010)

4.2 Aktiivilietteen eliöstö

Aktiivilietteen koostumus vaihtelee laitokselle saapuvan jäteveden mukaan. Tullevan veden laadun lisäksi eliöstöön vaikuttaa kuormituksen määrä, olosuhteet sekä prosessin ajoparametrit. Aktiivilietteen koostumuksessa tapahtuu jatkuvaa vaihtelua, jota seuraamalla voidaan kuvastaa prosessin vallitsevaa tilaa. (Laitinen 2005, 2)

Aktiiviliete koostuu pääasiallisesti bakteereista, alkueläimistä, hiivoista, homeista ja levistä. Tilanteen mukaan lietteessä on myös kehittyneempiä organismeja, kuten matoja tai toukkia. Bakteerit poistavat pääasiallisesti jätevedestä happea kuluttavia ainesosia. Alkueläimet vastaavasti käyttävät jäteveden orgaanista ainesta ja pitävät biomassan kasvun kurissa. (Laitinen 2005, 2)

Alkueläimet ovat bakteereja kehittyneempiä vesieliöitä. Ne jakautuvat ja kasvavat bakteereja hitaammin, mutta suuremman kokonsa ansiosta niiden havaitseminen mikroskoopilla on suhteellisen helppoa. Tästä johtuen alkueläimiä voidaan käyttää prosessin tilan indikaattoreina. (Laitinen 2005, 6)

4.2.1 Bakteerit

Aktiivilietteestä löytyy yleisesti laaja kirjo erilaisia bakteereja. Bakteerit voivat olla flokissa, irtonaisena tai rihmoina. Ne käyttävät ravinnokseen jäteveden orgaanisia yhdisteitä. (Laitinen 2005, 3–6)

Bakteerien muodot vaihtelevat pyöreästä sauvamaiseen. Bakteerisolut ovat kooltaan tyypillisesti 0,5–2 µm, mutta suurina ketjuina voivat yltää jopa 100µm. Solut koostuvat vedestä ja kuiva-aineesta, josta valtaosa on orgaanista ainetta. Taulukossa 2 on listattuna aktiivilietteessä tyypillisesti esiintyviä bakteerisukuja. (Davies 2005; Laitinen 2005, 3–6)

Taulukko 2. Aktiivilietteen bakteerisukuja. (Laitinen 2005, 3)

<i>Pseudomonas</i>	Denitrifikaatio
<i>Bacillus</i>	Proteiinien hajotus
<i>Arthrobacter</i>	Hiilihydraattien hajotus
<i>Microthrix</i>	Rasvan hajotus, rihmamainen bakteeri
<i>Nocardia</i>	Rihmamainen bakteeri, vaahtoa muodostava
<i>Acinetobacter</i>	Fosforin poisto
<i>Nitrosomonas</i>	Nitrifikaatio, ammoniumin hapetus
<i>Nitrobacter</i>	Nitrifikaatio, nitriitin hapetus
<i>Zoogloea</i>	Flokin muodostus
<i>Achromobacter</i>	Denitrifikaatio

4.2.2 Flagellaatit eli siimaeliöt

Siimaeliöt ovat aktiivilietteen alkueläimistä pienimpiä. Ne uiskentelevat flokkien välissä, käyttäen ravintonaan jäteveden orgaanisia yhdisteitä tai bakteerisoluja. Siimaeliöiden ulkomuoto vaihtelee pyöreästä ovaaliin, koon ollessa n. 5–20 µm. Flagellaatit on tunnistettavissa liikkumiseen käytettävästä siimasta, eli flagellasta. (Hakala 1995, 24; Laitinen 2005, 6)

Normaalisti toimivassa aktiivilietelaitoksessa siimaeliöitä ilmenee vain vähän. Niiden runsas esiintyminen kertoo äkillisesti kasvaneesta kuormituksesta ja ripsieläinten kasvun häiriöstä. (Hakala 1995, 24; Laitinen 2005, 6)

4.2.3 Ameebat

Ameebat ovat juurijalkaisiin kuuluvia alkueläimiä. Ne ovat kooltaan 10 µm–3 mm, epämääräisen muotoisia, kuorellisia tai paljaita. Ameeboilta puuttuu jäykkä soluseinä ja liikkuminen tapahtuu solupullistumien avulla. Ne käyttävät ravinnokseen jäteveden liukoisia yhdisteitä. (Hakala 1995, 25; Laitinen 2005, 7)

Donitsin muotoisia kuoriameeboja ilmenee kevyesti kuormitetuissa prosesseissa. Paljaiden ameebojen läsnäolo voi kertoa kohonneesta kuormituksesta. (Hakala 1995, 25; Laitinen 2005, 7)

4.2.4 Vapaasti liikkuvat ripsieläimet

Vapaasti liikkuvia ripsieläimiä ilmenee aktiivilietteessä lukuisia eri lajeja. Ne kulkevat ja saalistavat solua peittävien ripsiensä avulla. Ravinnokseen ne hyödyntävät irtonaisia bakteereja tai muita alkueläimiä. Vapaasti liikkuvien ripsieläinten koko ja muoto vaihtelee lajien mukaan. Niitä on muun muassa tohvelin, munan ja munuaisen muotoisia sekä 30–300 µm kokoisia. (Hakala 1995, 26–29; Laitinen 2005, 8)

Suuremmat ripsieläimet esiintyvät yleisesti normaalikuormitteisissa laitoksissa, joissa on runsaasti happea. Pienempien ripsieläinten läsnäolo saattaa olla merkinä ylikuormituksesta ja hapenpuutteesta. (Hakala 1995, 26–29; Laitinen 2005, 8)

4.2.5 Varrelliset ripsieläimet

Varrelliset ripsieläimet ovat kellokukan muotoisia, aktiivilietteessä yleisesti eläviä alkueläimiä. Ne esiintyvät kiinnittyneinä flokkeihin vartensa avulla, yksittäin tai tertuissa. Olosuhteiden muuttuessa ne irtoavat varresta ja hakeutuvat parempaan kasvupaikkaan. Ravintonsa varrelliset ripsieläimet saavat suodattamalla jätevedestä irtonaisia bakteereja. Kooltaan niiden kello-osa on noin 40–60 µm. (Hakala 1995, 29–32; Laitinen 2005, 9–10)

Varrellisia ripsieläimiä esiintyy stabiileissa, alhaisen kuormituksen olosuhteissa. Niiden esiintyminen edistyy korkean turbulenssin ilmastuksessa. Suurien kimpujen muodostuminen vaatii yleisesti pitkän lieteiän. (Hakala 1995, 29–32; Laitinen 2005, 9–10)

4.2.6 Ryömivät ripsieläimet

Ryömivät ripsieläimet ovat hitaasti flokkien päällä liikkuvia alkueläimiä. Ne ovat rakenteeltaan pyöreähköjä ja kooltaan noin 40–100 µm. Lajin tunnistamista helpottaa niiden yksittäiset, suurehkot liikkumaripset. (Hakala 1995, 29; Laitinen 2005, 11)

Ravinnokseen ryömivät ripsieläimet käyttävät flokin pinnan bakteereja ja estävät näin flokin liikakasvua. Ne ovat alhaisen kuormituksen lajeja ja vaativat myös hyvän flokin muodostuksen, sekä happitilanteen selviytyäkseen. (Hakala 1995, 29; Laitinen 2005, 11)

4.2.7 Imukat eli suctoriat

Imukat ovat rakenteeltaan varrellisten ripsieläinten kaltaisia, kehittyneempiä alkueläimiä. Ne elävät yksittäin ja ovat kiinnittyneet flokkiin vartensa avulla. Imukoiden soluosa on kooltaan noin 40 µm ja sitä peittää pitkät saalistusnystyt. Ravintonaan ne käyttävät muita aktiivilietteen alkueläimiä. (Hakala 1995, 32; Laitinen 2005, 11)

Imukat vaativat stabiilit olosuhteet ja niiden esiintyminen kertoo alhaisesta kuormituksesta. Pitkä lieteikä ja hyvä happitilanne mahdollistavat imukoiden lisääntymisen. (Hakala 1995, 32; Laitinen 2005, 11)

4.2.8 Rataseläimet eli rotiferat

Rataseläimet ovat monisoluisia ja kookkaita alkueläimiä. Ne uivat vapaasti, tai kiinnittyvät flokkiin suodattaakseen ravinnoksi vedestä alkueläimiä ja irtonaisia bakteereja. Kooltaan rotiferat ovat lajista riippuen 100–500 µm. Rotiferan voi tunnistaa muun muassa nykyksittain etenevästä liikkumistavasta. (Hakala 1995, 33; Laitinen 2005, 12)

Rataseläimet lisääntyvät suhteellisen hitaasti, joten niiden esiintyminen on mahdollista vain pitkän lieteiän ja stabiilien olosuhteiden prosesseissa. (Hakala 1995, 33; Laitinen 2005, 12)

4.2.9 Nematodat eli sukkulamadot

Nematodat ovat rataseläinten tapaan monisoluisia ja huomattavan kookkaita. Noin 100 – 3000 µm pitkät madot käyttävät ravinnokseen alkueläimiä ja bakteereja, joita ne saalistavat uimalla flokkien lähetyvillä. (Hakala 1995, 33; Laitinen 2005, 12)

Nematodat lisääntyvät hitaasti ja niitä ilmenee suhteellisen vähäisiä määriä. Ne vaativat selvittääkseen vakaan prosessin, matalan kuormituksen ja pitkän lieteiän. (Hakala 1995, 33; Laitinen 2005, 12)

4.2.10 Madot ja muut monisoluiset eliöt

Satunnaisesti aktiivilieteprosesseissa saattaa ilmetä myös kehittyneitä monisoluisia eliöitä. Niiden koko voi ylittää millimetreistä sentteihin. Kehittyneet eliöt käyttävät usein ravinnokseen alkueläimiä tai flokkiin sitoutunutta biomassaa. (Hakala 1995, 33)

Madot vaativat pitkän lieteiän, runsaasti happea ja ravintoa, sekä vakaan prosessin hitaan kasvunsa turvaamiseksi. Monisoluisten eliöiden vallitsevuus saattaa kertoa haitallisen pitkästä lieteiästä, jolloin vaarana on flokin pirstoutuminen.

5 TYPEN POISTO

5.1 Yleistä

Jätevedessä oleva typpi on sitoutunut joko orgaaniseen tai epäorgaaniseen ainekseen. Jäteveden bakteerit kykenevät hapellisissa olosuhteissa hajottamaan orgaanisia typpiyhdisteitä, vapauttaen ammoniakkia veteen. Tämä ammonifikaatioksi nimetty reaktio tapahtuu yleensä jo viemäriverkostossa. Ammoniakki ionisoituu vedessä muodostaen ammoniumia. (Kröppl 2010; Sohlo 2011, 31)

Epäorgaanisessa muodossa oleva typpi koostuu nitriitin, nitraatin ja ammoniumin typestä. Ammonium-ioni hapetetaan nitrifikaatiossa bakteeritoiminnan seurauksena nitriitin kautta nitraatiksi. Nitraatti pelkistyy denitrifikaatiobakteerien toimesta uudelleen typpikaasuksi. (Kröppl 2010; Sohlo 2011, 31)

Typpen poistaminen jätevedestä perustuu vesistön rehevöitymisen ja happikadon ehkäisemiseen. Typpi toimii kasvien ravinteena ja mahdollistaa muun muassa runsaan levän kasvun. Sen lisäksi, että kasvien hajottaminen kuluttaa happea, käyttävät bakteerit sitä hapettaessa ammoniumtyyppiä nitraatiksi. (Oram; Sohlo 2011, 31–32; U.S. Geological Survey 2013)

Tutkimukset kertovat ammoniumtyyppien ja nitraatin olevan suurissa pitoisuuksissa myrkyllisiä. Ammoniumtyyppien myrkyllisyys aiheuttaa vesistössä haittaa etenkin kaloille, muokaten niiden aineenvaihduntaa ja sisäistä pH:ta. Nitraatti vastaavasti esiintyessään juomavesissä heikentää ihmiskehon hapenkuljetusta ja voi olla tuhoisa etenkin pienille lapsille. (Oram; U.S. Geological Survey 2013)

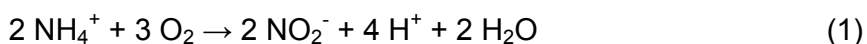
5.2 Nitrifikaatio

Nitrifikaatio on runsaasti tutkittu biokemiallinen prosessi. Se on tärkeä osa luonnollista typpen kiertoa. Nitrifikaatiossa vedessä oleva ammoniumtyppi hapettuu nitriitin kautta nitraatiksi. Reaktio perustuu tiettyjen omavaraisten bakteerien kykyyn käyttää energianlähteenä valon sijasta ammoniumia. Ammoniumin ha-

pettaminen vapauttaa kuitenkin vähän energiaa, joten nitrifioivat bakteerit ovat hidaskasvuisia ja herkkiä prosessin muutoksille. (EPA 2002, 3–6; Sohlo 2011, 33)

Nitrifiointi vaatii energianlähteen lisäksi liukoista happea. Kokonaisreaktion laskettu hapenkulutus on n. 4,6 g O₂/ g N. Hapetus-pelkistysreaktioiden sivutuotteena muodostuu myös happoa, joka aiheuttaa veden pH:n jyrkkää laskua. Happamuuden ehkäisemiseksi on tärkeää, että veden alkaliniteetti, eli puskurikyky on riittävällä tasolla. Ohjeistettu veden puskurikyky tulisi olla n. 1,5–2 mmol/l. Reaktioyhtälö nitrifikaatiosta on esitetty yhtälöissä 1, 2 ja 3. (Hoffmann ym. 2007; Orhon ym. 2009, 83–84; Sohlo 2011, 33)

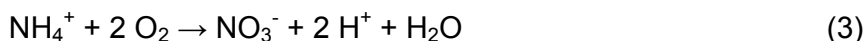
Ammonium-ionin hapetus:



Nitriitin hapetus:



Kokonaisreaktio:



5.2.1 Nitrifikaatiobakteerit

Nitrifikaatio on kaksiosainen prosessi, jonka ensimmäisessä vaiheessa ammonium hapetetaan hydroksyyliamiinin kautta nitriitiksi. Tähän reaktioon osallistuvat nitrifikaatiobakteerit voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään, ammoniakkia hapettaviin bakteereihin sekä ammoniakkia hapettaviin arkkeihin. Jätevedenpuhdistusprosessissa mukana on muun muassa *Nitrosomonas* sekä *Nitrosopumilus* sukujen edustajia. Ammoniumin täydellinen hapettaminen on entsyymien katalysoima prosessi. (Park ym. 2006; Martens-Habbena ym. 2009; Sohlo 2011, 36; Bernhard 2012)

Toinen osa nitrifikaatiota on nitriitin hapettaminen nitraatiksi. Se tapahtuu samoissa olosuhteissa ja heti ammoniumin hapettamisen perään. Prosessiin kykeneviä bakteerisukuja ovat esimerkiksi *Nitrobacter*, *Nitrospina* ja *Nitrococcus*. (Abeliovich 1987; Sohlo 2011, 36; Bernhard 2012)

Ammoniumtyypen hapetus vapauttaa enemmän energiaa nitriitin hapetukseen verrattuna. Tämä aikaansaa sen, että epäsuotuisten olosuhteiden vallitessa ammoniumia hapettavien bakteerien toiminta on nitriittiä hapettavia kiivaampaa. Seurauksena on nitriitin kertyminen vallitsevaan systeemiin. Nitriitti aikaansaa veden eliöille hapenpuutetta ja häiritsee joidenkin jäteveden bakteerien tehokasta toimintaa. (Sohlo 2011, 32, 36; U.S. Geological Survey 2013)

5.2.2 Nitrifikaatioprosessi

Nitrifikaatiota tapahtuu monenlaisessa ympäristössä. Jätevedenpuhdistamolla tätä hyödynnetään erilaisilla typenpoistoratkaisuilla käytännöllisyyden ja tarpeen mukaan. Yleisimmin käytetty ratkaisu on aktiivilieteprosessi. Aktiivilieteprosessissa mikrobisolut ovat kiinnittyneenä flokkeihin, jotka sekoittuvat ja kiertävät veden mukana muodostaen suspension. (NSFC 2003; Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 169–173, 182–185; Sohlo 2011, 33)

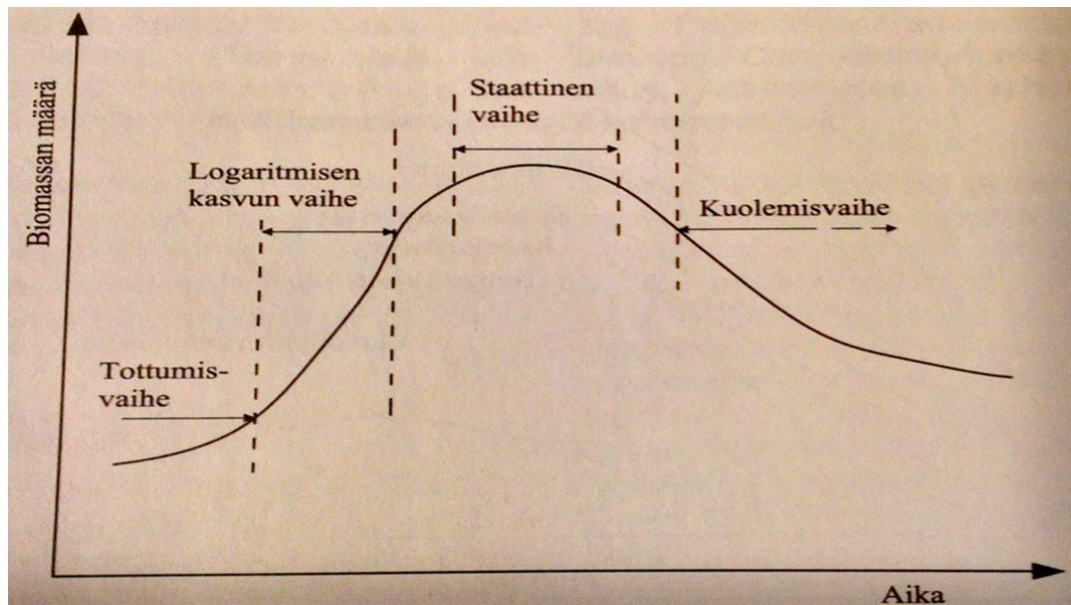
Aktiivilieteprosessi on yksivaiheinen systeemi, eli sekä orgaanisen aineksen poisto, että typen poisto tapahtuvat samanaikaisesti ja samassa tilassa, ilmastusaltailla. Samanaikaisuus aiheuttaa omat hankaluutensa nitrifikaatiolle. Orgaanista ainesta hyödyntävät bakteerit kasvavat nopeammin, kuin nitrifioivat, mistä seuraa typen poiston hidastuminen. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 182–185; Sohlo 2011, 33)

Hitaasta kasvusta johtuen on tärkeää, että nitrifikaatiolle suodaan otolliset olosuhteet. Reaktioon saapuvassa jätevedessä tulisi olla BOD/N suhde alle 4. Suuri BOD:n määrä jätevedessä saattaa myös inhiboida nitrifikaatiota vaikuttamalla reaktiota katalysoivien entsyymien toimintaan. (Sohlo 2011, 33–34)

Kakolanmäen jätevedenpuhdistamolla BOD/N suhde ja lietekuorma pysyvät aisoissa esiselkeytyksen ja denitrifikaation avulla. Vaikka denitrifikaatio tapahtuu typenpoistoa käsiteltäessä nitrifikaation jälkeen, voi se fyysisesti olla sijoitettuna ilmastusaltailla ennen hapellisia lohkoja. Tätä mallia kutsutaan esidenitrifikaatioksi. Näin denitrifikaation vaatima suuri hiilentarve tulee samalla täytettyä. (Sohlo 2011, 38)

Orgaanisen aineksen määrä on kuitenkin vain yksi monista nitrifikaation toimivuuteen vaikuttavista tekijöistä. On tärkeää tuoda esiin muidenkin parametrien, kuten pH:n, lämpötilan ja happipitoisuuden merkitys.

pH kertoo veden happamuudesta. Kaikkien eliöiden toimintakyky rajautuu tietylle pH-alueelle rakenteen ja sopeutumiskyvyn mukaan. Nitrifikaatiobakteereilla toiminta-alue on suvusta riippuen n. 5,5-9,5. Kuitenkin mentäessä kohti toiminta-alueen rajoja on havaittavissa selvää toiminnan hidastumista. Tämä johtuu mikrobien totuttelusta uusiin olosuhteisiin ja kasvukäyrän mukaisen viivevaiheen pidentymisestä. Tyypillinen bakteeripopulaation kasvukäyrä on esitetty kuvassa 2. (Shammas 1986; Skadsen 2002; Environmental Leverage Inc. 2003)



Kuva 2. Bakteeripopulaation kasvukäyrä. (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 174)

Toinen syy, mitä pH:n muutokset saavat aikaan on flokin hajoaminen pienempiin hiukkasiin. Flokin hajoaminen vaikuttaa etenkin bakteereihin, joiden kasvumahdollisuudet ovat riippuvaisia pintaan kiinnittymisestä.

Lämpötila vaikuttaa pH:n tapaan eliöiden toimintakykyyn ja nopeuteen. Lämpötilan noustessa mikrobien aineenvaihdunta kiihtyy ja hapen kulutus kasvaa. Lämpötilalla on myös vaikutus hapen liukoisuuteen. Hapen liukoisuus on vähäisempää lämpötilan kohotessa. Nitrifikaatiobakteereilla toimintakyky säilyy n. 5–45 °C:ssa, optimilämpötilan ollessa noin 35 °C. Mentäessä alle 16 °C tai lähelle 40 °C nitrifikaatiotehokkuus heikkenee selvästi. (Hakala 1995, 52; Obaja ym. 2003; Sohlo 2011, 44)

Liukoinen happi on nitrifikaatiobakteereille välttämätön kasvun ja toiminnan kannalta. Happi täytyy olla riittävän pieninä kuplina, jotta tehokas liukeneminen ja hapen kulkeutuminen flokkien sisään varmistuisi. Tämä mahdollistetaan hyvin suunnitellulla ilmastuksella ja tehokkaalla sekoituksella. (EPA 1999; Suomen Rakennusinsinöörien Liitto 2004, 182–185)

Nitrifikaatiota on mahdollista tapahtua liukoisen happipitoisuuden ollessa vähintään 0,5 mg/l. Yleisesti happipitoisuutta pidetään taloudellisista syistä n. 2–3 mg/l, vaikka nitrifikaationopeus kasvaakin huomionarvoisesti aina 4 mg/l asti. Liian suuri happipitoisuus voi aiheuttaa ylimääräisten kulujen lisäksi myös flokin rikkoutumista ja vaahtoamista leikkausvoimien kasvaessa. (Sohlo 2011, 42; Guo ym. 2013)

5.3 Denitrifikaatio

Kuten edellä on esitetty, nitrifikaatio muodostaa typenpoiston ensimmäisen vaiheen. Tämä ei kuitenkaan vielä täytä ympäristöluvan määräyksiä, sillä typpi on yhä jätevedessä, vaikka muoto onkin muuttunut. Typen siirtämiseksi jätevedestä poistoilmaan tarvitaan toinen vaihe.

Typenpoiston toisen vaiheen muodostaa operaatio nimeltään denitrifikaatio. Denitrifikaatiossa vedessä oleva nitraatti pelkistyy välituotteiden kautta typpi-

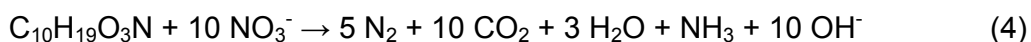
kaasuksi. Reaktio perustuu useiden oma- ja toisenvaraisten bakteerien mahdollisuuteen käyttää nitraattiin sitoutunutta happea soluhengityksessään. Denitrifikaatiota ei kuitenkaan tapahdu, jos liukoista happea on saatavilla. Syynä estymiseen on, että happi toimii elektronin vastaanottajana nitraatin sijaan. Epäsuotuisissa olosuhteissa nitriittiä saattaa kertyä systeemiin. Nitriitti aikaansaa veden eliöille hapenpuutetta ja häiritsee joidenkin jäteveden bakteerien tehokasta toimintaa. (Zumft 1997; Sohlo 2011, 37; Bernhard 2012; U.S. Geological Survey 2013)

Denitrifikaatiobakteerit ovat riippuvaisia ulkoisesta hiililähteestä. Hiililähteenä voi toimia jäteveden orgaaninen aines, tai syötettävä lisähiili. Jätevedestä poistuu esikäsitellyn aikana noin puolet orgaanisesta aineesta, joten monesti lisähiililähde on tarpeen. Lisähiilenä käytetään biohajoavia, helposti bakteerien käytettävissä olevia yhdisteitä. Yleisesti käytettyjä hiililähteitä ovat metanoli ja asetaatti. (Orhon ym. 2009, 89–96; Sohlo 2011; 37–38)

Denitrifikaatiossa veteen vapautuu mikrobitoiminnan seurauksena hydroksidioneja, jotka nostavat veden alkaliniteettia ja näin tasapainottavat nitrifikaation vaikutusta. Reaktioyhtälö denitrifikaatiosta jätevedessä olevan hiililähteen ja syötetyn lisähiilen osalta on esitetty yhtälöissä 4 ja 5. (Hoffmann ym. 2007; Sohlo 2011, 38)

Reaktioyhtälöistä 4 ja 5 voidaan huomata, kuinka ulkoisen hiililähteen käyttö saa aikaan täydellisemmän denitrifikaation jäteveden sisäiseen hiileen verrattuna. On myös varsin yleistä, ettei sisäinen hiililähde tai aika riitä sellaisenaan kaiken nitraatin pelkistämiseen.

Jätevedessä olevan hiilen reaktio nitraatin kanssa:



Missä $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ on jäteveden biohajoava orgaaninen aines (cBOD).

Reaktio metanolin ja nitraatin välillä:



Missä CH_3OH on ulkoisena hiililähteenä toimiva metanoli.

5.3.1 Denitrifikaatiobakteerit

Denitrifikaatio on tapahtumaketju, jossa nitraatti pelkistetään typpikaasuksi. Väli tuotteina esiintyy nitriitti, typpioksidi ja typpioksiduuli. Denitrifikaatioon kykeneviä bakteerisukuja on lukuisia ja ne voidaankin jaotella kahteen osaan, heterotrofeihin ja autotrofeihin. Lajeista yleisimmät ja parhaiten tunnetuimmat ovat *Pseudomonas* sukuun kuuluvat bakteerit. Muita mainitsemisen arvoisia sukuja ovat *Alcaligenes* ja *Bacillus*. (Castignetti & Hollocher 1982; Knowles 1982; Sohlo 2011, 40; Bernhard 2012)

5.3.2 Denitrifikaatioprosessi

Esidenitrifikaatiossa fysikaalisesta käsittelystä saapuva jätevesi virtaa anoksis-ten allastilojen kautta hapelliseen, ja edelleen selkeytykseen. Tässä tapaukses-sa jäteveden sisältämä orgaaninen aines saadaan hyödynnettyä denitrifikaati-ossa ja samalla esikäsittelyn vaatimukset kevenevät. (van Haandel & van der Lubbe 2007, 118–119; Sohlo 2011, 38)

Esidenitrifikaatiossa tärkeäksi seikaksi nousee kuitenkin typpikierto. Typen kier-rätys on järjestettävä, jotta nitrifikaatiossa muodostuva nitraatti saataisiin palau-tettua anoksiselle puolelle. Esidenitrifikaatiossa täydellistä typenpoistoa ei näin voida saavuttaa. (van Haandel & van der Lubbe 2007, 118–119; Sohlo 2011, 38–39)

Denitrifikaation tehokkuus on nitrifikaation tapaan riippuvainen olosuhteista ja ajoparametreista. Yksi tärkeimmistä vaikuttajista on esille nostettu orgaanisen hiilen määrä. Teorian mukainen orgaanisen aineksen osuus suhteessa typen määrään vaihtelee biomassan mukaan n, 3-4 g COD/g N. Riittävä orgaanisen aineksen osuus varmistaisi näin solujen kasvuun tarvittavan energiamäärään, sekä nitraatin pelkistyksessä kuluvan hiilen määrän. (Knowles 1982; Orhon ym. 2009, 91; Playchoom ym. 2010)

Orgaanisen aineksen osuus on vain yksi monista denitrifikaation toimivuuteen vaikuttavista tekijöistä. On tärkeää tuoda esiin muidenkin parametrien, kuten pH:n, lämpötilan ja happipitoisuuden merkitys. Huomionarvoista on myös, että juurikin samat parametrit ohjaavat sekä denitrifikaation että nitrifikaation toimivuutta.

Denitrifikaatiobakteereilla pH toiminta-alue on n. 4–9,5. Kuitenkin mentäessä kohti toiminta-alueen rajoja on havaittavissa selvää toiminnan hidastumista. Luokemista voidaan havaita, että denitrifikaatiobakteerit kestävät veden happamuuden muutoksia nitrifikaatiobakteereja paremmin. pH vaikuttaa kuitenkin mikrobien lisäksi flokin rakenteeseen. Rakenteen hajoaminen haittaa biomassan kasvua ja samalla nitraatin poistuminen systeemistä heikentyy. (Knowles 1982; Hagar 1995, 22)

Lämpötila vaikuttaa pH:n tapaan denitrifikaatiobakteerien toimintakykyyn ja nopeuteen. Lämpötilan noustessa mikrobien aineenvaihdunta kiihtyy ja nitraatin tarve kasvaa. Lämpötilalla on myös vaikutus liukoisen hapen läsnäoloon vedessä. Hapen liukoisuus vähenee lämpötilan kohotessa. Denitrifikaatiobakteereilla toimintakyky pysyy yllä ainakin n. 5–30 °C:ssa. Mentäessä alle 10 °C denitrifikaatiotehokkuus laskee selvästi. (Knowles 1982; Hagar 1995, 23; Obaja ym. 2003)

Liukoinen happi heikentää denitrifikaation tehokkuutta merkittävästi. Tämä johtuu siitä, että happi tuottaa enemmän energiaa elektronin vastaanottajana, kuin nitraattityppi. Denitrifikaatiobakteerit siis käyttävät mieluummin liukoista happea elintoiminnoissaan, kuin nitraattiin sitoutunutta happea. Denitrifikaation mahdollistamiseksi tulisi liukoisen hapen pitoisuus olla alle 0,5 mg/l. Joissain tapauksissa denitrifikaatiota on kuitenkin esiintynyt happipitoisuuksissa 1 mg/l, mikäli flokkien koko on tarpeeksi suuri. Tällöin puhutaan yhtäaikaisesta nitrifikaatio-denitrifikaatiosta. Tapahtuma on mahdollinen, kun flokin pinnalla on tarpeeksi happea nitrifikaatioon ja flokin sisällä anoksiset olosuhteet. (Hagar 1995, 21; Orhon ym. 2009, 93; Sohlo 2011, 43; Zhang & Zhou 2007)

6 KEMIKAALITESTIT

Kemikaalitestit tehtiin kesän 2013 aikana Kakolanmäen puhdistamon allastiloissa ja näytteenottohuoneessa. Laitteistona kokeissa toimi 70 litran panosreaktori. Reaktori valmistettiin omakätisesti liittäen muoviasiaan pohjailmastus ja kannettavat mittarit. Laitteistolla kyetään simuloimaan ilmastuksen peruseriaatetta panostoisena, ilmansyötön tapahtuessa käsisäädöllä paineilmaverkosta.

Tarkastelun alla on kemikaalien vaikutus aktiivilieteprosessin biomassalle ja typenpoistoon. Kemikaalit valittiin mahdollisia teollisuusvuotoja tai onnettomuustilanteita silmälläpitäen. Lisäksi tutkittiin pH:n raja-arvoja typenpoiston suhteen.

Kemikaalien vaikutuksia seurattiin analysoiden muutoksia mikrobien hapenotto-kyvyssä, lietteen eliöstössä ja laskeutumisessa, pH:ssa sekä redokspotentialissa. Typenpoiston tilaa seurattiin mittaamalla ammoniumtypen, nitraatin ja liukoisen fosforin pitoisuuksia.

Kemikaalitesteissä käytetyt aineet olivat Suolahappo 32–34 % (Aqua Nova), Natriumhydroksidi 15–30 % (Rainbow viemärinavaaja), Natriumhypokloriitti 10–15 % (Aqua Nova), Pesuaine (Fairy Original), Dieselöljy (Teboil) ja WC-kemikaali (Thetford). Tarvittavat kemikaalimäärät arvioitiin etukäteen, käyttämällä pitoisuuksia, jotka saisivat aktiivilietteessä muutosta aikaan. Kokeita suoritettiin tuloksista riippuen 1–4 per kemikaali.

6.1 Nollanäyte

Kemikaalitestit aloitettiin elokuun alussa esivalmistelujen ja teoreettisen tutkimuksen jälkeen. Ennen kemikaalien tarkastelua suoritettiin kahden nollanäytteen mittaukset. Nollanäytteiden tarkoituksena oli todeta mittausmenetelmän toistettavuus sekä toimia vertailupohjana kemikaali- ja seisokkikokeissa. Yhdenmukaisen työskentelyn varmistamiseksi laadittiin työohjeet, joiden mukaan testit etenivät. Työohjeet löytyvät liitteestä 1.

6.2 Materiaalit ja menetelmät

Hapenottokyvyn ja pH:n muutosta seurattiin Hach HQ40d multi mittarilla. Mittausarvot tallentuivat laitteen muistiin puolen minuutin välein. Käytetyt anturit olivat Hach LDO ja Hach pH.

Redoks-potentiaalia seurattiin Endress + Hauser Liquisys M mittarilla ja Orbisint anturilla. Potentiaaliarvo kirjattiin käsin hapenottokykymittausten alussa ja lopussa.

Kemikaalin vaikutusta typenpoistoon seurattiin pika-analyysikiteillä. Käytetyt mittakitit olivat Hach Lange:n ammoniumtyppi (LCK 303 ja 304), nitraatti (LCK 339) ja liukoinen fosfori (LCK 349).

Lietteen rakennetta ja eliöstöä tutkittiin OLYMPUS BX 40 F valomikroskoopilla. Käytetyt suurennukset olivat 40x, 100x ja 200x.

Täydellinen lista käytetyistä välineistä löytyy liitteestä 2.

6.3 Työn suoritus

Kokeet aloitettiin liittämällä reaktoriin ilmastus ja mitta-anturit. Reaktori täytettiin yhteensä n. 50 litralla typpipitoista aktiivilietettä ilmastuksen lohkoista 1 ja 4. Lietettä ilmastettiin happipitoisuuteen 2,5 mg/l.

Määritykset käynnistettiin ilmastuksen loputtua. Kukin neljästä mittaussyklistä kesti 15 min. Sykliä aikana määritettiin aktiivilietteestä otetun näytteen ammoniumtyppi, nitraatti ja liukoinen fosfori.

Mittausten välillä reaktoria ilmastettiin n. 10 min. happipitoisuuden ollessa n. 2,5 mg/l. Ilmastuksen alussa lietteen sekaan lisättiin haluttu pitoisuus testattavaa kemikaalia.

Kokeiden päätyttyä tutkittiin lietteen laskeutumisessa ja eliöstössä tapahtuneita muutoksia. Havainnot kirjattiin ylös ja verrattiin tuloksia nollanäytteeseen.

6.4 Suolahappo

6.4.1 Kemikaalin tiedot

Suolahappo eli kloorivetyliuos on voimakkaasti syövyttävä teollisuuden kemikaali. Suolahappoa käytetään muun muassa muovien ja vedenpuhdistuskemikaalien valmistuksessa. Alhaisen pH:n ansiosta sitä voidaan käyttää liuoksen happamuuden säätelyyn. (Aqua Nova 2008)

Suolahappo liukenee veteen, dissosioituen kloridi-ioneiksi. Emäksisten aineiden kanssa kemikaali reagoi voimakkaasti muodostaen lämpöä. Suolahappo on myrkyllistä useille vesiorganismeille matalan pH:n vuoksi, muttei todennäköisesti kerry ekosysteemissä. (Aqua Nova 2008)

6.4.2 Tavoite

Ensimmäisenä kemikaalina testattiin 32–34 % suolahappo. Käytännön kokeessa pyrittiin selvittämään, miten suolahapolla aikaansaatu pH:n lasku vaikuttaa aktiivilietteen rakenteeseen ja toimintaan. Tarkastelussa olivat pH arvot n. 5,0–6,5. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin luonnetta nopeasti muuttuneissa olosuhteissa.

6.4.3 Esivalmistelut

Suolahapon vaikutusta tarkasteltiin ensiksi näytteenottotilassa pienessä muoviasiassa. Astiaan lisättiin kaksi litraa aktiivilietettä ja tipoittain suolahappoa. Happamuudessa tapahtuvaa muutosta seurattiin pH-anturilla. Saatujen tulosten perusteella laskettiin, että halutut pH muutokset saavutetaan noin 100–250 mg/l pitoisuuksilla.

Täyden mittakaavan testeissä suoritettiin kaksi koetta 70 litran panosreaktorissa. Näytetilavuutena käytettiin 50 litraa aktiivilietettä. Ensimmäisessä kokeessa

suolahappoa käytettiin pitoisuuksina 100 mg/l, 200 mg/l ja 250 mg/l. Toisen kokeen pitoisuudet olivat 150, 200 ja 225 mg/l.

6.4.4 Tulokset

Tulosten mukaan oikea pH on varsin merkittävä tekijä typenpoiston toiminnan kannalta. Taulukosta 3 havaitaan, että pH-arvon ollessa alle 6,5 on nitraatin muodostumisessa tapahtunut huomattavaa heikentymistä. Tämä viittaisi, että muuttuneiden olosuhteiden vuoksi ammoniumtypen hapetus on ollut toiminnassa, mutta nitriittiä hapettavien bakteerien toiminta on loppunut. Muutoksesta on seurauksena nitriitin kertyminen systeemiin.

Taulukon 3 tietojen mukaan pH:n ollessa noin 5 tai alle, typenpoistoprosessin toiminta estyy. Lopputilanteesta otettu valokuva liitteessä 4 kertoo myös flokin rakenteen hajoamisesta ja seuranneesta veden samentumisesta.

Suolahappokeiden analyysitulokset on nähtävillä taulukoissa 3 ja 4. Kemikaalin vaikutukset aktiivilietteen eliöstölle on kirjattu taulukoihin 5 ja 6. Hapenottokykymittauksen tulokset löytyvät liitteestä 3.

Taulukko 3. Suolahappo 1 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	3,52	5,9	0,909	6,7	108	
2	2,8	6,25	0,434	6,4	125	93 %
3	2,59	6,34	0,749	5,5	169	86 %
4	2,61	6,13	1,12	5	213	61 %

Taulukko 4. Suolahappo 2 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	6,81	2,92	0,638	7,0	80	
2	6,18	2,98	2,12	6,4	108	93 %
3	5,39		0,662	6,1	122	86 %
4	5,02	3,14	0,668	5,8	139	61 %

Taulukko 5. Suolahappo 1 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne			3	3	2,5		0,5	0,5	2,5
Lopputilanne	2		1,5	3	2,5			0,5	2

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripseläimet, RR = ryömivät ripseläimet, I = imukat, N = nematodot, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Taulukko 6. Suolahappo 2 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne			1,5	3	2	0,5		1	2
Lopputilanne			1	3	2	0,5		1	

6.4.5 Tulosten tarkastelu

Liitteestä 3 löytyvistä tuloksista nähdään, kuinka pH:n lasku on vaikuttanut mikrobien hapenottokykyyn. Kaaviosta havaitaan, että hapen siirtyminen vedestä eliöihin on hidastunut pH-arvon laskiessa alle 6. Suolahappo 1 kokeen viimeisessä mittauksessa pH laskettiin viiteen, mikä esti käytännössä täysin typenpoistoprosessin ja muun mikrobitoiminnan.

Mikrobitoiminnan hidastumista alhaisissa pH-arvoissa tukee myös ravinteiden analyysitulokset taulukoissa 3 ja 4. Taulukoiden mukaan nitraatin kasvu on hidastunut selvästi alhaisessa pH:ssa.

Liitteessä 4 olevasta laskeutuskuvasta voidaan havaita veden samentumista alhaisessa pH-lukemassa. Kuva on otettu suolahappo 1 kokeen viimeisen mittauksen alkupuolella, pH-arvosta n. 5.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat nähtävillä taulukoissa 5 ja 6. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että siimaeliöiden lisääntynyt määrä viittaa olosuhteiden heikentymiseen. Päätelmää tukee myös vapaiden ripsieläinten ja matojen väheneminen. Tämän lisäksi flokin heikentynyt rakenne kertoo prosessihäiriöstä. Flokissa tapahtunut pirstoutuminen on havaittavissa mikroskooppitarkastelussa liitteessä 4.

6.5 Natriumhydroksidi

6.5.1 Kemikaalin tiedot

Natriumhydroksidi eli lipeä on voimakkaasti syövyttävä teollisuuden kemikaali. Natriumhydroksidia käytetään muun muassa sellun valmistuksessa sekä desinfiointiaineena. Natriumhydroksidi on vahva emäs, jolla on hyvin korkean pH-arvo. (Aqua Nova 2008)

Lipeä liukenee veteen, dissosioituen natrium- ja hydroksyyli-ioneiksi. Reaktio veden kanssa muodostaa lämpöä. Natriumhydroksidi on haitallista useille vesieliöille korkean pH:n vuoksi, muttei kerry ekosysteemissä. (Aqua Nova 2008)

6.5.2 Tavoite

Suolahapon jälkeen kemikaaleista oli testivuorossa 15–30 % natriumhydroksidi. Käytännön testissä pyrittiin selvittämään, miten natriumhydroksidilla aikaansaadun pH:n nosto vaikuttaa aktiivilietteen rakenteeseen ja toimintaan. Tarkastelussa

olivat pH arvot n. 8–10. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin luonnetta nopeasti muuttuneissa olosuhteissa.

6.5.3 Esivalmistelut

Natriumhydroksidin vaikutusta siirryttiin tarkastelemaan suolahappotesteistä poiketen suoraan täyteen mittakaavaan. Täyden mittakaavan testeissä suoritettiin kolme koetta 70 litran panosreaktorissa. Koetilavuutena käytettiin 50 litraa aktiivilietettä.

Ensimmäisessä kokeessa natriumhydroksidia annosteltiin seuraten pH-mittarin lukemia. Toisessa ja kolmannessa kokeessa käytettiin hyväksi ensimmäisen kokeen tietoja ja pH-mittarin osoittamaa happamuuden muutosta.

6.5.4 Tulokset

Taulukon 9 tuloksissa, pH-lukeman noustessa yli 9,5 on nitraatin muodostumisessa tapahtunut huomattava heikentyminen. Tämä viittaisi, että muuttuneiden olosuhteiden vuoksi ammoniumtyypen hapetus on edelleen toiminut, mutta nitriittä hapettavat bakteerit ovat ajautuneet lepotilaan. Muutoksesta on seurauksena nitriitin kertyminen systeemiin.

Tulosten perusteella voidaan olettaa, että pH:n ollessa yli 10 koko typenpoistoprosessi estyy. Lopputilanteesta otettu kuva, liitteessä 6 osoittaa flokin rakenteen hajoamisen ja tästä seuranneen veden samentumisen. Lipeättestien analyysitulokset on esitetty taulukoissa 7, 8 ja 9. Kemikaalin vaikutukset lietteen eliörakenteeseen on nähtävillä taulukoissa 10, 11 ja 12. Hapenottokykymittauksen tulokset löytyvät liitteestä 5.

Taulukko 7. Natriumhydroksidi 1 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoiky lähtöarvosta %
1	2,85	9,59	0,523	6,6	139	
2	1,68	10,5	0,434	6,8	128	88 %
3	0,759	11	2,36	7,7	112	94 %
4	0,114	11,7	0,424	8,6	84	96 %
5	0,068	12	0,575	8,8	56	87 %

Taulukko 8. Natriumhydroksidi 2 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoiky lähtöarvosta %
1	2,38	3,6	0,691	7,0	66	
2	1,08	4,38	0,431	8,0	30	77 %
3	0,25	4,97	1,69	8,7	-4	88 %
4	0,06	5,07	0,81	9,4	-26	90 %

Taulukko 9. Natriumhydroksidi 3 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoiky lähtöarvosta %
1	4,89	5,21	2,24	7,0	128	
2	3,31	2,95	0,853	9,0	56	84 %
3	2,25	3,37	1,31	9,5	15	95 %
4	1,44	3,31	2,02	10	-22	93 %

Taulukko 10. Natriumhydroksidi 1 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	1		1	2,5	2,5			0,5	1,5
Lopputilanne	1			2,5	2,5			0,5	1,5

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Taulukko 11. Natriumhydroksidi 2 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne			2,5	2,5	2		0,5	0,5	1
Lopputilanne	0,5		3	2,5	2		0,5	0,5	1

Taulukko 12. Natriumhydroksidi 3 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	1	3	2	2,5	2,5			1,5	1
Lopputilanne	1	3	2	2,5	2,5			1,5	0,5

6.5.5 Tulosten tarkastelu

Liitteessä 5 olevista tuloksista havaitaan, kuinka pH:n nousu on vaikuttanut mikrobien hapenottokykyyn. Kaaviosta voidaan nähdä, että pH-arvon noustessa hapenottokyky on säilynyt ennallaan.

Ammoniumtypen toimivaa hapetusta muuttuneissa olosuhteissa tukevat myös ravinteiden analyysitulokset taulukoissa 7,8 ja 9. Sekä natriumhydroksidi 1, 2 että 3 kokeissa ammoniumtypeä on poistunut tasaiseen tahtiin läpi testien.

Huolimatta ammoniumtypen poistumisesta, on nitraatin muodostumisen osalta tilanne aivan toinen. Kokeiden 2 ja 3 analyysitulokset, taulukoissa 8 ja 9 tukevat heikentynyttä nitraatin muodostumista. Natriumhydroksidi 3 kokeen viimeisessä mittauksessa pH nostettiin n. 10, mikä esti käytännössä täysin nitriitin hapettamisen.

Liitteessä 6 olevasta laskeutuskuvasta nähdään veden samentumista korkeassa pH-lukemassa. Kuva on otettu natriumhydroksidi 3 kokeen viimeisen mittauksen alkupuolella, pH-arvosta n. 10. Flokissa tapahtunut pirstoutuminen on todennettavissa myös mikroskooppitarkastelun kuvassa, liitteessä 6.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset on nähtävissä taulukoissa 10, 11 ja 12. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että alkueläinten tilanteessa ja määrässä ei ole tapahtunut merkittävää muutosta. Siimaeliöiden läsnäolo kuitenkin viittaa prosessin kohonneeseen kuormitukseen.

6.6 Natriumhypokloriitti

6.6.1 Kemikaalin tiedot

Natriumhypokloriitti on syövyttävä ja hapettava teollisuuden kemikaali. Sitä hyödynnetään desinfioinnin lisäksi kemikaalien ja pesuaineiden valmistuksessa. Natriumhypokloriitti on emäksinen aine, joka yhdessä hapon kanssa kehittää kloorikaasua. (Aqua Nova 2005)

Tämä kemikaali liukenee täysin veteen ja hajoaa happamissa olosuhteissa suo-loiksi. Natriumhypokloriitti on myrkyllistä vesieliöille korkean pH:n ja aktiivikloorin vuoksi. Aine ei kuitenkaan kerry ekosysteemissä. (Aqua Nova 2005)

6.6.2 Tavoite

Kemikaaleista seuraavana testivuorossa oli 10–15 % natriumhypokloriitti. Käytännön kokeissa oli aikomuksena selvittää, minkälaiset desinfiointimäärät

olisivat haitalliset aktiivilietteen rakenteelle ja toiminnalle. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin luonnetta nopeasti muuttuneissa olosuhteissa.

6.6.3 Esivalmistelut

Natriumhypokloriitin vaikutusta siirryttiin tarkastelemaan natriumhydroksidin tavoin suoraan täyteen mittakaavaan. Täyden mittakaavan testeissä suoritettiin neljä koetta 70 litran panosreaktorissa. Testitilavuutena käytettiin 50 litraa aktiivilietettä.

Ensimmäisessä kokeessa natriumhypokloriittia annosteltiin pitoisuuksina 100 mg/l, 200 mg/l ja 400 mg/l. Toisessa kokeessa pitoisuudet olivat 200 mg/l ja 300 mg/l. Kolmannessa kokeessa syötettiin vain yksi 150 mg/l annos ja neljännessä jälleen kolme mittausta, pitoisuuksien ollessa 100 mg/l, 150 mg/l ja 200 mg/l.

6.6.4 Tulokset

Tulokset viittaavat aktiivilietteen olevan varsin herkkä desinfiointiaineen vaikutuksille. Hypokloriitin määrän noustessa yli 100 mg/l, tapahtuu taulukoiden 13 ja 15 mukaan eliöstön aktiivisuudessa huomattava romahdus. Kemikaalin vaikutuksesta monet alkueläimet ovat kuolleet ja suuret madot värjäytyneet liitteen 8, kuvan 14 mukaisesti sinisiksi. Havainnot viittaisivat siihen, että hypokloriitin aktiivikloori estää hapen kulkeutumisen eliöihin.

Hypokloriitti 4 testin tuloksista, taulukossa 15, havaitaan kuitenkin, että typenpoistoprosessi on ollut yhä toimintakunnossa 200 mg/l pitoisuuksissa. Myös hapenkulutus on pysynyt hyvänä. Vasta noin 400 mg/l pitoisuuksissa näyttäisi hypokloriitti 1 testin perusteella tapahtuvan notkahdus nitrifikaatiossa.

Lopputilanteesta otetusta valokuvasta, liitteessä 8 on havaittavissa flokin rakenteen hajoaminen ja veden samentuminen kemikaalitestin seurauksena. Kokeen analyysitulokset on kirjattu taulukoihin 13, 14 ja 15. Hypokloriitin vaikutukset

eliöstöön on esitetty taulukoissa 16,17 ja 18. Kemikaalitestin hapenottokykymitaukset löytyvät liitteestä 7.

Taulukko 13. Natriumhypokloriitti 1 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	2,41	3,28	0,48	6,8	77	
2	1,13	3,84	1,73	7,1	111	100 %
3	0,62	4,17	0,472	7,2	149	93 %
4	0,53	4,36	0,714	7,3	235	78 %

Taulukko 14. Natriumhypokloriitti 2 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	3,68	2,77	0,426	6,8	146	
2	2,88	2,92	0,458	7,0	184	69 %
3	2,89	2,96	0,756	7,1	229	61 %

Taulukko 15. Natriumhypokloriitti 4 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	3,74	3,56	0,411	7,1	78	
2	1,86	4,73	0,891	7,3	102	94 %
3	1,31	5,14	0,477	7,4	133	96 %
4	0,91	5,47	0,697	7,4	146	94 %

Taulukko 16. Natriumhypokloriitti 1 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne			0,5	2,5	2,5		0,5	0,5	2,5
Lopputilanne			0	0	0		0	0	0

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodot, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Taulukko 17. Natriumhypokloriitti 2 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	0,5		1	2,5	2,5	0,5		0,5	1
Lopputilanne	0		0	0	0	0		0	0

Taulukko 18. Natriumhypokloriitti 4 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	1,5		2	2,5	2,5			1,5	1
Lopputilanne	0		0	0	0			1	0,5

6.6.5 Tulosten tarkastelu

Litteen 7 tuloksista nähdään, kuinka desinfiointiaineen läsnäolo on vaikuttanut mikrobien hapenottokykyyn. Tuloksista huomataan, että kemikaalipitoisuuden noustessa yli 200 mg/l on hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin hidastunut.

Mikrobitoiminnan heikentymistä kloorin vaikutuksesta tukevat ravinteiden analyysitulokset taulukoissa 13, 14 ja 15. Hypokloriittikokeissa 1 ja 2 on ammoniumtyypen hapetus hidastunut merkittävästi yli 200 mg/l pitoisuuksissa. Lisäksi hypokloriitti 2 kokeesta käy ilmi, kuinka nitriitin hapetus on heikentynyt samai-

sessä pitoisuudessa. Kokeen mittauksessa lähtöpitoisuutena käytettiin 200 mg/l, mutta testi keskeytettiin pitoisuuden ollessa 300 mg/l, kun typenpoistoprosessi ja muu mikrobitoiminta estyi.

Flokin rakenteessa tapahtuva muutos on havaittavissa liitteessä 8 olevasta selkeytyskuvasta. Kuva on otettu hypokloriitti 1 kokeen viimeisen mittauksen alkupuolella pitoisuudesta 400 mg/l.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat nähtävillä taulukoissa 16, 17 ja 18. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että yli 200 mg/l pitoisuudet natriumhypokloriittia ovat myrkyllisiä alkueläimille. Kemikaali aiheuttaa hapenpuutetta, josta selvimpänä merkinä suurten matojen sinertävyys.

6.7 WC-kemikaali (Thetford Aqua Kem Sachets)

6.7.1 Kemikaalin tiedot

Aqua-Kem on ärsyttävä ja nieltynä myrkyllinen erikoiskemikaalivalmiste. Tuotteen käyttötarkoituksena on vähentää kuivakäymälöiden hajuhaittoja. Kemikaali koostuu formaldehydistä ja metanolista. (Thetford 2011)

Aqua-Kem liukenee veteen värjäten sen siniseksi. Formaldehydi on listattu karsinogeeniseksi aineeksi, mutta ei aiheuta erityistä haittaa vesieliöille. (Thetford 2011)

6.7.2 Tavoite

Kemikaalikokeissa siirryttiin Thetford Aqua Kem Sachets tuotteen testaamiseen. Käytännön testeissä selvitettiin kuivakäymälöissä käytetyn desinfiointi- ja hajunpoistokemikaalin haitallisuutta aktiivilietteen rakenteelle ja toiminnalle. Saatut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin luonnetta ja antamaan tietoa massatapahtumien vaikutuksista jätevedenpuhdistamolle.

6.7.3 Esivalmistelut

Wc-kemikaalin vaikutusta tarkasteltiin suoraan täydessä mittakaavassa. Testeissä suoritettiin yksi koe 70 litran panosreaktorissa. Näytetilavuutena käytettiin 40 litraa aktiivilietettä. Kokeessa liuotettiin valmistajan suositusten mukainen määrä kemikaalia (1 pss. / 20 litraa) suoraan aktiivilietteeseen.

6.7.4 Tulokset

Tulosten mukaan wc-kemikaali aiheuttaa suurissa pitoisuuksissa huomattavaa muutosta aktiivilietteen eliöstöön. Mikroskooppitarkastelun havainnot taulukossa 20 kertovat, että pidempiaikainen vaikutus aikaansaa alkueläinten kuolleisuutta. Todennäköinen syy muutokseen liittyy formaldehydin myrkylliseen vaikutukseen.

Wc-kemikaalin vaikutuksista typenpoistoon ei kuitenkaan voi tehdä yksiselitteistä johtopäätöstä. Hapenottokyvyn mittaukset liitteessä 9 ja ravinnepitoisuuksien tulokset taulukossa 19 näyttävät osaltaan ristiriitaisia tietoja. Suuri syy mittaus-ten epävakaisuuteen liittyy kemikaalin värjäävään vaikutukseen. Ongelman taustalla on käytettyjen happi- ja ravinnemittausten perustuminen valon adsorptioon sekä liuoksen väriin.

Kokeesta otetussa laskeutuskuvassa, liitteessä 10 ei ole havaittavissa merkittävää flokin repeytymistä kemikaalin vaikutuksesta. Hyvä laskeutuvuus tukisi bakteeritoiminnan säilymistä toimintakuntoisena testien ajan.

Testin analyysitulokset on esitetty taulukossa 19. Kemikaalin vaikutusta lietteen eliöstöön kuvaa taulukko 20. Aktiivilietteelle suoritettut hapenottokyky mittaukset löytyvät liitteestä 9.

Taulukko 19. WC-kemikaali testin tulokset

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	3,06	3,06	0,941	7,1	108	
2	0,92	2,7	0,471	7,2	118	76 %
3	0,3	2,86	0,498	7,3	125	70 %

Taulukko 20. WC-kemikaali testin eliöstömuutokset

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	2	2	2	3	2			0,5	1
Lopputilanne	0	2	0	0	0			0	2

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodot, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

6.7.5 Tulosten tarkastelu

Liitteessä 9 esitetyistä tuloksista huomataan, wc-kemikaalin vaikutus mikrobien hapenottokykyyn. Kaavion perusteella hapen siirtyminen mikrobeihin on hidastunut, johtuen todennäköisesti formaldehydin vaikutuksesta.

Mikrobitoiminnan hidastumista ei pystytä tukemaan analyysituloksilla. Wc-kemikaalin voimakas värjäävä vaikutus aiheuttaa liian suuren virheen spektrofotometrimittauksiin, joten taulukon 19 analyysitulokset eivät ole luotettavat.

Liitteessä 10 olevasta selkeytyskuvasta on havaittavissa huomattava veden värjäytyminen, mutta flokin rakenteeseen kemikaali ei kuitenkaan näytä vaikuttaneen.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat esitettynä taulukossa 20. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että lisääntynyt kuolleisuus on merkinä

formaldehydin myrkyllisyydestä suurissa pitoisuuksissa. Ripsieläinten ja muiden pienien alkueläinten häviäminen viittaa nopeaan olosuhteiden aiheuttamaan shokkiin.

6.8 Dieselöljy

6.8.1 Kemikaalin tiedot

Dieselöljy on haitallinen ja helposti palava moottoripolttoaine. Sitä käytetään yleisesti polttoaineena kevyessä ja raskaassa kuljetuskalustossa, sekä teollisuuden tarpeissa. Valmisteen monimuotoinen koostumus on peräisin dieselin, maaöljytuotteen, petrolijakeiden ja kaasuöljyjakeiden seoksesta. (Teboil 2011)

Dieselöljy liukenee niukasti veteen muodostaen pintaan läpikuultavan kerroksen. Polttoaine on haitallista vesieliöille petroli- ja kaasuöljyhiilivetyjen vuoksi. Tuote adsorboituu vesistön orgaaniseen ainekseen ja hajoaa hyvin hitaasti. Diesel kertyy mahdollisesti ekosysteemissä. (Teboil 2011)

6.8.2 Tavoite

Seuraavana kemikaaleista oli testivuorossa dieselöljy. Käytännön kokeiden tarkoituksena oli selvittää missä pitoisuuksissa polttoaine aiheuttaisi haittaa aktiivilietteen rakenteelle ja toiminnalle. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologista prosessia, ja lietteen reagoitua orgaaniseen ainekseen adsorboituihin hiilivetyihin.

6.8.3 Esivalmistelut

Dieselöljyn vaikutusta tarkasteltiin useimpien kemikaalien tavoin suoraan täydessä mittakaavassa. Testeissä suoritettiin kaksi koetta 70 litran panosreaktorissa. Näytetilavuutena käytettiin 50 litraa aktiivilietettä.

Ensimmäisessä kokeessa dieselöljyä annosteltiin 100 mg/l, 200 mg/l ja 300 mg/l. Toisessa kokeessa pitoisuudet olivat 200 mg/l, 300 mg/l ja 400 mg/l.

6.8.4 Tulokset

Taulukoiden 21–24 tiedot osoittavat aktiivilietteen olevan sietokykyinen suhteellisen suurille dieselöljypitoisuuksille. Viimeisenä testattu 400 mg/l pitoisuuskon ei aiheuttanut muutosta alkueläimien tilaan tai typenpoistoprosessiin. Lisäksi liitteen 12 kuvassa 22 flokki säilyi käytännössä muuttumattomana alkutilanteesta.

Hapenottokyvyn mittaustulokset liitteessä 11 kuitenkin viittaavat hidastuneeseen hapensiirtymiseen. On mahdollista, että dieselöljy hidastaa mikrobien elintoimintoja testatuissa olosuhteissa, mutta ei ole pitoisuutena myrkyllinen.

Polttoainekokeen analyysitulokset on esitetty taulukoissa 21 ja 22. Kemikaaliseen vaikutukseen lietteen eliöstöön on kirjattu taulukoihin 23 ja 24. Testistä otetut mikroskooppi- ja laskeutuskuvat on nähtävillä liitteessä 12.

Taulukko 21. Dieselöljy 1 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	3,07	2,71	1,14	7,0	101	
2	1,58	3,33	1,45	7,2	101	71 %
3	0,36	4,02	0,636	7,3	91	59 %
4	0,07	3,96	0,358	7,4	89	58 %

Taulukko 22. Dieselöljy 2 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenotto- kyky lähtöarvosta %
1	3,3	3,94	1,26	7,0	104	
2	1,91	4,48	0,306	7,2	98	100 %
3	0,596	5,23	0,311	7,3	90	82 %
4	0,077	5,31	0,35	7,4	91	62 %

Taulukko 23. Dieselöljy 1 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	1	3	2	2,5	2				1,5
Lopputilanne	1,5		2,5	3	3			1	

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Taulukko 24. Dieselöljy 2 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	1	1,5	3	3	2,5				0,5
Lopputilanne	1	2,5	2,5	3	2,5			1	1

6.8.5 Tulosten tarkastelu

Liitteen 11 tuloksista havaitaan, kuinka polttoaine on vaikuttanut mikrobien hapenotto-
kykyyn. Tiedoista käy ilmi, että hapen siirtyminen mikrobeihin on hidastunut ajan edetessä. Tuloksissa on kuitenkin pientä ristiriitaa. Ensimmäinen koe antaisi ymmärtää, että hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin olisi seurausta

dieselöljyn aiheuttamasta olosuhteiden muutoksesta. Toinen koe kuitenkin kumoaa tämän oletuksen ja kertoo pikemminkin hapetettavan aineen vähäisyydestä.

Hapetettavan aineen vähäisyyttä tukevat myös ravinteiden analyysitulokset taulukoissa 21 ja 22. Dieselöljykokeissa ammoniumtyypeä on rajoitetusti saatavilla koko testin ajan. Samansuuntaista näkemystä tukisi myös nitraatin nouseva pitoisuus läpi kokeiden. Voidaan päätellä, että dieselöljyn vaikutus ei ole ollut merkittävä mikrobien aktiivisuuden kannalta.

Liitteen 12 selkeytyskuvassa flokki on testatuissa dieselöljypitoisuuksissa normaalisti laskeutuva ja tiivis. Kuva on otettu dieselöljy 1 kokeen viimeisen mittauksen alkupuolella, pitoisuudesta 300 mg/l. Flokin koossa pysyminen tukee näkemystä toimivasta biomassasta.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat esitetty taulukoissa 23 ja 24. Mikroskooppitarkastelun perusteella huomataan, että yksikään kokeen kemikaalimäärästä ei aiheuta haittaa alkueläimille. Kuva säilyneestä flokin rakenteesta löytyy liitteestä 12.

6.9 Pesuaine (Fairy Original)

6.9.1 Kemikaalin tiedot

Fairy Original on emäksinen, luokittelun mukaan ihoa ja silmiä ärsyttävä käsitiskiaine. Kemikaalia käytetään rasvan ja lian poistamiseen astioista. Fairy koostuu etanolista, natriumlaurylieetterisulfaatista ja amiini C10-16-alkyyliidimetyyli N-oksidista. (Procter & Gamble 2009)

Pesuaine liukenee hyvin veteen, vaahdoten sekoituksessa pinta-aktiivisten aineiden vaikutuksesta. Tuote ei ole vaarallista ympäristölle eikä vesieliöille. Pinta-aktiiviset aineet ovat biologisesti hajoavia. (Procter & Gamble 2009)

6.9.2 Tavoite

Viimeisenä kemikaalina oli testivuorossa pesuaine. Käytännön testeissä pyrittiin selvittämään, minkälaista haittaa suuret pesuainepitoisuudet aiheuttaisivat aktiivilietteen rakenteelle ja toiminnalle. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin olemusta, sekä reagoitua pinta-aktiivisiin aineisiin.

6.9.3 Esivalmistelut

Pesuaineen vaikutusta tarkasteltiin dieselöljyn tapaan suoraan täydessä mitta-kaavassa. Kokeissa suoritettiin kaksi testiä 70 litran panosreaktorissa. Näytetilavuutena käytettiin 50 litraa aktiivilietettä.

Ensimmäisessä kokeessa pesuainetta annosteltiin n. 300 mg/l, 500 mg/l ja 750 mg/l. Toisessa testissä käytetyt pitoisuudet olivat n. 300 mg/l, 400 mg/l ja 500 mg/l. Viitteelliset pitoisuudet johtuvat suuren viskositeetin aiheuttamasta annosteluvaikkeudesta.

6.9.4 Tulokset

Kokeen tulokset kertovat aktiivilietteen olevan sietokykyinen pesuaineen vaikutuksille kohtuullisissa pitoisuuksissa. Kuitenkin pesuainetestien viimeiset mittaukset ja mikroskooppitarkastelut taulukoissa 25–28 kertovat aiheutuneesta häiriöstä.

Yli 500 mg/l kemikaalimäärä vaikuttaisi aiheuttavan alkueläinten kuolleisuutta hapenpuutteeseen. Samaisessa pitoisuudessa myös nitraatin muodostuminen on heikentynyt, vaikka ammoniumtyppi onkin poistunut. Liitteen 14 laskeutusku- vasta havaitaan flokin alkanutta repeilyä ja näytteen samentumista pesuaineen läsnä ollessa.

Kemikaalikokeen analyysitulokset on kirjattuna taulukoihin 25 ja 26. Pesuaineen vaikutukset lietteen eliöstöön on esitetty taulukoissa 27 ja 28. Testien hapenottoykymittaukset löytyvät liitteestä 13.

Taulukko 25. Pesuaine 1 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoyky lähtöarvosta %
1	3,39	5,67	1,07	7,1	108	
2	1,83	6,86	0,868	7,3	91	77 %
3	0,47	6,95	0,951	7,4	80	92 %
4	0,23	6,72	1,49	7,5	73	85 %

Taulukko 26. Pesuaine 2 testin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoyky lähtöarvosta %
1	5,91	4,9	0,764	7,1	112	
2	4,84	5,66	1,01	7,3	91	93 %
3	3,7	5,72	1,3	7,4	80	97 %
4	3,04	5,61	1,46	7,5	72	92 %

Taulukko 27. Pesuaine 1 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	0,5		2	2,5	2,5			0,5	2
Lopputilanne	0	3	0	0	0			0	0

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Taulukko 28. Pesuaine 2 testin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne		2	1,5	2,5	2		0,5	0,5	
Lopputilanne		0	0	0	0		0	0,5	0,5

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodot, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

6.9.5 Tulosten tarkastelu

Liitteessä 13 kuvatuista tuloksista nähdään pesuaineen vaikutus mikrobien hapenottokykyyn. Tuloksissa on lievää ristiriitaa, sillä pesuaine 1 testin perusteella hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin on hidastunut huomattavasti. Pesuainetestin 2 vastaavasti osoittaisi hapenottokyvyn olevan lähes ennallaan.

Tuloksia osin selittää se, että testeissä käytetyt pitoisuudet eroavat toisistaan. Molempien kokeiden kohdalla hapenottokyky on heikkoa pesuainepitoisuuden ollessa yli 500 mg/l.

Mikrobitoiminnan hidastumista pesuaineen vaikutuksesta tukevat ravinteiden analyysitulokset taulukoissa 25 ja 26. Kokeissa nitraatin muodostuminen on romahtanut mentäessä yli 500 mg/l pesuainepitoisuuksiin.

Liitteen 14 selkeytyskuvasta havaitaan huomattavaa veden samentumista korkeissa pesuainepitoisuuksissa. Kuva on otettu pesuaine 1 kokeen viimeisen mittauksen alkupuolella, pitoisuudesta n. 750 mg/l.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat kirjattuna taulukoihin 27 ja 28. Mikrokoopitarkastelu viittaisi, että yli 500 mg/l pitoisuudet käsitiskiainetta ovat myrkyllisiä alkueläimille. Kemikaaliseos aiheuttaa hapenpuutetta, josta merkinä suurten matojen sinertävyys.

6.10 Johtopäätökset

Kemikaalikokeissa havaittu hapenottokyvyn lasku viittaa hidastuneeseen mikrobitoimintaan nopeasti muuttuneiden olosuhteiden takia.

Nitraattipitoisuuden kasvun hidastuminen osoittaa, että nitriittiä nitraatiksi hapettavien bakteerien toiminta on muuttunut olosuhteiden mukana.

Mikrobitoiminnan estymisestä ja typenpoistoprosessin häiriöistä voidaan päätellä, että eliöt ajautuivat olosuhteiden shokkivaikutuksesta lepotilaan tai kuolivat.

Flokin rikkoutuminen kuvaa lietteen biomassan kohonnutta kuolleisuutta. Flokkien pieneneminen heikentää mikrobien kykyä tarttua pintaan, mikä on monesti edellytyksenä niiden toiminnalle. Lisäksi pirstoutunut flokki ei laskeudu entiseen tapansa, mikä aiheuttaa ongelmia kiintoaineen talteenotolle jätevedenpuhdistusprosessin loppupäässä.

6.11 Virhetarkastelu

Jätevedenpuhdistamo on siitä mielenkiintoinen työympäristö, että olosuhteet muuttuvat kokoajan. Prosessin elävyys asettaa melkoiset haasteet tutkimustyölle, sillä vertailukelpoisten tulosten saaminen on vaikeaa. Aktiivilietteen lämpötila, pH, ravinnepitoisuus, mikrobikanta ja happipitoisuus ovat muutamia esimerkkejä alati vaihtuvista tekijöistä.

Erilaiset lähtöolosuhteet voivat aiheuttaa yksittäisiin mittauksiin merkittäviä eroja. Olosuhteiden aiheuttamaa häiriötä pyrittiin poistamaan toistamalla kunkin kemikaalin testaus vähintään kaksi kertaa.

Käytännönkokeiden alussa nollanäytteelle tehdyt kaksi mittausta osoittivat huomattavaa yhdenmukaisuutta erilaisista lähtöolosuhteista huolimatta. Voidaan siis riittäväällä todennäköisyydellä päätellä, että kemikaalitestien kohdalla olosuhteet eivät häirinneet luotettavien tulosten saamista. Mittaustulosten luo-

tettavuus on kuitenkin varsin riippuvainen antureiden, mittareiden ja mittakittien toimivuudesta.

Kokeissa oli käytössä mitta-anturit pH:lle, happipitoisuudelle ja redox-potentiaalille. Kukin antureista oli suunniteltu jätevedenpuhdistamon tarpeisiin. Kuitenkin pH ja happipitoisuus perustuvat optiseen mittaustapaan, mikä saattaa ottaa häiriötä runsaasta kiintoaineen määrästä.

Kiintoaineen aiheuttama häiriö ei rajoitu vain reaktorissa tapahtuvaan mittaukseen. Merkittävämpää haittaa kiintoaineesta saattaa aiheutua mittakittien käytössä. Heikosti laskeutuva kiintoaines voi vääristää väriin perustuvaa spektrofotometrimäärittystä. Samankaltaista vääristymää aiheuttaa myös lietteen seassa olevat väriaineet.

Tulosten analysoinnissa tuotiin esille hapenottokyvyn hidastumisen olevan seurausta heikentyneestä mikrobitoiminnasta. On kuitenkin tarkennettava, että syynä heikentyneeseen hapenottoon vaikuttaisi merkittävästi myös hapetettavan aineen vähäisyys.

Eräs huomionarvoinen asia tulosten luotettavuutta arvioitaessa on käytettyjen näytetilavuuksien riittävyys. Tarkemmin sanottuna, antaako 1 dl purkinäyte ja 100 µl mikroskooppinäyte riittävän kuvan 50 litran reaktorin vallitsevasta tilanteesta. Näytetilavuudet pidettiin pieninä mittausteknisistä syistä, mutta on arvioitava riittääkö se tulosten luotettavuuden kannalta.

Olen kuitenkin tullut siihen johtopäätökseen, etteivät näytetilavuudet aiheuta virheellisiä tuloksia. Kokeita tehdessä reaktorissa vallitsivat tasapuoliset olosuhteet. Sekoitus oli toimiva, liete oli laadullisesti riittävän homogeenistä ja reaktorin pieni koko esti suurempien gradienttien muodostumisen. Tulokset olivat lisäksi ennakkokaavailujen mukaisia ja loogisia.

Kaikissa koetilanteissa ehkä yleisin virhelähde löytyy kuitenkin työntekijästä. Inhimilliset virheet, unohdukset ja epähuomiot voivat monessa tilanteessa vääristää tulosten luotettavuutta. Useasti virheiden huomaaminen kokeen aikana voi olla vaikeaa, ja joissain tapauksissa koko testi joudutaan uusimaan.

Inhimilliset virheet koskivat pääasiassa laskutoimituksia ja pipetointeja. Kuitenkin myös näytteiden kontaminoituminen tai väärät johtopäätökset olivat mahdollisia.

6.11.1 Suolahappo

Kiintoaine ei tarttunut mitta-antureihin, eikä mahdollisesti häiritsevää lietepatjaa kertynyt reaktorissa lähelle anturia.

Suolahappotesteissä ei mittakiteissä havaittu heikosti laskeutuvaa kiintoainesta tai väriaineita.

Ammoniumtyyppiä oli testien loppuun asti riittävästi jäljellä.

Tuloksista voidaan huomata, kuinka suolahappo 2 testin yksi nitraattimittaus epäonnistui pipetointivirheestä. Lisäksi hapenottokyvyn mittausten lähtöarvot vaihtelivat 2 ja 3,5 mg/l O₂ välillä.

Mikroskopoitaessa eliöiden tunnistaminen ei kemikaalitestien alussa ollut huipuluokkaa, mikä vaikeutti johtopäätösten tekemistä. Yhteenvetona voidaan silti todeta, että suolahappotesteissä saadut tulokset ovat keskenään samansuuntaiset ja linjassa typenpoiston yleisten pH suositusten kanssa.

6.11.2 Natriumhydroksidi

Ensimmäinen virhe tuli tehtyä natriumhydroksidi 1 testissä. Ensimmäisen kemikaalipitoisuuden lisäys ajallaan unohtui ja näin koe käsitti neljän mittauksen sijasta viisi.

Natriumhydroksidi 2 ja 3 testien ensimmäisissä mittauksissa kiintoaine tarttui happianturiin ja väärästi tulosta. Tulosten vääristymä ei kuitenkaan ollut merkittävä lopputulokset kannalta, sillä tärkeiden, viimeisten mittausten kohdalla kyseistä ongelmaa ei esiintynyt. Lisäksi kolmannessa natriumhydroksidin kokeessa happipitoisuus nousi kertaalleen yli 3,0 mg/l.

Natriumhydroksidia testattaessa ei analyysinäytteissä havaittu heikosti laskeutuvaa kiintoainesta tai väriaineita.

Natriumhydroksiditesteissä hapetettavan aineen vähäisyys ei tullut esteeksi, sillä jokaisessa mittauksessa ammoniumtypen määrä väheni huomattavasti.

Yhteenvetona voidaan kuitenkin sanoa, että natriumhydroksidia testattaessa tulokset olivat keskenään samansuuntaisia ja linjassa typenpoiston yleisten pH suositusten kanssa.

6.11.3 Natriumhypokloriitti

Ensimmäisenä virheenä mainittakoon kokeissa 1–3 käytetyt liian suuret natriumhypokloriittipitoisuudet. Kemikaalin seurauksena lopputarkastelussa ei ollut havaittavissa eliötoimintaa.

Natriumhypokloriitti 2 ja 3 kokeiden ensimmäisissä mittauksissa kiintoainetta tarttui mittariin. Tulosten vääristymä ei kuitenkaan ollut merkittävä johtopäätösten kannalta, sillä tärkeiden viimeisten mittauksen kohdalla kyseistä ongelmaa ei esiintynyt.

Neljännessä hypokloriittitestissä happimittarista loppuivat patterit hapetuksen aikana, jolloin ilmastusvaihe venyi n. 8 min. ylipitkäksi.

Analyysinäytteissä ei havaittu heikosti laskeutuvaa kiintoainesta tai väriaineita.

Ammoniumtypen vähäisyys ei tullut esteeksi, sillä jokaisessa mittauksessa ravinnetta oli vielä selvästi jäljellä.

Yhteenvetona todettakoon, että natriumhypokloriittia testattaessa tulokset olivat keskenään samansuuntaisia ja linjassa tiedetyn hypokloriitin desinfiointivaikutuksen kanssa.

6.11.4 WC – kemikaali

Kemikaalille suoritettu yksi ainoa koe kasvattaa virhettä huomattavasti muihin testeihin nähden.

Kokeen ensimmäisessä mittauksessa kiintoainetta tarttui mittariin. Virhe ei kuitenkaan häirinnyt varsinaisia kemikaalin aikaisia testimittauksia. WC–kemikaalin sininen väriaine saattoi kuitenkin sotkea mitta-antureiden normaalia toimintaa.

Analyysitulosten vääristymä on käytännössä väistämätön, sillä väriaine sotki spektrofotometrimittauksia.

Wc-kemikaalitestissä ammoniumtyypen vähäisyys ei tullut esteeksi, sillä jokaisessa mittauksessa ravinnetta oli vielä selvästi jäljellä.

Yhteenvetona voidaan kuitenkin sanoa, että testatun wc-kemikaalin mittaukset eivät kykene kertomaan tuotteen vaikutuksesta typenpoistoon. Kemikaalin vaikutukset alkueläimille on tarkastettavissa mikroskoopilla, mutta käytännössä muut mittaukset saivat liian suurta häiriötä väriaineesta.

Kuitenkin kaikki mittaukset ja analyysit osoittivat kemikaalin olevan haitallinen bakteerien ja alkueläinten toiminnalle, jota myös ennakko-oletukset tukevat. Huomionarvoista on, että käytetyt pitoisuudet olivat kuitenkin todella suuria, eikä todellisessa tilanteessa kemikaalia pääsisi jätevedenpuhdistamolle näitä määriä.

6.11.5 Dieselöljy

Ensimmäinen virhe oli molemmissa testeissä esiintynyt liian pieni ammoniumtyppipitoisuus. Ammoniumtyppipitoisuuden vähyys hapenottokykyyn oli merkittävä, mutta tulokset ovat silti johdonmukaiset.

Toinen virhe oli ylihapetus ennen dieselöljy 1 testin kolmatta mittausta.

Dieselöljy 1 kokeen alkupään mittauksissa kiintoaine muodosti heijastavan patjan lähelle anturia. Tulosten vääristymä ei kuitenkaan ollut merkittävä lopputuloksen kannalta, sillä viimeisten mittausten kohdalla vastaavaa ongelmaa ei ollut.

Dieselöljyä testattaessa ei näytteissä havaittu heikosti laskeutuvaa kiintoainesta tai väriaineita.

Yhteenvetona sanottakoon, että dieselöljyä testattaessa tulokset olivat keskenään samansuuntaiset ja helposti analysoitaessa. Vähintäänkin flokin hyvä laskeutuvuus ja alkueläintarkastelu todistavat, ettei dieselöljyn vaikutus ole eliöstölle haitallinen käytetyissä testiolosuhteissa.

6.11.6 Pesuaine

Ensimmäisenä virheenä tuotakoon esille pesuaine 1 testin rajusti vaihdelleet happipitoisuudet mittauksiin lähdettäessä. Pesuaineen vaahtoaminen ja viskooisin kemikaaliseoksen annostelu aiheuttivat aluksi suurta ongelmaa myös ilman-syötön säätöön. Kuitenkin pinnan alla toimiviin antureihin vaahto ei luultavimmin merkittävästi vaikuttanut.

Toinen virheellinen toiminta tapahtui kiintoaineen kertyessä happimittareihin testien alussa. Tulosten vääristymä ei kuitenkaan ole merkittävä lopputuloksen kannalta, koska tärkeät, viimeiset mittaukset hoituivat ilman häiriöitä.

Pesuainetta testattaessa ei näytteissä havaittu heikosti laskeutuvaa kiintoainesta tai väriaineita.

Ammoniumtyypen vähäisyys ei tullut esteeksi, sillä jokaisessa mittauksessa ravinnetta oli vielä riittämiin jäljellä.

Yhteenvetona pesuainetta testattaessa tulokset olivat keskenään samansuuntaisia ja linjassa ennakoarviointien kanssa.

7 SEISOKKIKOKEET

Seisokkikokeet tehtiin kemikaalitestien ohessa, kesän 2013 aikana Kakolanmäen puhdistamon ilmastusaltailla ja näytteenottohuoneessa. Laitteistona käytettiin 70 litran panosreaktoria.

Reaktori valmistettiin omakätisesti liittäen muoviastiaan pohjailmastus ja kannettavat mittarit. Laitteistolla kyetään simuloimaan ilmastuksen peruseriaatetta panostoimisena, ilman syötön tapahtuessa paineilmaverkosta käsisäädöllä.

Testeissä on tarkastelun alla pitkäkestoisen seisokin vaikutus aktiivilieteprosessin biomassalle ja typenpoistoon. Seisokin pituudet määräytyivät sähkökatkon vaikutuksia mukaillen.

Katkosten vaikutuksia seurattiin analysoiden muutoksia mikrobien hapenottokyvyssä, lietteen eliöstössä, pH:ssa sekä redoks-potentiaalissa. Typenpoiston tilaa tarkkailtiin mittaamalla ammoniumtypen, nitraatin ja liukoisin fosforin pitoisuuksia.

Testeissä mitatut katkosten pituudet olivat 24 h, 44 h ja 72 h. Kukin seisokkiaika testattiin kertaalleen.

7.1 Materiaalit ja menetelmät

Hapenottokyvyn ja pH:n muutosta seurattiin Hach HQ40d multi mittarilla. Mittausarvot tallentuivat laitteen muistiin puolen minuutin välein. Käytetyt anturit olivat Hach LDO ja Hach pH.

Redoks-potentiaalia seurattiin Endress + Hauser Liquisys M mittarilla ja Orbisint anturilla. Potentiaaliarvo kirjattiin käsin hapenottokykymittausten alussa ja lopussa.

Katkoksen vaikutusta typenpoistoon seurattiin pika-analyysikiteillä. Käytetyt mittarit olivat Hach Lange:n ammoniumtppi (LCK 303 ja 304), nitraatti (LCK 339) ja liukoinen fosfori (LCK 349).

Lietteen rakennetta ja eliöstöä tutkittiin OLYMPUS BX 40 F valomikroskoopilla. Käytetyt suurennukset olivat 40x, 100x ja 200x.

Täydellinen lista käytetyistä välineistä löytyy liitteestä 2.

7.2 Työn suoritus

Seisokkikokeet aloitettiin annostelemalla reaktoriin yhteensä n. 50 litraa typpipitoista aktiivilietettä ilmastuksen lohkoista 1 ja 4. Reaktori suljettiin väljästi kannella ja jätettiin määrätyksi ajaksi ilmastusallastilaan.

Katkoksen jälkeen reaktoriin liitettiin ilmastus ja mitta-anturit. Lietettä ilmastettiin happipitoisuuteen 2,5 mg/l.

Määritykset käynnistettiin ilmastuksen loputtua. Kukin neljästä mittaussyklistä kesti 15 min. Sykliä aikana määritettiin aktiivilietteestä otetun näytteen ammoniumtyppi, nitraatti ja liukoinen fosfori.

Mittausten välillä reaktoria ilmastettiin n. 10 min. happipitoisuuden ollessa n. 2,5 mg/l.

Kokeiden päätyttyä tutkittiin lietteen laskeutumisessa ja eliöstössä tapahtuneita muutoksia. Havainnot kirjattiin ylös ja verrattiin tuloksia nollanäytteeseen.

7.3 24 h seisokki

7.3.1 Tavoite

Seisokkikokeet suoritettiin kemikaalitestien ohessa, käyttäen samaa laitteistoa ja mittaustapaa. Ensimmäisenä testivuorossa oli 24 h katkos. Käytännön kohteessa pyrittiin selvittämään, miten 24 tunnin katkos vaikuttaisi aktiivilietteen rakenteeseen ja toimintaan. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin luonnetta ääriolosuhteissa.

7.3.2 Tulokset

Havaintojen mukaan 24 h seisokilla on merkittävä vaikutus aktiivilietteen ulkonäköön, rakenteeseen ja toimintaan. Katkos aikaansaa muun muassa lietteen tummenemista, ja kerääntymistä lautaksi pintaan, sekä pohjaan. Hapettomuudesta aiheutuu mädäntymistä, josta kertoo sen ominainen haju.

Liitteen 16 kuvassa on nähtävissä flokissa tapahtunut lievä repeily. Eliöstön rakenteen selvä muutos on havaittavissa taulukossa 29. Alkueläimistä ryömien ripsieläinten ja siimaeliöiden vallitsevuus kertoo epäsuotuisista olosuhteista ja liukoisen hapen vähäisyydestä.

Taulukko 29. 24 h seisokkitestin eliöstömuutokset

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	2		2	1,5	2,5			0,5	2
Lopputilanne	2		2	2	2,5			1	2

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Huolimatta aktiivilietteessä tapahtuneista selvistä muutoksista, on taulukon 30 tulosten mukaan mahdollista eheyttää prosessi normaalikuntoon 24 h seisokin jälkeen. Ammoniumtypen hapetus on käynnistynyt ilman syötön yhteydessä ja nitraatin määrä on kääntynyt pienen notkahduksen jälkeen nousuun.

Taulukko 30. 24 h seisokkitestin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	5,6	5,46	0,42	7,4	-105	
2	5,22	4,77	0,648	7,2	-32	93 %
3	4,02	4,75	0,378	7,2	46	89 %
4	2,77	5,23	0,47	7,2	53	97 %

Hapenottokyky mittaukset, liitteessä 15 kertovat erittäin tehokkaasta hapenkulutuksesta ja mikrobitoiminnan elpymisestä. Lopputilanteesta otettu valokuva 32, liitteessä 16 kertoo myös flokin rakenteen ja normaalin värin palautumisesta.

7.3.3 Tulosten tarkastelu

Liitteen 15 kaaviosta nähdään, kuinka elvytys on vaikuttanut mikrobien hapenottokykyyn. Tuloksista havaitaan, että ilman syötön alettua hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin on ollut kiivasta.

Mikrobitoiminnan elpymistä ilmastuksen aikana tukevat ravinteiden analyysitulokset taulukossa 30, sekä muutokset redoks-potentiaalissa. Havaitaan, että ammoniumin hapetus on käynnistynyt ja toiminut samanaikaisesti nitraattia poistavan denitrifikaation kanssa. Kokeen viimeinen mittaus osoittaa myös, kuinka hapelliset olosuhteet ovat alkaneet inhiboida denitrifikaatiota.

Liitteessä 16 olevista selkeytyskuvista voidaan havaita lievää flokin vaalentumista alkutilanteeseen nähden. Huomattavaa muutosta veden sameudessa ei ole kuitenkaan ehtinyt tapahtua. Kuvat ovat otettu koetta ennen ja viimeisen mittauksen alkupuolella.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat esitettynä taulukossa 29. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että alkutilanteeseen nähden eliöstö on muuttunut hieman normaalikuormitteisen prosessin suuntaan. Varrellisten riisieläinten yleistymisen kertoo hyvästä happitilanteesta ja stabiilista lietteestä.

7.4 44 h seisokki

7.4.1 Tavoite

44 tunnin seisokkikoe suoritettiin noin viikko 24 h katkoskokeen jälkeen. Käytännön kokeessa pyrittiin selvittämään, mitä vaikutuksia kahden vuorokauden seisokki aikaansaa aktiivilietteen rakenteeseen ja toimintaan. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin toimintaa suurissa olosuhdemuutoksissa.

7.4.2 Tulokset

Tutkimuksen mukaan 44 h seisokilla on huomattava vaikutus aktiivilietteen ulkonäköön, rakenteeseen ja toimintaan. Katkos aikaansaa lietteen voimakasta tummenemista ja kerääntymistä lautaksi pintaan sekä pohjaan. Seisokki aiheuttaa mädäntymistä, josta kertoo lietteen voimakas haju.

Lietteen 18 kuvassa näkyvä flokissa tapahtunut lievä repeily. Selvä eliöstön rakenteen muutos on havaittavissa taulukosta 31. Alkueläimistä vapaasti liikkuvien ripsieläinten ja siimaeliöiden vallitsevuus kertoo epäsuotuisista olosuhteista ja liukoisen hapen vähäisyydestä.

Taulukko 31. 44 h seisokkitestin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	2		3		1,5			0,5	1
Lopputilanne	1		3		2,5			0,5	1,5

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Huolimatta aktiivilietteessä tapahtuneista suurista muutoksista, on taulukon 32 tietojen mukaan mahdollista eheyttää prosessi normaalikuntoon 44 h seisokin jälkeen. Ammoniumtyypen hapetus on käynnistynyt toisen ilmastuksen yhteydessä ja nitraatin määrä on kääntynyt asteittain nousuun.

Taulukko 32. 44 h seisokkitestin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottoikyky lähtöarvosta %
1	14	0,446	0,685	7,4	-126	
2	14,3	0,674	0,514	7,4	-15	92 %
3	12,9	1,23	0,391	7,4	8	100 %
4	11,5	1,53	0,311	7,5	19	100 %

Hapenottoikyky mittaukset liitteessä 17 kertovat erittäin tehokkaasta hapenkulutuksesta ja mikrobitoiminnan elpymisestä. Lopputilanteesta otettu valokuva 36, liitteessä 18 kertoo myös selvästä flokin rakenteen ja normaalin, ruskean värin palautumisesta.

7.4.3 Tulosten tarkastelu

Liitteen 17 tulokset osoittavat elvytyksen vaikutuksen mikrobien hapenottoikykyyn. Hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin on ollut erittäin kiivasta heti ilman syötön alettua.

Mikrobitoiminnan elpymistä ilmastuksen aikana tukevat redoks-potentiaalin kehitys, ja ravinteiden analyysitulokset taulukossa 32. Tiedoista havaitaan, että nitrifikaatio on toiminut kauttaaltaan, josta merkinä nitraatin kertyminen systeemiin.

Liitteen 18 selkeytyksistä voidaan havaita selvää flokin värin vaalentumista alkutilanteeseen nähden. Lisäksi veden kirkkaudessa on nähtävissä positiivista kehitystä. Kuvat ovat otettu koetta ennen ja viimeisen mittauksen alkupuolella.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat esillä taulukossa 31. Mikroskooppitarkastelun perusteella voidaan todeta, että alkutilanteeseen nähden eliöstö on monipuolistunut, ja edennyt kohti normaalia prosessin tilaa. Kuitenkin varrellisten ripsieläinten poissaolo kertoo epästabiilista tilanteesta ja korkeasta kuormituksesta.

7.5 72 h seisokki

7.5.1 Tavoite

72 tunnin seisokkikoe suoritettiin muutama päivä 44 h katkoskokeen jälkeen. Käytännön kokeessa pyrittiin selvittämään, miten noin kolmen vuorokauden seisokki vaikuttaisi aktiivilietteen rakenteeseen ja toimintaan. Saadut tiedot auttavat ymmärtämään biologisen prosessin toimintaa todella merkittävässä olosuhdemuutoksissa.

7.5.2 Tulokset

Tulosten mukaan 72 h seisokilla on käänteentekevä vaikutus aktiivilietteen ulkonäköön, rakenteeseen ja toimintaan. Katkos aiheuttaa lietteen mustumista ja mädäntymistä. Liete kertyy pintaan ja pohjaan paksuksi patjaksi. Flokki pirstoutuu säläksi ja eliöstö muuttuu viittaamaan korkeasta kuormituksesta. Alkueläimistä siimaeliöiden vallitsevuus taulukossa 33 kertoo epäsuotuisista olosuhteista ja liukoisen hapen vähäisyydestä.

Taulukko 33. 72 h seisokkitestin eliöstömuutokset.

	F	A	VPR	VAR	RR	I	N	R	M
Alkutilanne	3		2						0,5
Lopputilanne	3		3	1	2	0,5	0,5		1

Missä 0–1 = yksittäinen havainto, 1,5–2 = runsas esiintyvyys, 2–3 = vallitseva esiintyvyys.

F = flagellat, A = ameebat, VPR = vapaat ripsieläimet, VAR = varrelliset ripsieläimet, RR = ryömivät ripsieläimet, I = imukat, N = nematodat, R = rotiferat sekä M = madot ja muut kehittyneet eliöt.

Huolimatta aktiivilietteessä tapahtuneista suurista muutoksista, on taulukon 34 tulosten mukaan mahdollista eheyttää prosessi normaalikuntoon myös 72 h seisokin jälkeen. Vaikkakin ammoniumtyypen mittaustulokset puuttuvat, on nitraatin määrä kääntynyt asteittain nousuun.

Taulukko 34. 72 h seisokkitestin tulokset.

Näyte	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	pH	Redoks (mV)	Hapenottokyky lähtöarvosta %
1	12,3	0,412	0,701	7,5	-150	
2		0,591	0,787	7,6	-2	99 %
3		0,911	0,635	7,6	5	90 %
4		1,3	0,225	7,6	25	98 %

Hapenottokymittaukset, liitteessä 19 kertovat erittäin tehokkaasta hapenkulutuksesta ja mikrobitoiminnan asteittaisesta elpymisestä. Lopputilanteesta otettu valokuva 40, liitteessä 20 kertoo myös selvästä flokin rakenteen ja normaalin, ruskean värin palautumisesta.

7.5.3 Tulosten tarkastelu

Liitteestä 19 löytyvät tulokset osoittavat, kuinka elvytys on vaikuttanut mikrobien hapenottokykyyn. Havaitaan, että ilman syötön alettua on hapen siirtyminen vedestä mikrobeihin ollut erittäin kiivasta.

Mikrobitoiminnan elpymistä ilmastuksen aikana tukevat redox-potentiaalin kehitys, ja ravinteiden analyysitulokset taulukossa 34. Tuloksista havaitaan, että nitrifikaatio on toiminut kauttaaltaan, josta merkinä nitraatin kertyminen systeemiin.

Liitteessä 20 olevista selkeytyskuvista näkyy selvää flokin vaalentumista alkutilanteeseen nähden. Lisäksi veden kirkkaudessa on havaittavissa positiivista kehitystä. Kuvat ovat otettu koetta ennen ja viimeisen mittauksen alkupuolella.

Eliöstössä tapahtuneet muutokset ovat nähtävissä taulukossa 33. Mikroskoopitarkastelun perusteella nähdään, että alkutilanteeseen verrattuna eliöstö on muuttunut huomattavasti monipuolisemmaksi. Varrellisten ripsieläinten läsnäolo kertoo kuormituksen tasaantumista ja hyvästä happitilanteesta.

7.6 Johtopäätökset

Hapenottokyvyn nousu viittaa tehostuneeseen mikrobitoimintaan ja epäsuotuisista olosuhteista seuranneen lepotilan loppumiseen.

Lietteen ruskean värin palaaminen kertoo tilanteen normalisoitumisesta ja mätänemisen loppumisesta.

7.7 Virhetarkastelu

Jätevedenpuhdistuksessa aktiivilieteprosessin tila ja olosuhteet muuttuvat jatkuvasti. Tämä asettaa haasteet tutkimustyölle vertailukelpoisten tulosten saamiseksi. Muun muassa aktiivilietteen lämpötila, pH, mikrobikanta, happipitoi-

suus ja ravinnepitoisuudet vaihtelevat kausittain. Erilaiset lähtöolosuhteet voivat aiheuttaa yksittäisten mittausten välille suuriakin eroja.

Tämä asettaa seisokkitestin mittaustulokset kysymysmerkin alle, mutta ei kumoakaan kokeen luotettavuutta. Nollanäytteelle tehdyt kaksi mittausta ja seisokkitestit yhdessä osoittivat kuitenkin huomattavaa samankaltaisuutta erilaisista lähtökohdista huolimatta.

Mittaustulosten luotettavuus on kuitenkin varsin riippuvainen antureiden, mitta-reiden ja mittakittien toimivuudesta. Kokeissa oli käytössä kaiken kaikkiaan mitta-anturit pH:lle, happipitoisuudelle ja redoks-potentiaalille. Kukin antureista oli suunniteltu jätevedenpuhdistamon tarpeisiin. Kuitenkin pH ja happipitoisuus perustuvat optiseen mittaustapaan, mikä saattaa ottaa häiriötä runsaasta kiinto-aineen määrästä.

Kiintoaineen aiheuttama häiriö ei kuitenkaan rajoitu vain reaktorissa tapahtuvaan mittaukseen. Merkittävämpää haittaa kiintoaineesta saattaa aiheutua mittakittien käytössä. Heikosti laskeutuva kiintoaine vääristää merkittävästi spektrofotometrillä tapahtuvaa mittausta näyteliuksen epätasaisesta väristä johtuen. Samankaltaista vääristymää aiheuttaa myös lietteen seassa olevat väriaineet.

Huomionarvoista tulosten luotettavuutta arvioitaessa on käytettyjen näytetilavuuksien riittävyys. Tarkemmin sanottuna, antaako 1 dl purkkinäyte ja 100 µl mikroskooppinäyte riittävän kuvan 50 litran reaktorin vallitsevasta tilanteesta. Näytetilavuudet pidettiin pieninä mittausteknisistä syistä, mutta on arvioitava riittääkö se tulosten luotettavuuden kannalta.

Tuloksien yhdenmukaisuutta tarkastellen on kuitenkin tultava siihen johtopäätökseen, ettei pienten näytetilavuuksien käyttö ollut haitallista. Lisäksi kokeita tehdessä reaktorissa vallitsivat tasapuoliset olosuhteet. Sekoitus oli toimiva, liete oli laadullisesti riittävän homogeenistä ja reaktorin pieni koko esti suurempien gradienttien muodostumisen.

Kaikissa koetilanteissa ehkä yleisin virhelähde löytyy kuitenkin työntekijästä. Inhimilliset virheet, unohdukset ja epähuomiot voivat monessa tilanteessa vää-

ristää tulosten luotettavuutta. Useasti virheiden huomaaminen kokeen aikana voi olla vaikeaa, ja joissain tapauksissa koko testi joudutaan uusimaan. Seisokkitestissä inhimillisen virheen mahdollisuudet koskivat etenkin pipetoiteja ja ilmamäärän syöttöä. Kuitenkin myös näytteiden kontaminoituminen tai virheelliset johtopäätökset olivat mahdollisia.

7.7.1 24 h seisokki

Seisokkikokeen ensimmäisessä mittauksessa happipitoisuus jäi 1,9 mg/l erittäin suuresta hapenkulutuksesta johtuen. Kolmannessa ilmastuksessa happipitoisuus vastaavasti nousi aina 3,3 mg/l asti tilanteen normalisoiduttua.

Kokeen aikana kiintoaine ei tarttunut mitta-antureihin, eikä mahdollisesti häiritsevää lietepatjaa kertynyt reaktorissa lähelle anturia. Myöskään mittakittien osalta tulosta vääristävää kiintoainesta tai väriaineita ei ollut.

Yhteenvetona todettakoon, että 24 tunnin seisokkitestissä saadut tulokset ovat kauttaaltaan samansuuntaiset ja riittävät esille tuotuihin johtopäätöksiin.

7.7.2 44 h seisokki

Tulosten tarkastelu kertoo, että ainakin yksi virhe tuli tehtyä. Voidaan huomata, että seisokkikokeen ensimmäisessä mittauksessa happipitoisuus jäi 2,0 mg/l erittäin suuresta hapenkulutuksesta johtuen.

Kuitenkaan muuta huomionarvoista kirjattavaa ei 44 tunnin seisokin osalta ole. Kiintoaine ei tarttunut mitta-antureihin, eikä mahdollisesti häiritsevää lietepatjaa kertynyt reaktorissa lähelle anturia. Mittakiteissäkään ei tulosta vääristävää kiintoainesta tai väriaineita havaittu.

Näin voidaan yhteenvetona todeta, että 44 tunnin seisokkitestissä saadut tulokset ovat kauttaaltaan samansuuntaiset ja riittävät luotettavuudeltaan tulosten tarkastelussa tehtyihin johtopäätöksiin.

7.7.3 72 h seisokki

Voidaan huomata liitteestä 19, että seisokkikokeen ensimmäisessä mittauksessa happipitoisuus jäi 2,2 mg/l erittäin rajusta ilmastuksesta huolimatta. Lisäksi ravinnepitoisuuksien mittaus jäi vajavaiseksi ammoniumtyppikittien loputtua kesken.

Kokeen aikana havaittiin liuenneen fosforin analyysimittauksessa tulosta vääristävää, heikosti laskeutuvaa kiintoainesta. Liuenneen fosforin mittaus ei kuitenkaan ole olennainen tehtäessä johtopäätöstä mikrobien tilasta.

72 tunnin seisokkitestissä kiintoaine ei tarttunut mitta-antureihin, eikä mahdollisesti häiritsevää lietepatjaa kertynyt reaktorissa lähelle anturia.

Yhteenvetona voidaan todeta, että 72 tunnin seisokkitestissä saadut tulokset ovat kauttaaltaan samansuuntaiset ja riittävät luotettavuudeltaan tehtyihin johtopäätöksiin.

8 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kesään lähdetessä ei osannut olettaa, mitä opinnäytetyöltä voisi odottaa. Aihe oli alusta asti mielenkiintoinen, mutta haastava, sillä samanlaiset tutkimukset ovat olleet harvassa. Myös oma kokemus vastaavanlaisen työn tekemisestä oli hyvin vähäistä.

Koulussa suoritettavat laboratoriotyöt olivat valmiiksi ohjeistettuja ja tiedossa oli mitä haluttiin, sekä miten tulokseen päädyttäisiin. Opinnäytetyöni osalta asia oli hieman toisin. Matkan varrella itse kehitetyt työohjeet, analyysimenetelmät ja laitteisto rakensivat pikkuhiljaa pohjan tutkimustyölle. Nyt koko prosessin ollessa loppusuoralla tuntuu, että kesästä ja opinnäytetyöstä jäi korvaamatonta kokemusta ja oppia tulevaisuuden varalle.

8.1 Kemikaalitestit

Kemikaalitestit suoritettiin elokuun 2013 aikana Kakolanmäen jätevedenpuhdistamolla. Lähtökohtana oli selvittää, miten aktiivilieteprosessi reagoisi nopeasti heikentyneisiin olosuhteisiin. Pyrittiin selvittämään myös mitä mittauksia tai havaintoja seuraamalla oltaisiin perillä prosessin tilasta.

Kemikaalikokeiden tulokset osoittavat, että testit olivat varsin onnistuneita. Mittauksista saatiin lukuisia samansuuntaisia tietoja, joita pystytään hyödyntämään prosessin tilan analysoinnissa. Tulosten mukaan hapenottokykymittaus on käytökelpoinen määrittämään lietteen mikrobiaktiivisuutta, mikäli mittarit ovat toimintakuntoisia.

Havainnot lisäksi tukevat sitä, että ammoniumtyppi- ja nitraattimittaukset ovat hyödyllisiä typenpoiston ohjausparametreja, joskin häiriöalttiita kiintoaineelle. Redoks-potentiaalin mahdollisuutta typenpoistotehon online-mittaukseen olisi suositeltavaa tutkia tarkemmin. Kemikaalitestien tulosten mukaan redoks-potentiaali seurasi varsin hyvin reaktorissa tapahtuvaa typpipitoisuuden muutosta.

Tuloksista kyetään havainnoimaan, että lietteen laskeumanäyte ja mikrosko-
pointi ovat käytännöllisiä menetelmiä flokin rakenteen ja lietteen laadun seu-
raamisessa. Prosessin ollessa selvästi kuormittuneessa tilassa, tapahtui myös
flokissa negatiivisia muutoksia. Etenkin alkueläimet vaikuttavat olevan hyvä in-
dikaattori vallitsevien olosuhteiden tunnistamiseksi.

On kuitenkin nostettava esille, että testien kautta saadut kemikaalipitoisuudet
eivät ole suoraan verrattavissa ilmastusaltaiden tilavuuteen. Lisäksi prosessin
muutosnopeus ja voimakkuus vaihtelevat mittakaavan mukaan.

Selvennyksenä sanottakoon, että kemikaalitestistä saatuja prosessihavaintoja
kyetään hyödyntämään melko suorasti jätevedenpuhdistamon kokoluokkaan.
Kuitenkaan kemikaalimääriä ja yksityiskohtaisia mittaustuloksia ei voida skaala-
ta samalla tavalla.

Katson, että kemikaalitesteissä saatuja tietoja voidaan hyödyntää prosessin
ohjauksessa ja prosessin tilan seuraamisessa. Mittausmenetelmät ovat käyttö-
kelpoisia aktiivilieteprosessin tarkkailussa ja testien perusteella onkin laadittu
puhdistamon käyttöön toimintaohjeistus häiriötilanteiden varalle.

8.2 Seisokkikokeet

Seisokkikokeet suoritettiin kemikaalitestien tavoin elokuun 2013 aikana Kako-
lanmäen jätevedenpuhdistamolla. Tarkoituksena oli selvittää mitä muutoksia
aktiivilietteessä tapahtuu katkoksen aikana ja onko tilanteen elvyttäminen mah-
dollista normaalein prosessiohjauskeinoin.

Seisokkitestien tulokset osoittavat, että kokeet olivat onnistuneita. Mittaukset
kertoivat samaa mitä aistinvaraiset havainnot antoivat olettaa. Pitkäaikainen
seisokki sai aikaan huomattavia muutoksia lietteen värissä, hajussa, rakentees-
sa ja eliöstössä. Kuitenkin elvytystoimenpiteiden jälkeen liete palautui käytän-
nössä normaaliin prosessin tilaan pelkän ilmansyötön ja sekoituksen avulla.

Tehdyt havainnot viittaavat, kemikaalitestien tavoin, käytettyjen mittaus- ja ha-
vainnointimenetelmien käytännöllisyyteen. Hapenottokyky, ravinnepitoisuudet,

redoks-potentiaali ja mikroskooppitarkastelu antavat konkreettista tietoa aktiivilieteprosessin tilasta ja kehityssuunnasta.

Kuitenkin johtopäätöksiä tehdessä on muistettava ero panosreaktorin ja aidon aktiivilieteprosessin välillä. Saatuja mittaustuloksia ei siis kyetä suoraan hyödyntämään jätevedenpuhdistamon mittakaavaan. Toisinsanoen ei ole mahdollista todeta, että aktiivilieteprosessi kestää varmasti kolmen vuorokauden seisokin, sillä prosessin käyttäytyminen allastilavuuden vaihtuessa muuttuu huomattavasti.

Lisäksi aktiivilieteprosessi käsittää ilmastusaltaat sekä selkeytyksen. Todellisessa mittakaavassa sekoitus ja ilmastus eivät välttämättä riittäisi kiintoaineen sekoittamiseen seisokin jälkeen. Myös ilmastusaltaan pinnalle kertynyt lietepatja karkaisi selkeytykseen, poistaen prosessista suuren osan kiintoainesta.

Huolimatta tästä, tuloksia ja havaintoja on mahdollista hyödyntää prosessin tilan seuraamisessa ja toimenpiteiden suunnittelussa. Esimerkiksi lietteen mustuminen ja hajun ilmaantuminen, tai siimaeliöiden lisääntynyt määrä ovat selviä merkkejä prosessihäiriöstä. On siis pidettävä tärkeämpänä havaintojen ja menetelmien seuraamista, kuin yksityiskohtaisten tulosten tietoja.

9 YHTEENVETO

Tämän opinnäytetyön tarkoituksena oli tutkia häiriötilanteiden vaikutusta Kakkolanmäen jätevedenpuhdistamon aktiivilieteprosessin toimintaan. Työn alkuosassa kerrotaan jätevedenpuhdistuksen ja aktiivilieteprosessin teoria. Lopuosa, joka käsittää noin kaksi kolmasosaa pureutuu käytännön kokeiden käsittelyyn, tuloksiin ja johtopäätöksiin.

Turun seudun puhdistamo Oy:lle on määritetty ympäristöluvassa puhdistusehdot, jotka tulee täyttää kausittain. Häiriötilanteet vaikuttavat merkittävästi puhdistustuloksien täyttämiseen. Prosessiongelmia ovat jätevedenpuhdistuksessa suhteellisen harvinaisia, mutta sitä haitallisempia. Olosuhteiden muutokset aiheuttavat paineita etenkin typenpoistolle.

Kemikaalitestien mukaan aktiivilieteprosessille vahinkoa aiheuttavat korkea ja matala pH, desinfiointiaineet sekä pesuaineet. Tulokset osoittavat, että prosessin tilaa on mahdollista seurata hapenottokyky-, ravinnepitoisuus-, redoxpotentiaali- ja mikroskooppimäärityksin.

Seisokkitestien perusteella prosessikatkos aikaansaa muutoksia aktiivilietteen rakenteessa ja toiminnassa. Liette on kuitenkin mahdollista elvyttää riittävällä ilmastuksella ja olosuhteiden tasaamisella. Tuloksia ei kuitenkaan kyetä suoraan hyödyntämään ilmastusallastilavuuteen. Tästä huolimatta panosreaktorin ylöskirjatut havainnot antavat tietoa mahdollisen häiriötilanteen vaikutuksista ja etenemisestä.

LÄHTEET

Aatola, L. 2007. Viemärihajujen synty ja hallintamenetelmät. Diplomityö. Ympäristö- ja energia-tekniikan koulutusohjelma. Tampere: Tampereen teknillinen yliopisto. Viitattu 3.12.2013
http://www.vvy.fi/files/217/Dtyo_Aatola_291207.pdf.

Abeliovich, A. 1987. Nitrifying Bacteria in Wastewater Reservoirs. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 53(4), 754 – 760. Viitattu 10.12.2013
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC203751/>.

Aqua Nova 2005. Käyttöturvallisuustiedote. Natriumhypokloriitti 10 %. Viitattu 29.10.2013
<http://www.aquanova.fi/www/att.php?id=37>.

Aqua Nova 2008. Käyttöturvallisuustiedote. Natronlipeä 50 % liuos. Viitattu 29.10.2013
<http://www.aquanova.fi/www/proatt.php?id=198>.

Aqua Nova 2008. Käyttöturvallisuustiedote. Suolahappo. Viitattu 28.10.2013
<http://www.aquanova.fi/www/proatt.php?id=196>.

Aquaflow Oy 2013. Actiflo®. Turun seudun puhdistamo Oy. Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo. Ohitusvesien käsittely. Viitattu 2.10.2013
http://www.aquaflow.fi/aquaflow/ressources/documents/1/4007_Aquaflow_ACTIFLO_Turku_040511.pdf.

Asetus yhdyskuntajätevesistä 2006. 888/2006. Viitattu 24.9.2013
<http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888>.

Bernhard, A. 2012. The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. Nature Education Knowledge. Viitattu 21.10.2013 <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-nitrogen-cycle-processes-players-and-human-15644632>.

Castignetti, D. & Hollocher, T. C. 1982. Nitrogen Redox Metabolism of a Heterotrophic, Nitrifying-Denitrifying *Alcaligenes* sp. from Soil. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 44(4), 923 – 928. Viitattu 10.12.2013 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC242118/>.

Corona, F.; Mulas, M.; Haimi, H.; Sundell, L.; Heinonen, M.; Vahala, R. 2013. Monitoring nitrate concentrations in the denitrifying post-filtration unit of a municipal wastewater treatment plant. Journal of Process Control. Vol. 23, Issue 2, 158-170. Viitattu 9.12.2013
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959152412002399>.

Davies, P. S. 2005. The Biological Basis of Wastewater Treatment. Strathkelvin Instruments Ltd. Viitattu 25.10.2013 <http://bartec-benke.nl/media/1000154/thebiologicalbasisofwastewatertreatment.pdf>.

Environmental Leverage Inc. 2003. Nitrification – Why a Total Nitrogen balance is important! Viitattu 10.12.2013 <http://www.environmentalleverage.com/Nitrification-balance.htm>.

EPA, United States Environmental Protection Agency 2004. Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems. Viitattu 7.10.2013 <http://www.epa.gov/npdes/pubs/primer.pdf>.

EPA, United States Environmental Protection Agency. 1999. Wastewater Technology Fact Sheet Fine Bubble Aeration. Viitattu 10.12.2013
http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_fine.pdf.

EPA, United States Environmental Protection Agency. 2002. Nitrification. Viitattu 10.12.2013
<http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/tcr/upload/nitrification.pdf>.

Garcia-Ochoa, F.; Gomez, E.; Santos, V. E.; Merchuk, J. C. 2010. Oxygen uptake rate in microbial processes: An overview. *Biochemical Engineering Journal*. Volume 49, Issue 3, 289-307. Viitattu 24.10.2013 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X10000380>.

Gomes, K. 2009. *Waste Water Management*. First Edition. Jaipur, India. Oxford Book Company. Viitattu 1.10.2013 <http://site.ebrary.com.ezproxy.turkuamk.fi/lib/turkuamk/docDetail.action?docID=10417688>.

Grundfos Pumput Oy 2013. SE- ja SL- sarjojen jätevesipumput. Viitattu 25.9.2013 <http://fi.grundfos.com/tuotteet/etsi-tuote/se-and-sl-9-30-kw.html>.

Guo, J.; Zhang, L.; Chen, W.; Ma, F.; Liu, H.; Tian, Y. 2013. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*. Vol. 133, 59 – 67. Viitattu 10.12.2013 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413000497>.

Hach Lange 2012. UV analysis-the reagent-free alternative: NITRATAX clear sc. Viitattu 9.12.2013 <http://www.hach-lange.co.uk/view/product/EU-LXV420.99.50001/NITRATAX%20clear%20sc?productCode=EU-LXV420.99.50001>.

Hagar, P. 1995. Factors affecting the performance of activated sludge in a modified Ludzack Ettinger process fed with high purity oxygen. A Thesis, Master of Science. Department of Civil and Geological Engineering. Winnipeg, Manitoba: University of Manitoba. Viitattu 2.11.2013 <http://www.collectionscanada.gc.ca/obj/s4/f2/dsk2/ftp04/mq23328.pdf>.

Hakala, I. 1995. Aktiivilietteen mikroskopointioppas. Turun vesilaitos. Keskuspuhdistamo.

Haustein, C. 2011. pH. Viitattu 7.9.2013 <http://www.eoearth.org/view/article/155107/>.

Hoffmann, H.; Barbosa da Costa, T.; Wolff, D. B.; Platzer, C.; Ribeiro da Costa, R. H. 2007. The Potential of Denitrification for the Stabilization of Activated Sludge Processes Affected by Low Alkalinity Problems. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Vol. 50, n. 2, 329-337. Viitattu 10.12.2013 <http://www.scielo.br/pdf/babt/v50n2/18>.

Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*. Vol. 46, No. 1, 43 – 70. Viitattu 10.12.2013 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC373209/pdf/microrev00066-0053.pdf>.

Kröppl, M. 2010. Ammonification. Rebel, Responsible Business – European e-Learning Module. Viitattu 25.10.2013 [http://www.responsiblebusiness.eu/display/rebwp8/1+Ammonification+\(N+mineralisation\)](http://www.responsiblebusiness.eu/display/rebwp8/1+Ammonification+(N+mineralisation)).

Kukkonen, M. 2012. Happigeneraattorin käyttö esi-ilmastuksessa Savon Sellun jätevedenpuhdistamolla. Opinnäytetyö. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Kuopio: Savonia ammattikorkeakoulu. Viitattu 14.10.2013 http://publications.theseus.fi/bitstream/handle/10024/41826/Kukkonen_Minna.pdf?sequence=1.

Laitinen, I. 2005. Aktiivilietteen mikrobiologiaa. VodaPro Oy.

LSVYT, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy 2013. Tiivistelmä Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon tammi-maaliskuun 2013 neljännesvuosijaksolta. Viitattu 24.9.2013 http://www.turunseudunpuhdistamo.fi/docs/TSP_raporttitiivistelma.pdf.

Lähde, J. 2008. Ammoniumtyppi ilmaston ohjausparametrinä yhdyskuntajäteveden puhdistuksessa. Kandidaatintyö. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Lappeenranta: Lappeenrannan teknillinen yliopisto. Viitattu 3.12.2013 <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/38668/nbnfi-fe200806031504.pdf?sequence=3>.

Martens-Habbena, W.; Berube, P. M.; Urakawa, H.; de la Torre, J. R.; Stahl, D. A. 2009. Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria. *Nature*. Vol. 461, 976 – 979. Viitattu 2.11.2013 <http://archaea.sfsu.edu/pubs/MartensHabbena2009.pdf>.

- NSFC, National Small Flows Clearinghouse 2003. Explaining the Activated Sludge Process. Nesc. Pipeline Vol. 14, No. 2 Viitattu 16.9.2013
http://www.nesc.wvu.edu/pdf/ww/publications/pipline/pl_sp03.pdf.
- Obaja, D.; Macé, S.; Costa, J.; Sans, C.; Mata-Alvarez, J. 2003. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. Biore-source Technology. Volume 87, Issue 1, 103-111. Viitattu 26.9.2013
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852402002298>.
- Oram, B. Ammonia in Groundwater, Runoff, and Streams. B.F. Environmental Consultants Inc. Water Research Center. Viitattu 25.10.2013 <http://www.water-research.net/Watershed/ammonia.htm>.
- Orhon, D.; Babuna, F.G. & Karahan, O. 2009. Industrial Wastewater Treatment by Activated Sludge. IWA Publishing.
- Park, H-D.; Wells, G. F.; Bae, H.; Criddle, C. S.; Francis, C. A. 2006. Occurrence of Ammonia-Oxidizing Archaea in Wastewater Treatment Plant Bioreactors. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 72, no. 8, 5643-5647.
- Playchoom, C.; Pungrasmi, W. & Powtongsook, S. 2010. Effect of Carbon Sources and Carbon/Nitrogen Ration on Nitrate Removal in Aquaculture Denitrification Tank. International Conference on Biology, Environment and Chemistry. IPCBEE Vol. 1. Viitattu 10.12.2013
<http://www.ipcbee.com/vol1/72-B20023.pdf>.
- Procter&Gamble Household Care Products 2009. Käyttöturvallisuustiedote. Fairy Original Käsi-tiskiaaine. Viitattu 31.10.2013
http://www.siivous.fi/yellowservice/tiedostot/kuvat/ktt/fairy_original.pdf.
- Radiometer analytical 2007. pH Theory and Practice. Viitattu 17.9.2013 http://www.radiometer-analytical.com/pdf/ph_theory.pdf.
- Rolfe, M. D. ym. 2012. Lag Phase Is a Distinct Growth Phase That Prepares Bacteria for Exponential Growth and Involves Transient Metal Accumulation. Journal of Bacteriology. Vol. 194(3), 686-701. Viitattu 18.9.2013 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3264077/>.
- Shammas, N. Kh. 1986. Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process. Journal (Water Pollution Control Federation). Vol. 58, No. 1, 52 – 59. Viitattu 10.12.2013
<http://www.jstor.org/stable/25042841>.
- Skadsen, J. 2002. Effectiveness of High pH in controlling nitrification. Journal (American Water Works Association). Vol. 94, No. 7, 73 – 83. Viitattu 10.12.2013
<http://www.jstor.org/stable/41298417>.
- Slamex Oy 2013. Välpät ja siivilät. Viitattu 2.10.2013
http://www.slamex.fi/slamex_tuotteet_valpat_ja_siivilat.
- Sohlo, E. 2011. Typenpoiston toiminnan optimointi Oulun kaupungin jätevedenpuhdistamolla. Diplomityö. Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. Oulu: Oulun yliopisto. Viitattu 7.9.2013
<http://www oulu.fi/poves/pages/publ/dipl/ennisohlo.pdf>.
- Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL R.Y. Helsinki 2003. RIL 124-1 Vesihuolto I.
- Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL R.Y. Helsinki 2004. RIL 124-2 Vesihuolto II.
- Suslow, T. V. 2004. Oxidation-Reduction Potential (ORP) for Water Disinfection Monitoring, Control, and Documentation. Publication 8149. Division of Agriculture and Natural Resources. University of California.

- Teboil 2011. Käyttöturvallisuustiedote. Diesel KL, Diesel -29/-34, Diesel -15/-25. Viitattu 30.10.2013
[http://www.teboil.fi/Global/K%C3%A4ytt%C3%B6turvallisuustiedotteet/Teboil%20Diesel%20KL%20Diesel%20-29--34%20Diesel%20-15--25%20\[FIN\].pdf](http://www.teboil.fi/Global/K%C3%A4ytt%C3%B6turvallisuustiedotteet/Teboil%20Diesel%20KL%20Diesel%20-29--34%20Diesel%20-15--25%20[FIN].pdf).
- Theftord Corporation 2011. Material Safety Data Sheet. Form Number 50003. Viitattu 30.10.2013 <http://www.theftord.com/Portals/0/pdf/Aqua%20Kem%20Ind.pdf>.
- Turun seudun puhdistamo Oy. Kakolan jätevedenpuhdistamo. Viitattu 24.9.2013
<http://www.turunseudunpuhdistamo.fi/index.html>.
- USGS, U.S. Geological Survey. 2013. Nitrogen and Water. The USGS Water Science School. Viitattu 26.10.2013 <http://ga.water.usgs.gov/edu/nitrogen.html>.
- Van Haandel & Van der Lubbe. 2007. Handbook Biological Waste Water Treatment Design and Optimisation of Activated Sludge Systems. Quist Publishing. Leidschendam, The Netherlands.
- Water Environment Federation 1998. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants Fourth Edition. WEF Manual of Practice 8.
- Weiner, E. R. 2000. Applications of Environmental Chemistry: A Practical Guide for Environmental Professionals. Florida, USA. CRC Press LLC.
- WQA, Water Quality Association 2000. Alkalinity. Viitattu 30.11.2013
<http://www.wqa.org/glossary.cfm?gl=663>.
- Ye, F.; Chen, Y.; Feng, X. 2005. Advanced start-up of anaerobic attached film expanded bed reactor by pre-aeration of biofilm carrier. Bioresource Technology. Volume 96, Issue 1, 115-119. Viitattu 14.10.2013 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404001063>.
- Zhang, P. & Zhou, Q. 2007. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. Frontiers of Environmental Science & Engineering. Vol. 1(1), 49 – 52. Viitattu 4.11.2013 <http://www.environmental-expert.com/Files/6063/articles/15054/a9.pdf>.
- Zumft, W. G. 1997. Cell Biology and Molecular Basis of Denitrification. Microbiology and Molecular Biology Reviews. Vol. 61, No. 4, 533 – 616. Viitattu 10.12.2013
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.110.7225&rep=rep1&type=pdf>.

Työohjeet

Kemikaalitestit

Näyte_____ Linja_____ Päivämäärä_____

1. Valmistele reaktori testejä varten. Aseta ilmastin pohjalle, sekä kiinnitä mittanturit. Älä käytä reaktorissa kantta.
2. Käynnistä mittarit
3. Kerää 10 litran ämpäreihin lietettä n. 40 litraa ilmastusaltaan lohkokosta 4, ja n. 10 litraa lohkokosta 1. Kaada lietteet reaktoriin
4. Käynnistä jatkuva happimittaus ja ilmasta reaktoriin pO_2 pitoisuudeksi n. 2,5 mg/l.
5. Sulje ilmastus ja aloita 15 min. OUR (Oxygen uptake rate) mittaus sekä kirjaa ylös redox-arvo.
6. Redox_____ Sulje ilmastus ja aloita 15 min. OUR (Oxygen uptake rate) mittaus sekä kirjaa ylös redox-arvo.
 - a. Redox_____
 - b. Ota alkutilanteesta purkkinäyte ja pullonäyte
7. (Analysoi pullonäytteestä ammoniumtyppi, nitraattityppi ja liukoinen fosfori odotellessasi.)
 - a. NH_4-N _____ NO_3-N _____ PO_4-P _____
8. OUR mittauksen päätyttyä vaihda happimittaus jatkuvaksi ja kirjaa ylös redox-arvo.
 - a. Redox_____
 - b. Ota alkutilanteesta purkkinäyte ja pullonäyte
9. Käynnistä reaktorin ilmastus 10 minuutiksi, ja tähtää reaktoriin pO_2 pitoisuudeksi n. 2,5 mg/l.
 - a. _____
 - b. Ota alkutilanteesta purkkinäyte ja pullonäyte
10. (Analysoi pullonäytteestä ammoniumtyppi, nitraattityppi ja liukoinen fosfori odotellessasi.)
 - a. NH_4-N _____ NO_3-N _____ PO_4-P _____
11. OUR mittauksen päätyttyä vaihda happimittaus jatkuvaksi ja kirjaa ylös redox-arvo.
 - a. Redox_____
 - b. Ota alkutilanteesta purkkinäyte ja pullonäyte.
12. Käynnistä reaktorin ilmastus 10 minuutiksi, ja tähtää reaktoriin pO_2 pitoisuudeksi n. 2,5 mg/l.
13. Sulje ilmastus ja aloita 15 min. OUR (Oxygen uptake rate) mittaus sekä kirjaa ylös redox-arvo.
 - a. Redox_____
 - b. Ota alkutilanteesta purkkinäyte ja pullonäyte.

14. (Analysoi pullonäytteestä ammoniumtyppi, nitraattityppi ja liukoinen fosfori odotellessasi.)
 a. $\text{NH}_4\text{-N}$ _____ $\text{NO}_3\text{-N}$ _____ $\text{PO}_4\text{-P}$ _____
15. OUR mittauksen päätyttyä vaihda happimittaus jatkuvaksi ja kirjaa ylös redox-arvo.
 a. Redox_____
16. Käynnistä reaktorin ilmastus 10 minuutiksi, ja tähtää reaktoriin pO_2 pitoisuudeksi n. 2,5 mg/l.
17. Sulje ilmastus ja aloita 15 min. OUR (Oxygen uptake rate) mittaus sekä kirjaa ylös redox-arvo.
 a. Redox_____
 b. Ota alkutilanteesta purkinäyte ja pullonäyte
18. (Analysoi pullonäytteestä ammoniumtyppi, nitraattityppi ja liukoinen fosfori odotellessasi.)
 a. $\text{NH}_4\text{-N}$ _____ $\text{NO}_3\text{-N}$ _____ $\text{PO}_4\text{-P}$ _____
19. OUR mittauksen päätyttyä kirjaa ylös redox-arvo
 a. Redox_____
20. Suorita purkinäytteiden analysointi. Kirjaa ylös lietteen ulkoasu (väri, flokin ulkonäkö, haju) ja ota tilanteesta valokuva.

Alkutilanne: _____

Lopputilanne: _____

21. Suorita näytteiden mikroskooppianalyysi, ja kirjaa ylös flokin rakenne, koko, tiiveys ja yleiskuva. Ota selventävä valokuva.

Alkutilanne: _____

Lopputilanne: _____

22. Tarkastele mikroskoopilla lietteen eliöstön tilaa, kirjaa ylös vallitsevat lajit (esiintyvyyssarvo 2-3) ja muut esiintyvät lajit (esiintyvyyssarvo 0,5-1,5).

Alkutilanne: _____

Vallitsevat: _____

Muut esiintyvät: _____

Lopputilanne: _____

Vallitsevat: _____

Muut esiintyvät: _____

Testeissä käytetyt välineet ja reagenssit

Välineet

DO anturi: Hach LDO, SN: 100972592006

Ilmaletku: Etrafleks PUR 10/15 mm, 15 m, 20 bar, SFS s400

Kamera: Canon EOS 650 D

Mikroskooppi: OLYMPUS BX 40 F

NH₄-N mittakitti: Hach Lange LCK 303, 2 – 47 mg/l NH₄-N, SxO < 1,1 mg/l

NH₄-N mittakitti: Hach Lange LCK 304, 0,015 – 2 mg/l NH₄-N, SxO < 0,04 mg/l

NO₃-N mittakitti: Hach Lange LCK 339, 0,23 – 13,50 mg/l NO₃-N, SxO < 0,8 mg/l

Paineenalennin: Parker Watts, serial 126, pressure range 0/50

Paineilma: Instrumentti-ilmaverkosta

pH-anturi: Hach pH, SN: 122502562011

pH ja DO mittari: Hach HQ40d multi, cat no. 58258 – 00

Pipetti 100 – 1000 µl: Biohit proline pipettor, cat no. 720060

Pipetti 1 – 5 ml: Biohit proline pipettor, cat no. 720110

Pipetinkärjet 5 ml: Sartorius Optifit Tip

PO₄-P mittakitti: Hach Lange LCK 349, 0,05 – 1,50 mg/l PO₄-P, SxO < 0,3 mg/l

Reaktori 70 l: BILTEMA

Redox-anturi: Endress + Hauser Orbisint CPS12D – 7NA21

Redox-mittari: Endress + Hauser Liquisys M pH/dig. sensor

Spektrofotometri: Hach Lange DR 2800

Reagenssit

Dieselöljy: Teboil

Natriumhydroksidi: Rainbow putkenavaaja, Natriumhydroksidia 15 – 30 %, pH 13,5

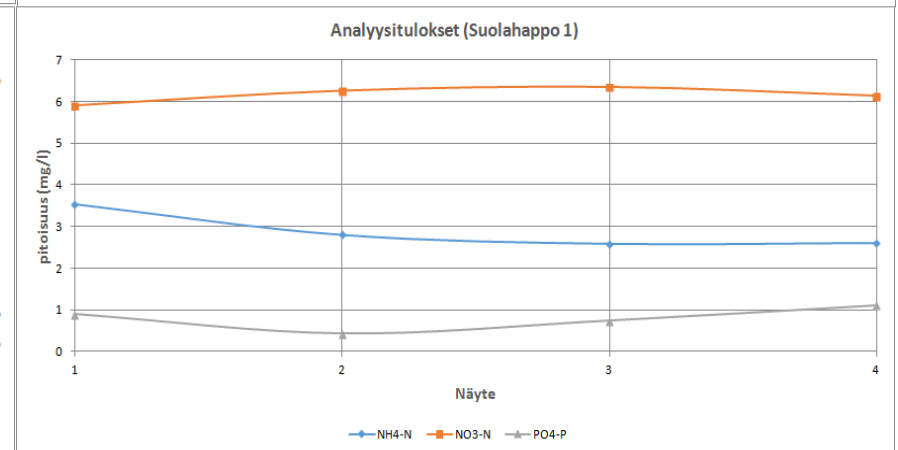
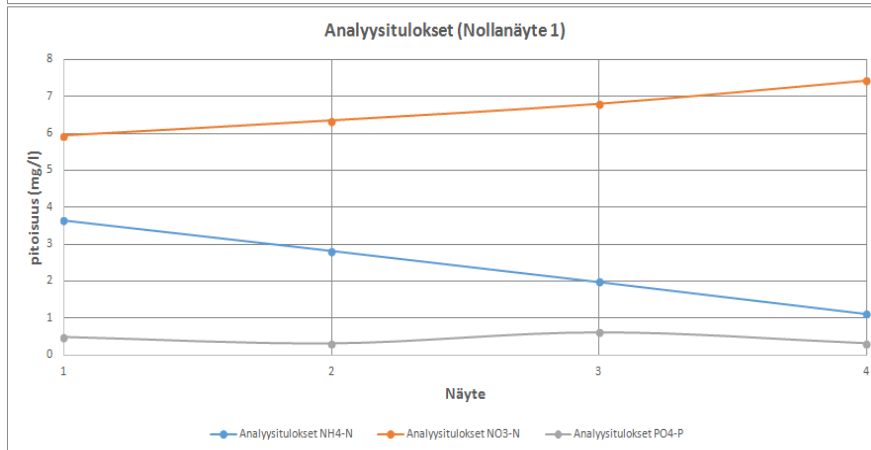
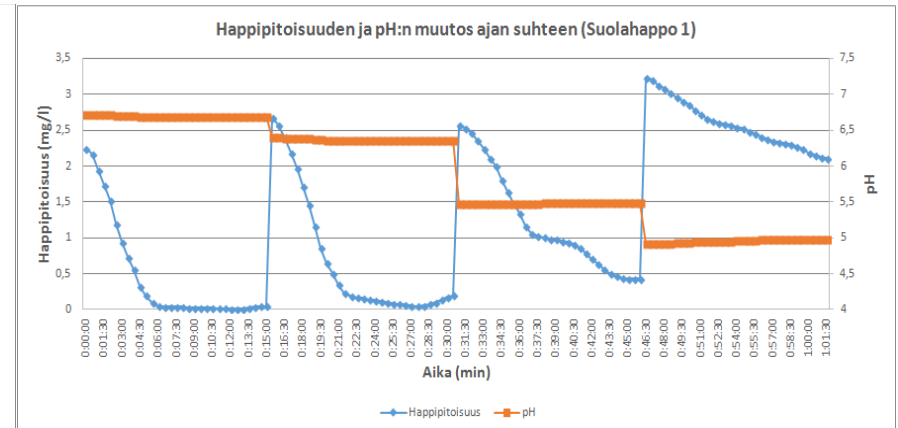
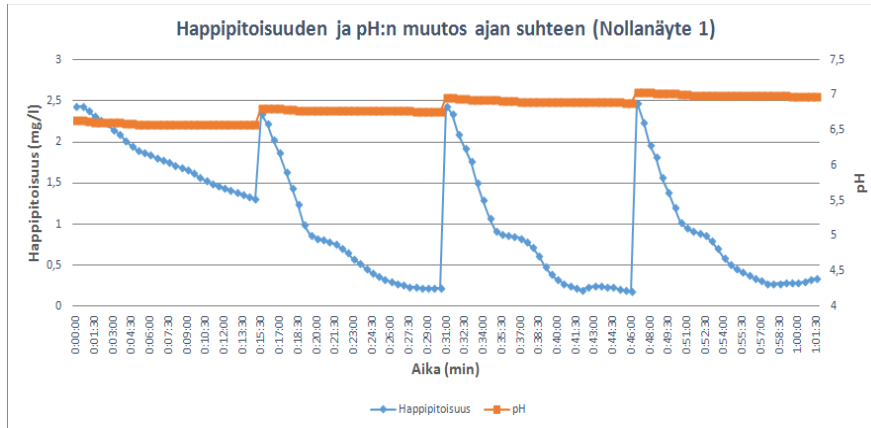
Natriumhypokloriitti: Aqua Nova Oy, Natriumhypokloriitti 10 % / 15 %, UN 1791

Pesuaine: Fairy Original, Astianpesuaine, 15 – 30 % Anioniaktiivisia tensidejä, 5 – 15 % Ionittomia tensidejä, Methylisothiazolinone, Phenoxyethanol, Parfym, Limonene

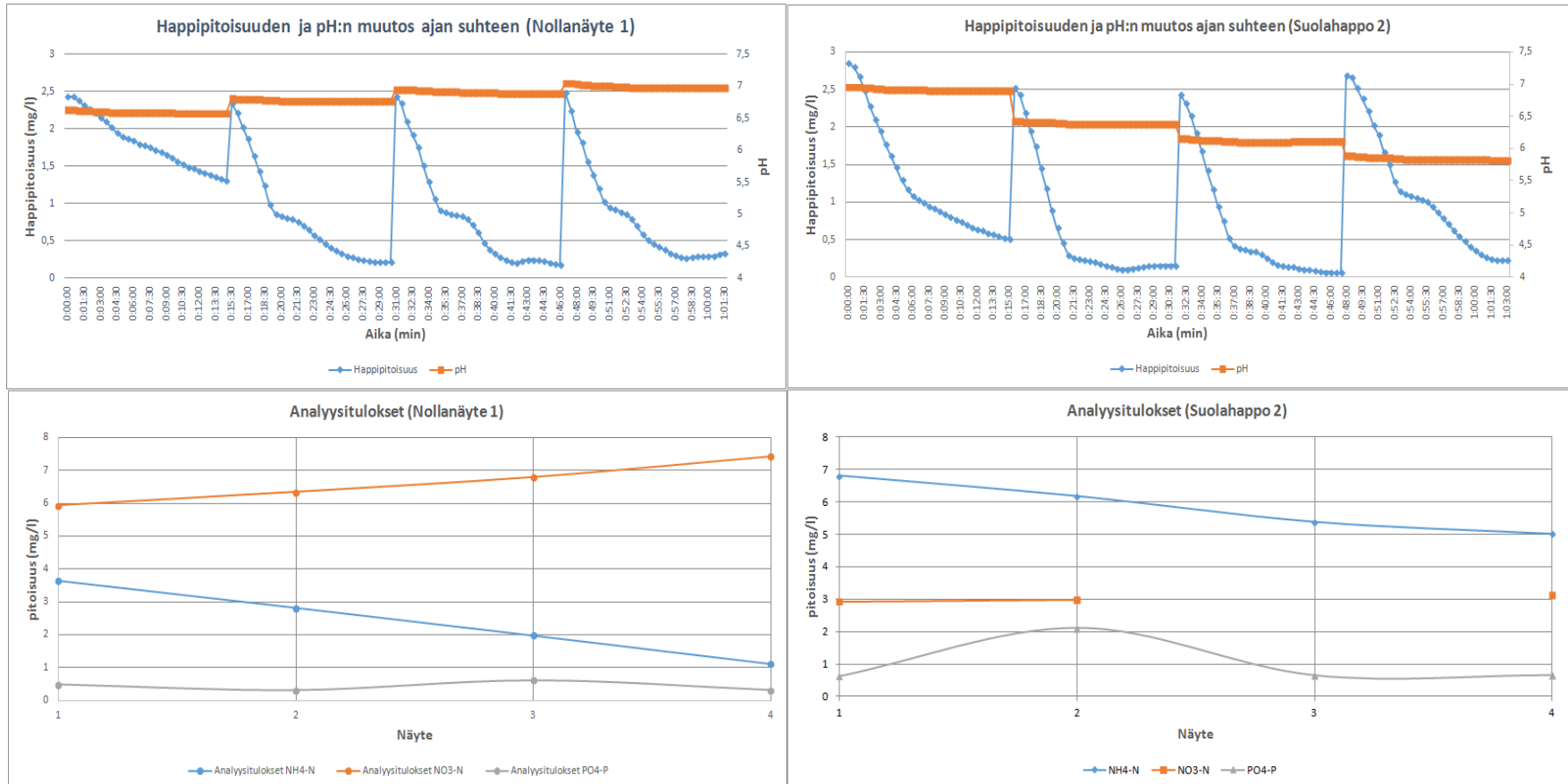
Suolahappo: FINNISH CHEMICALS OY, Suolahappo, kloorivetyliuosta 32 – 34 %, UN 1781

WC-kemikaali: Thetford Aqua Kem Sachets

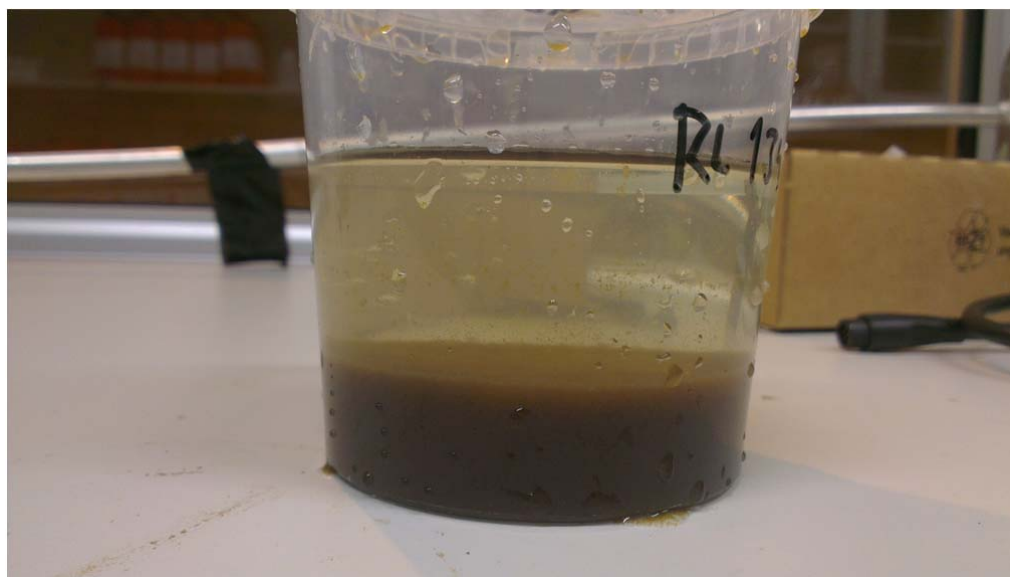
Suolahappo 1 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Suolahappo 2 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Suolahappokokeen laskeutuskuvat

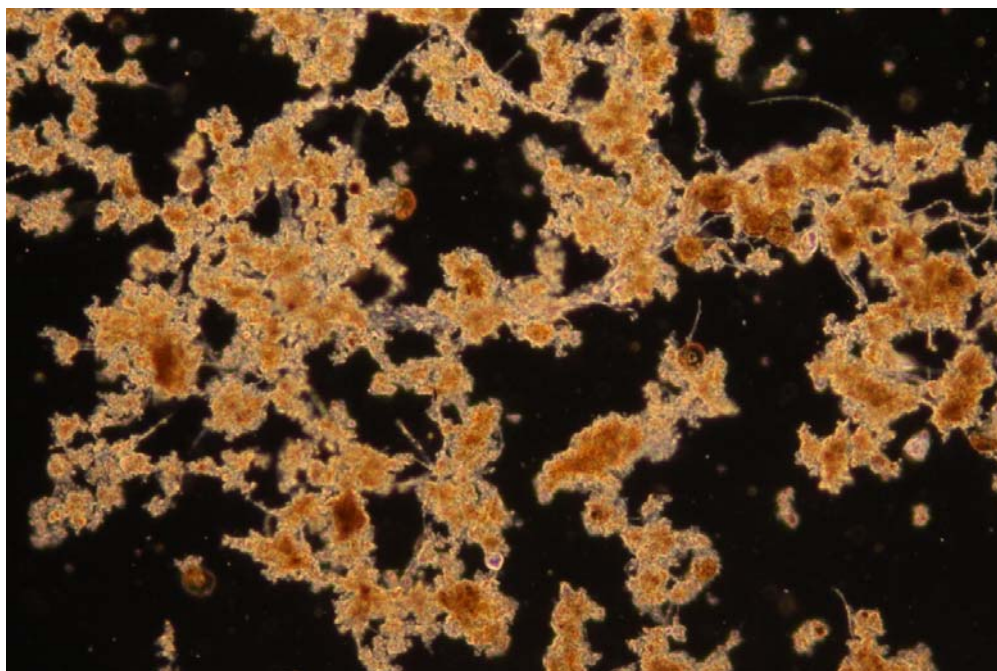


Kuva 3. Laskeutuvuus ennen suolahappokoetta.

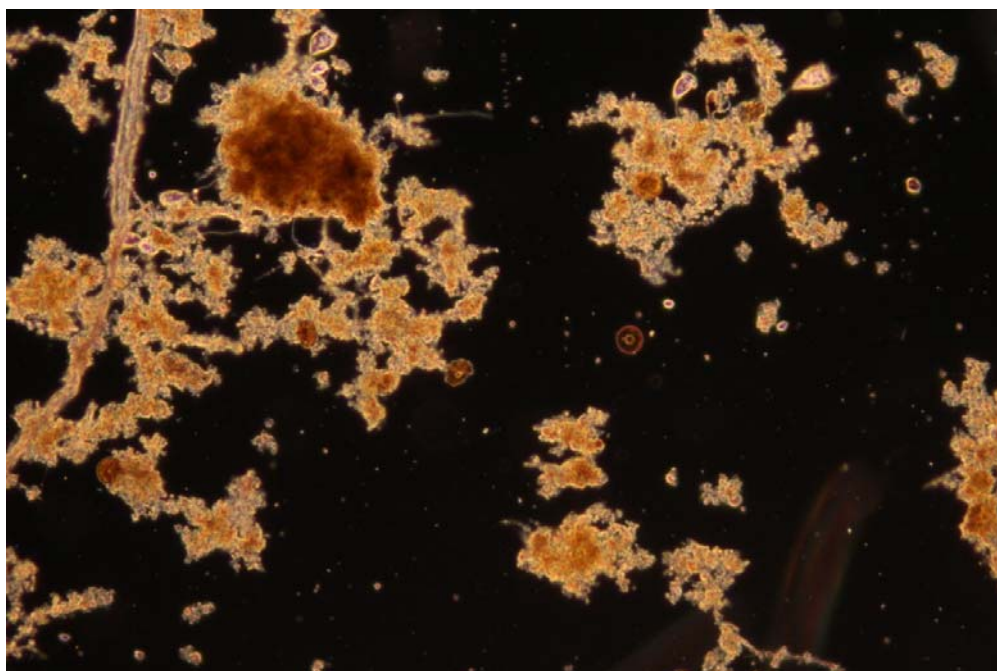


Kuva 4. Laskeutuvuus suolahappokokeen jälkeen.

Suolahappokeen flokkikuvat

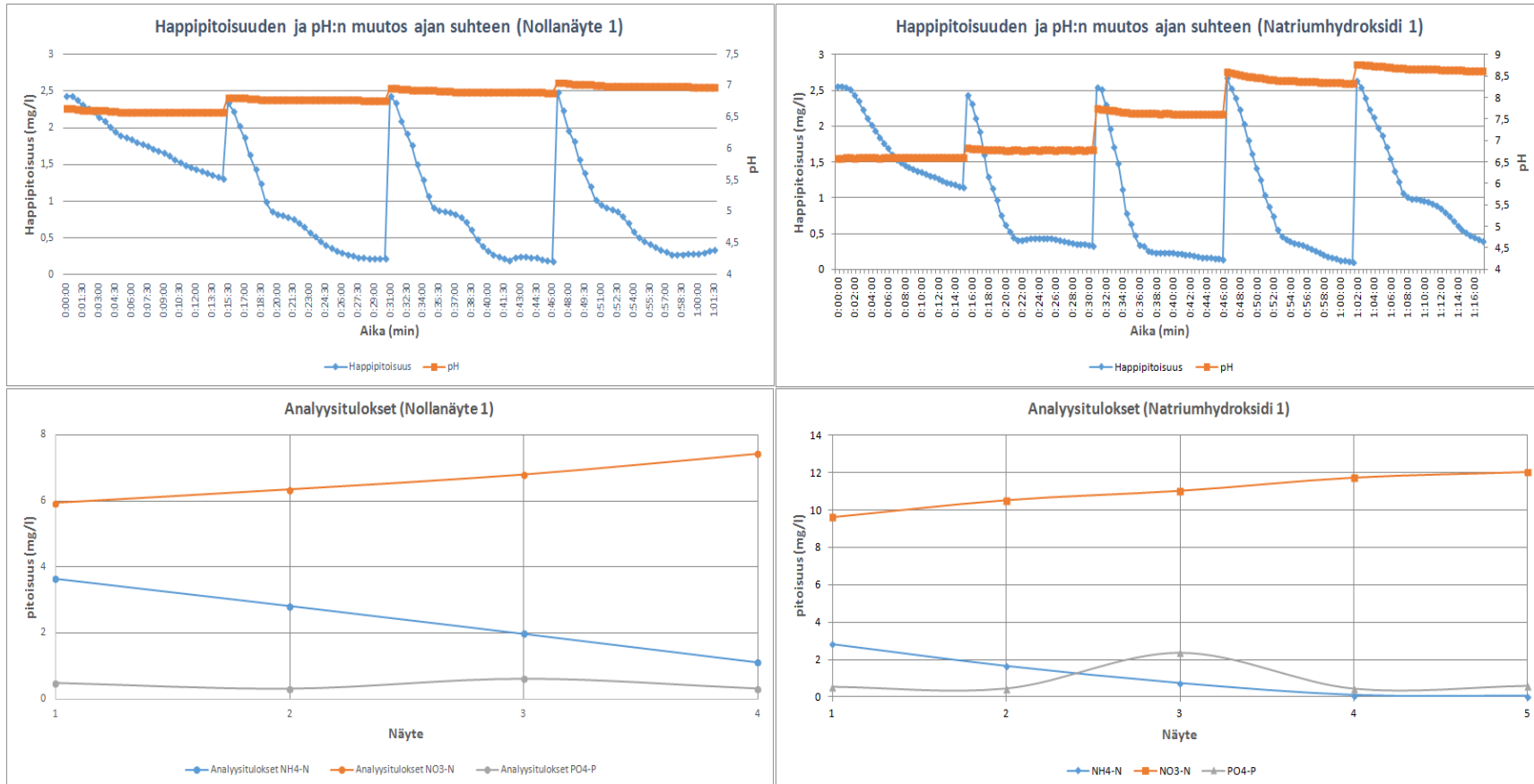


Kuva 5. Flokki ennen suolahappokoetta.

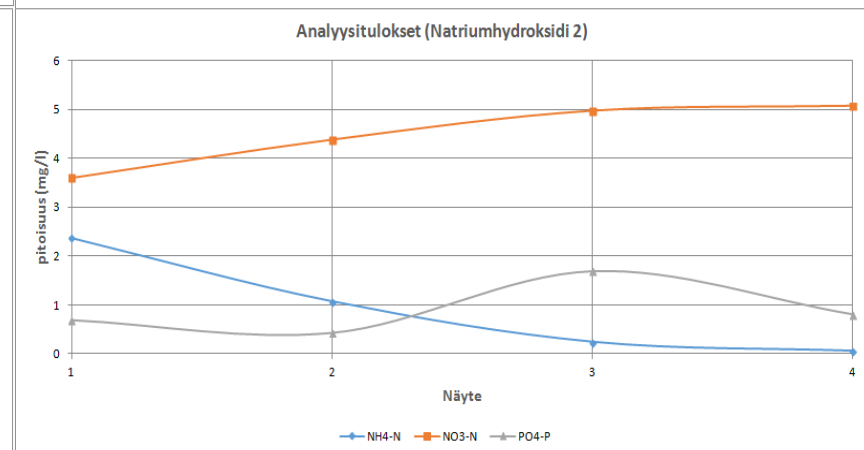
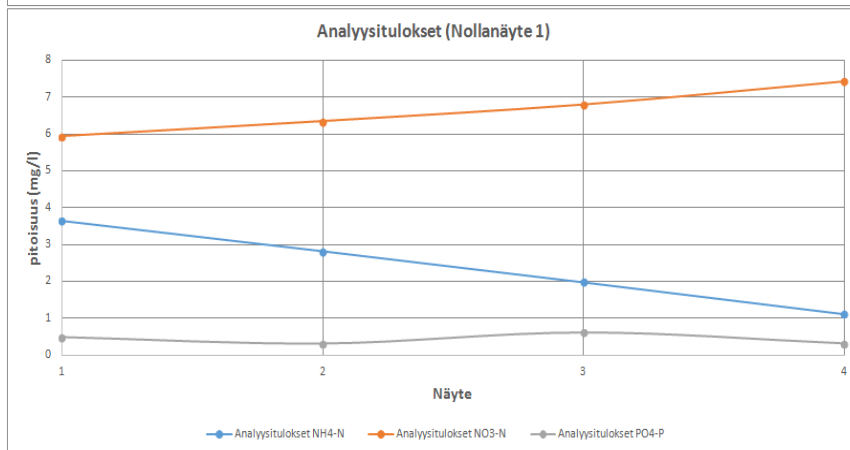
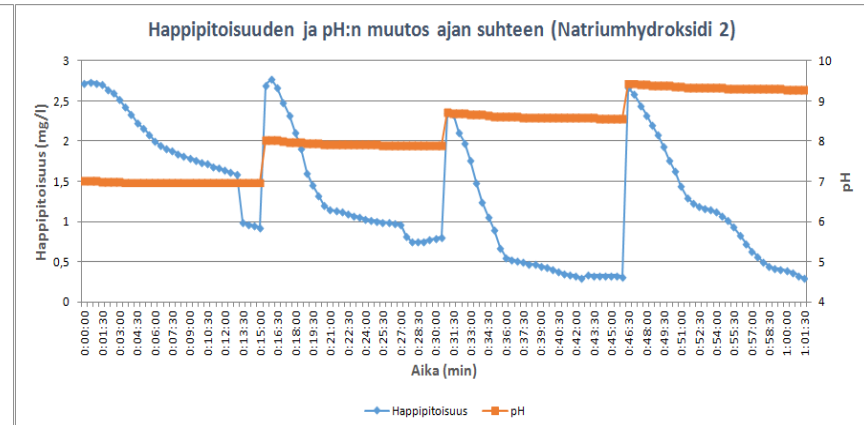
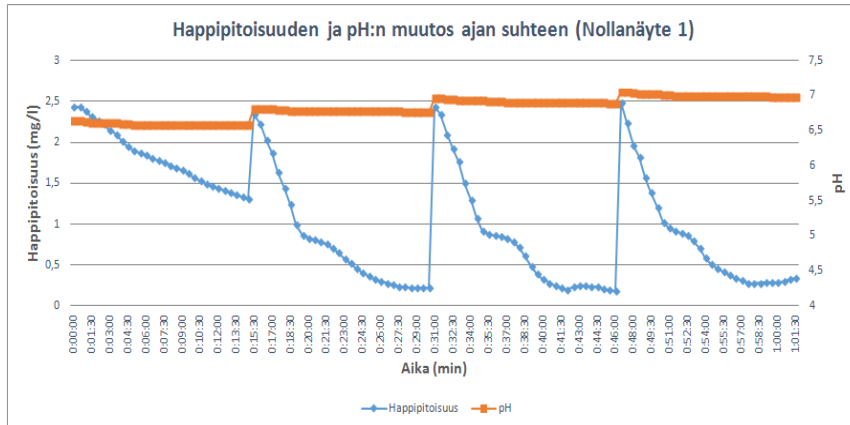


Kuva 6. Flokki suolahappokeen jälkeen.

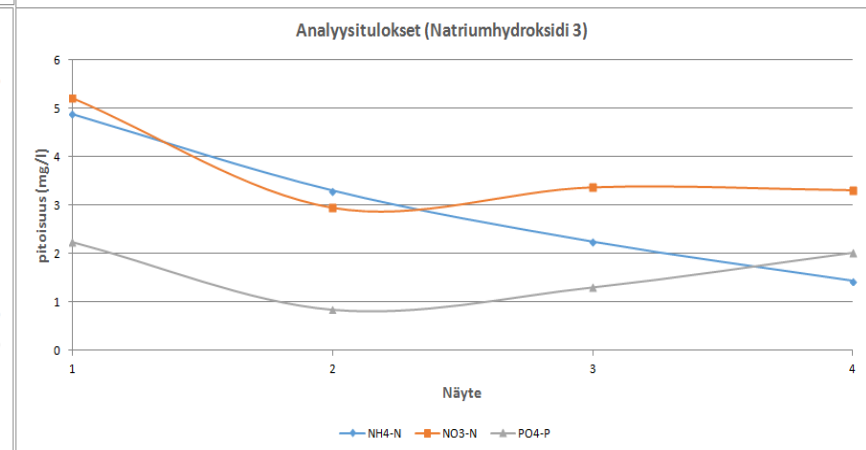
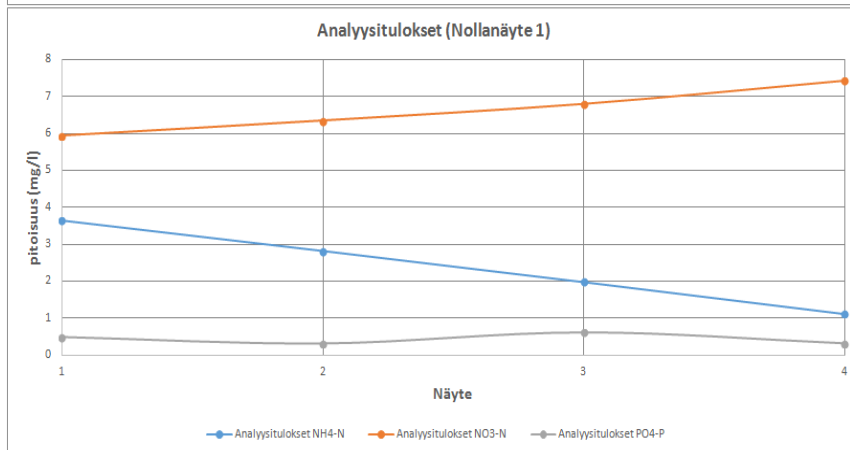
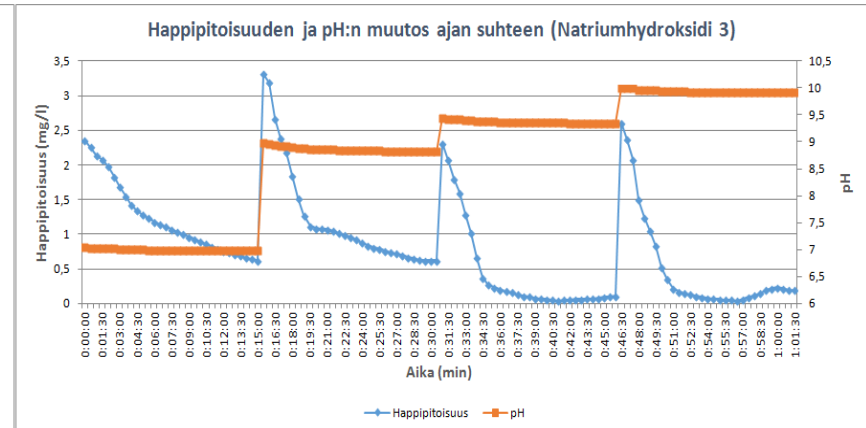
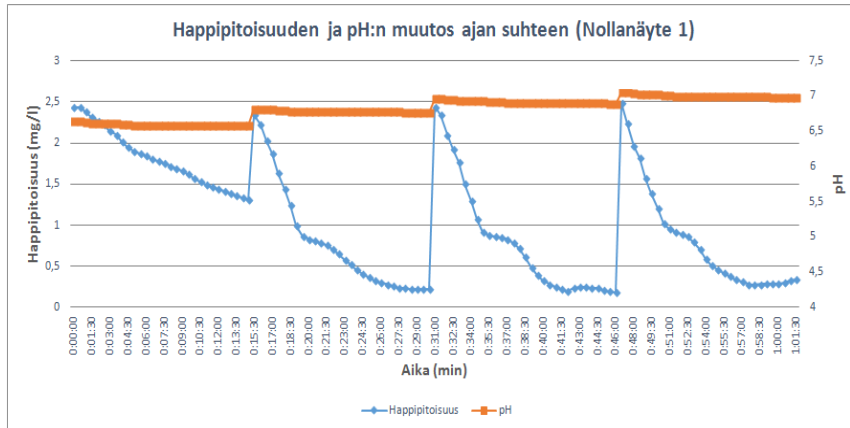
Natriumhydroksidi 1 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Natriumhydroksidi 2 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



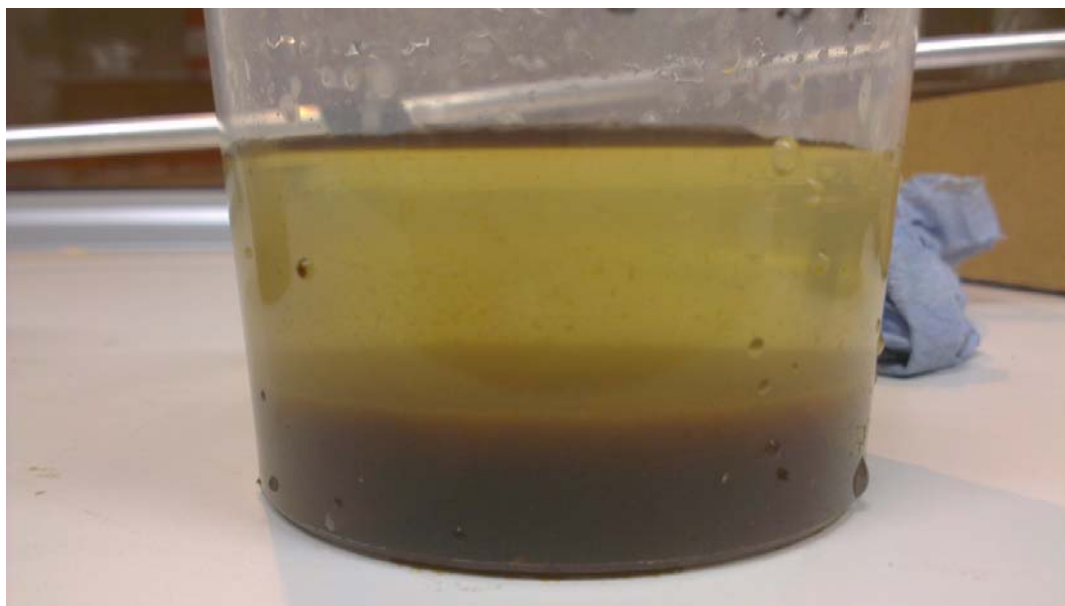
Natriumhydroksidi 3 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Natriumhydroksidikokeen laskeutuskuvat

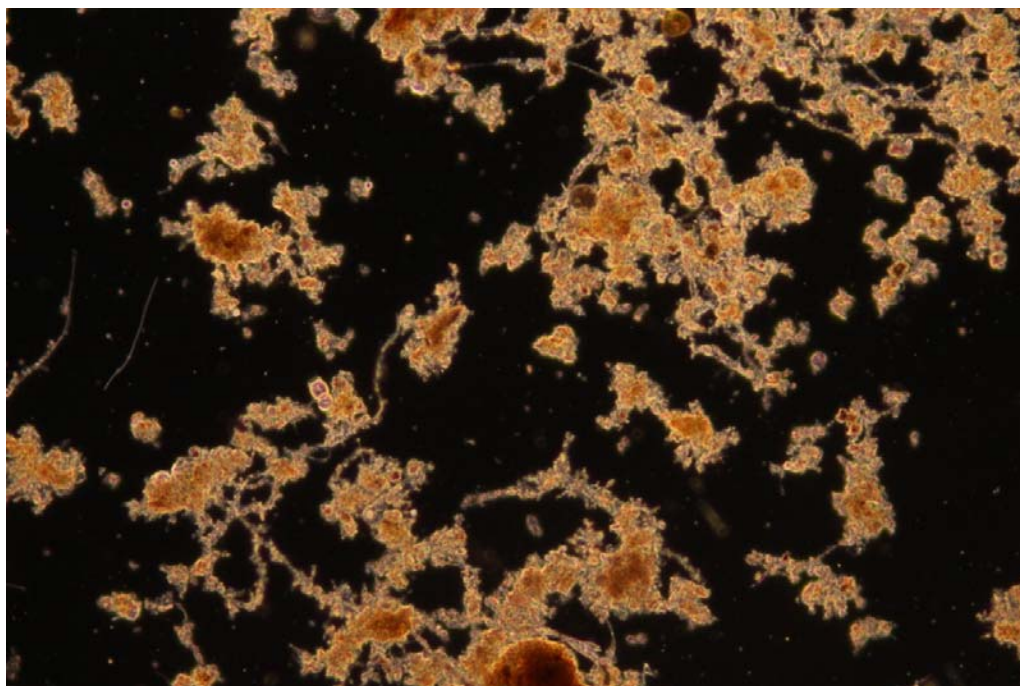


Kuva 7. Laskeutuvuus ennen natriumhydroksidikoetta.

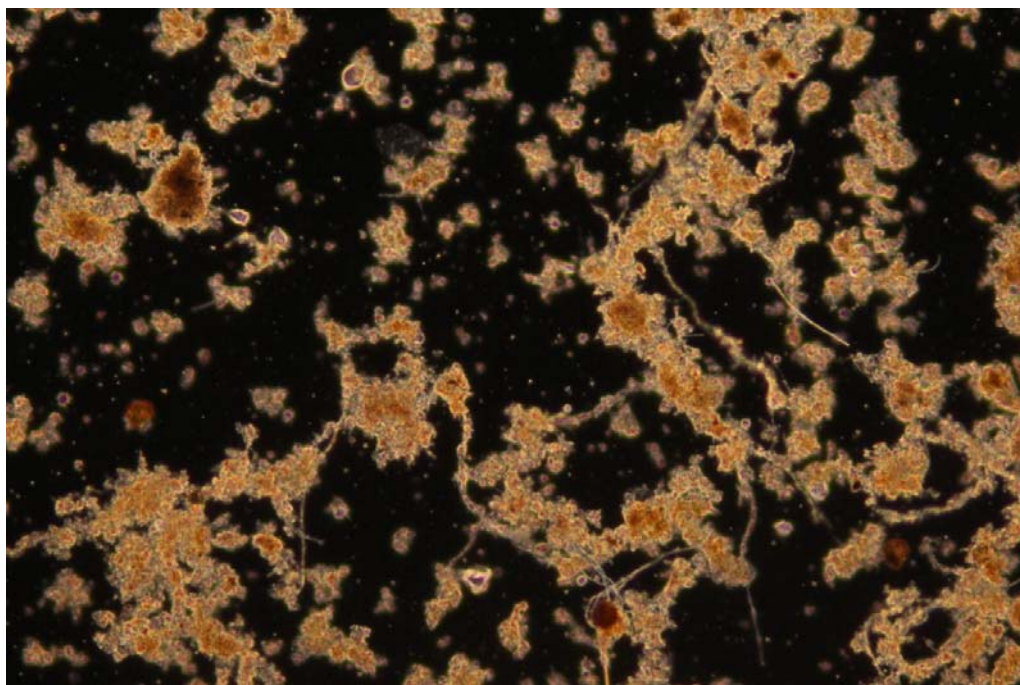


Kuva 8. Laskeutuvuus natriumhydroksidikokeen jälkeen.

Natriumhydroksidikokeen flokkikuvat

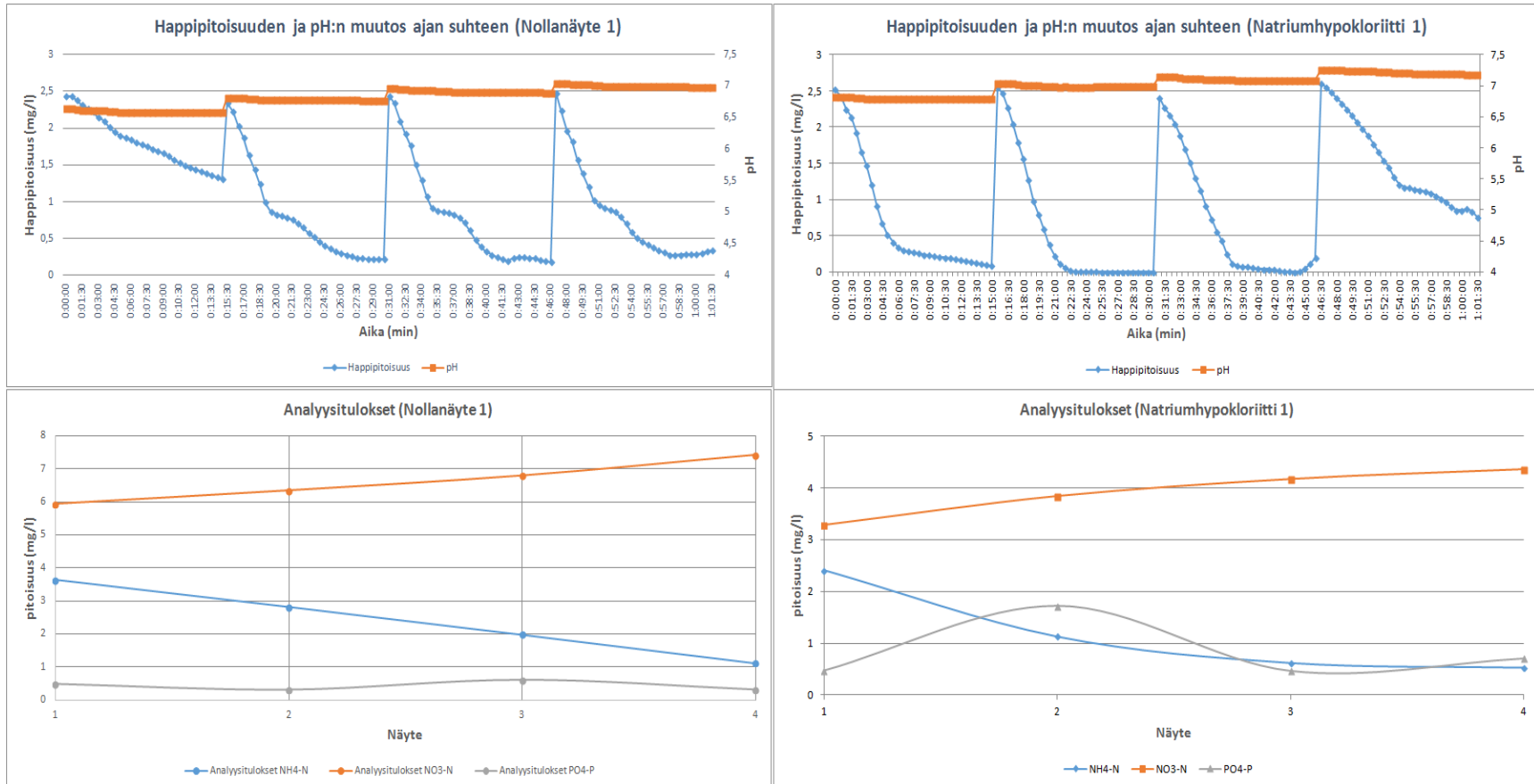


Kuva 9. Flokki ennen natriumhydroksidikoetta.

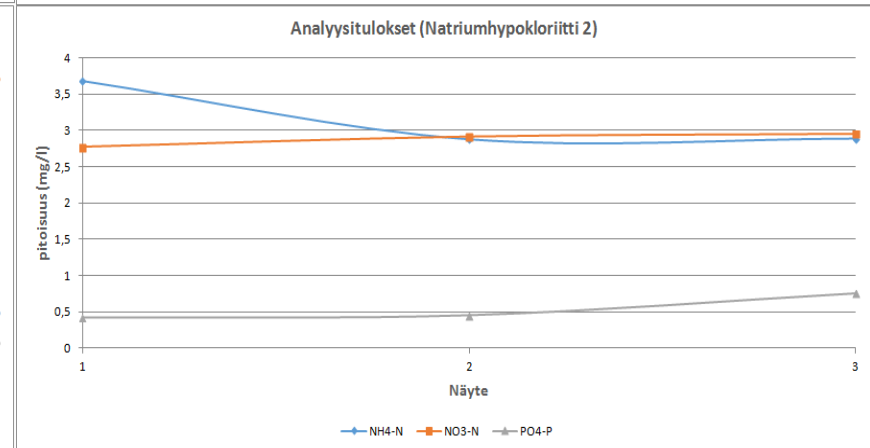
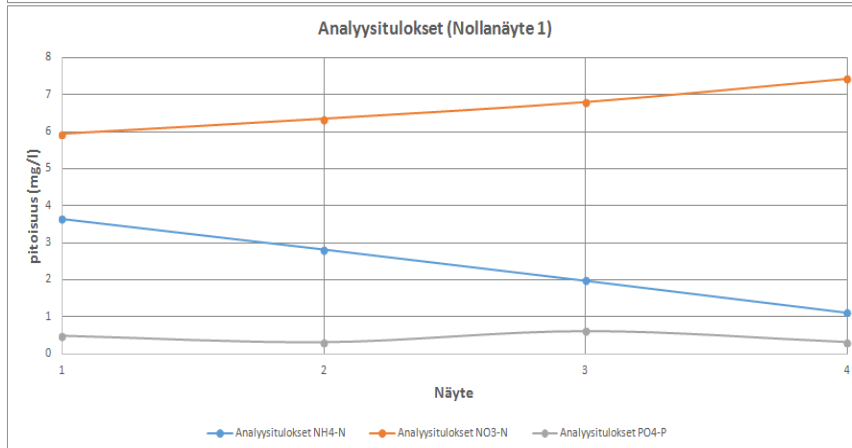
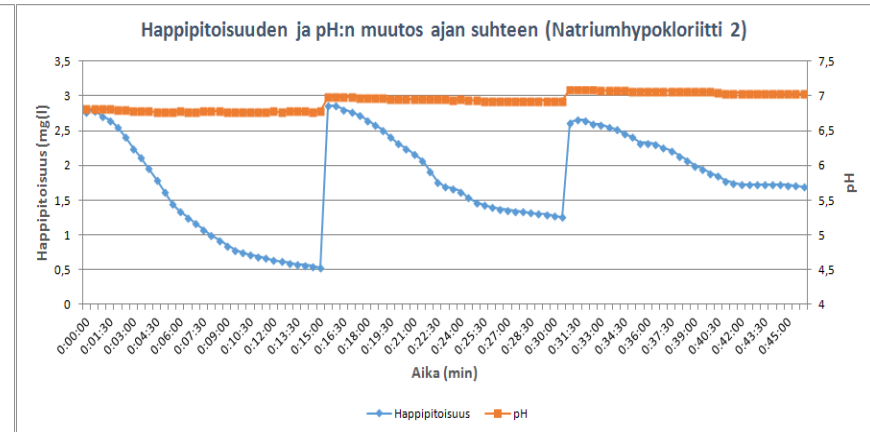
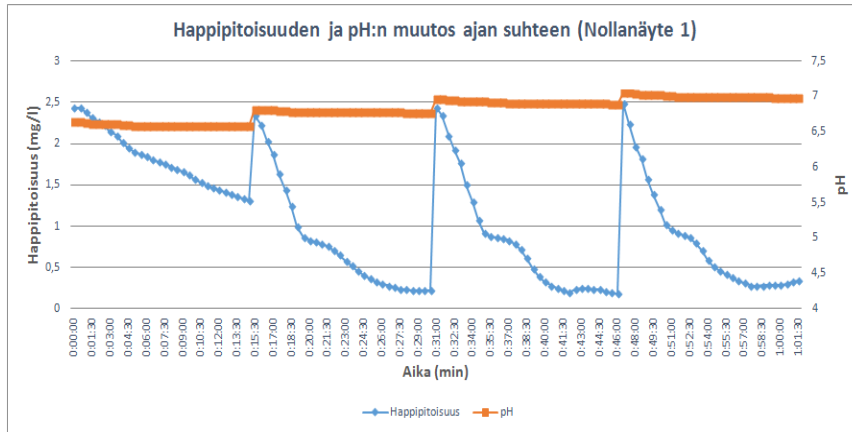


Kuva 10. Flokki natriumhydroksidikokeen jälkeen.

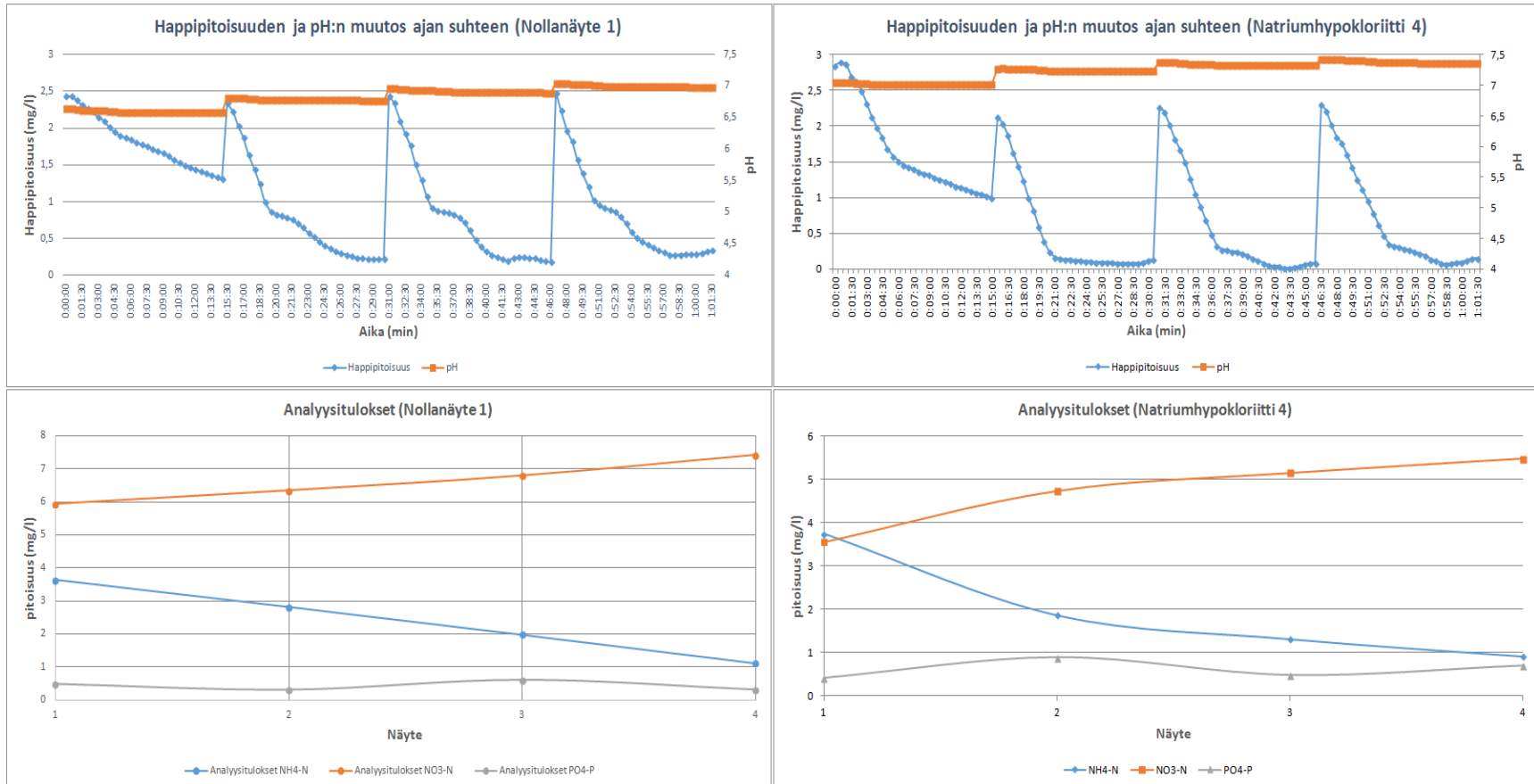
Natriumhypokloriitti 1 kokeen hapenottokykykymittaukset ja analyysitulokset



Natriumhypokloriitti 2 kokeen hapenottokykykymittaukset ja analyysitulokset



Natriumhypokloriitti 4 kokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Natriumhypokloriittikokeen laskeutuskuvat

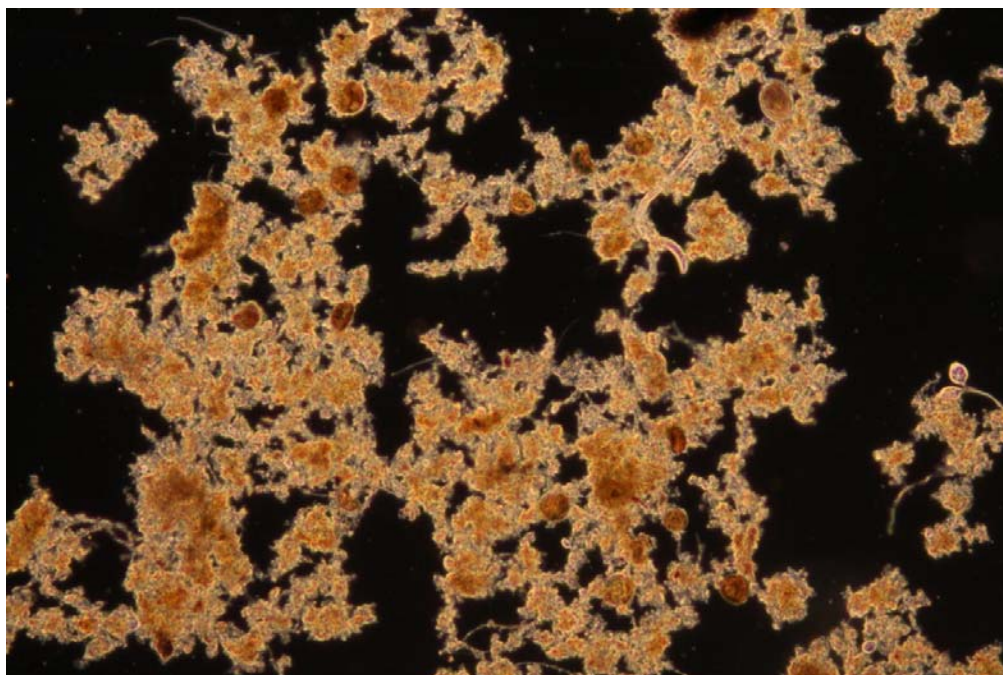


Kuva 11. Laskeutuvuus ennen natriumhypokloriittikoetta.

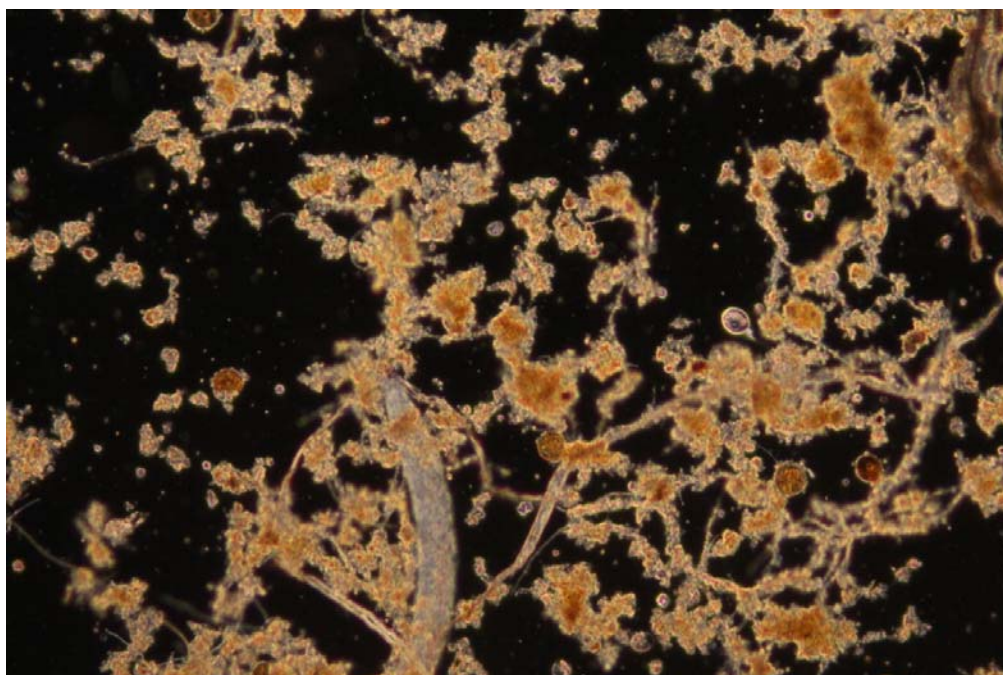


Kuva 12. Laskeutuvuus natriumhypokloriittikokeen jälkeen.

Natriumhypokloriittikokeen flokkikuvat

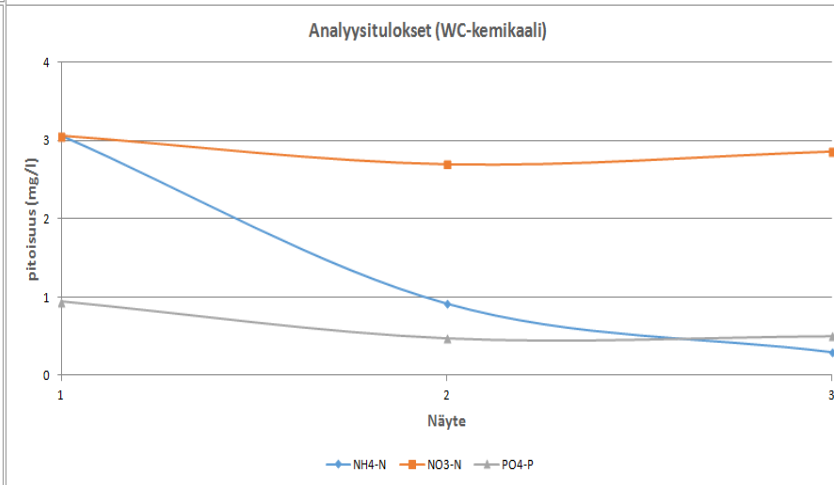
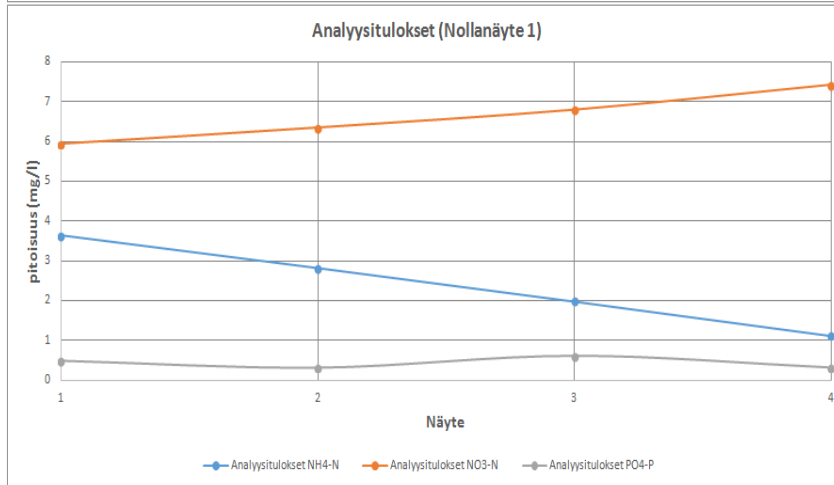
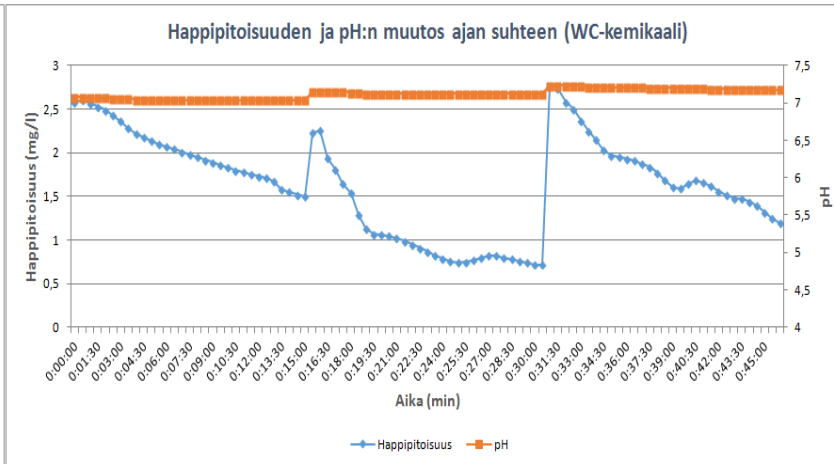
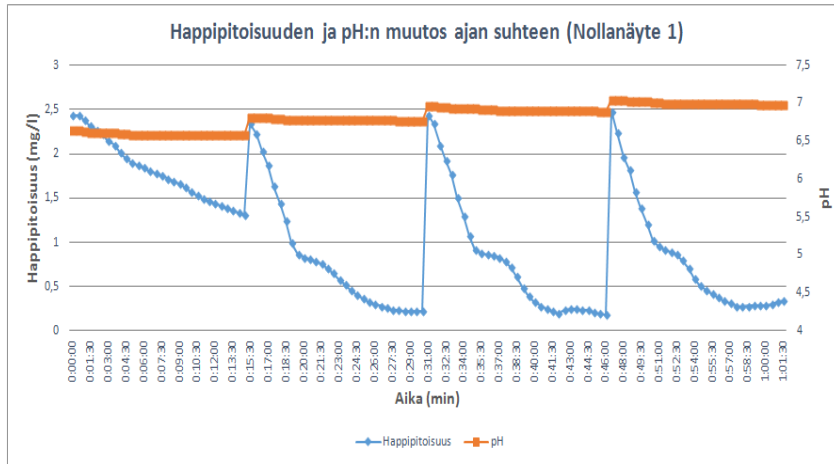


Kuva 13. Flokki ennen natriumhypokloriittikoetta.



Kuva 14. Flokki natriumhypokloriittikokeen jälkeen.

WC-kemikaalikokeen hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



WC-kemikaalikokeen laskeutuskuvat

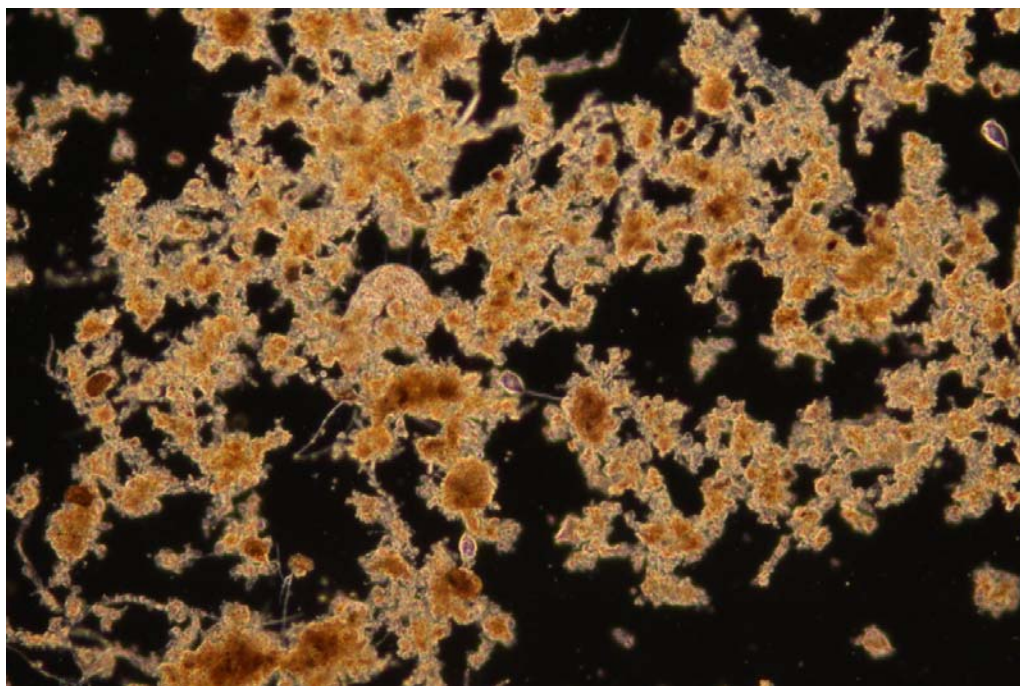


Kuva 15. Laskeutuvuus ennen wc-kemikaalikoetta.

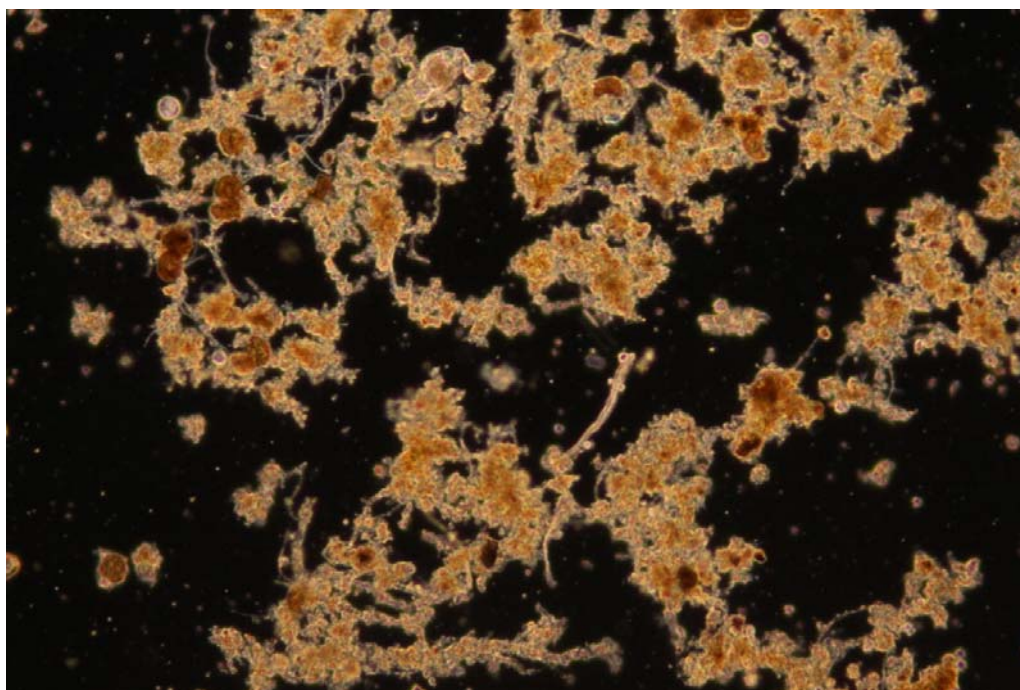


Kuva 16. Laskeutuvuus wc-kemikaalikokeen jälkeen.

WC-kemikaalikokeen flokkikuvat

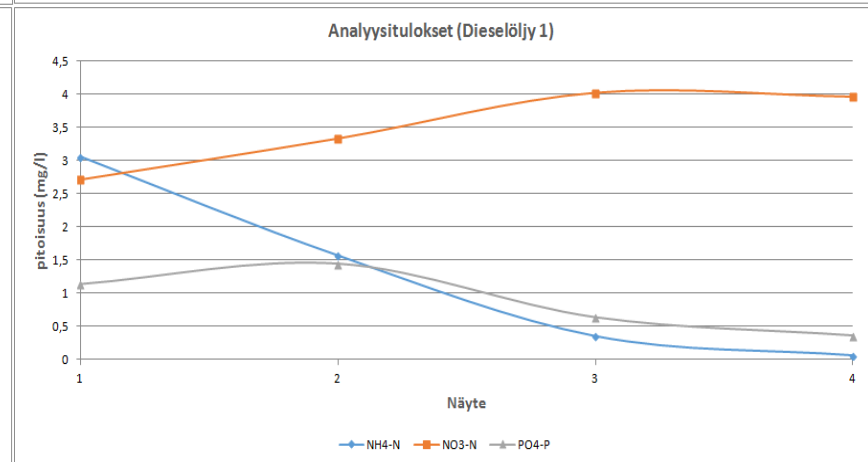
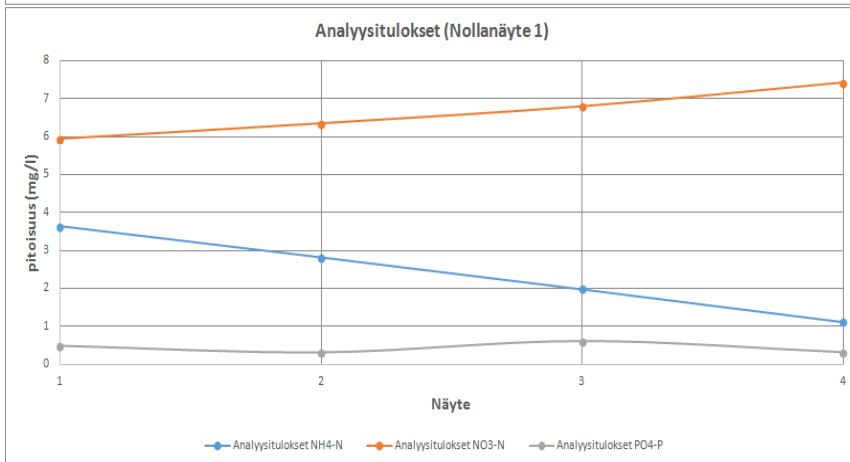
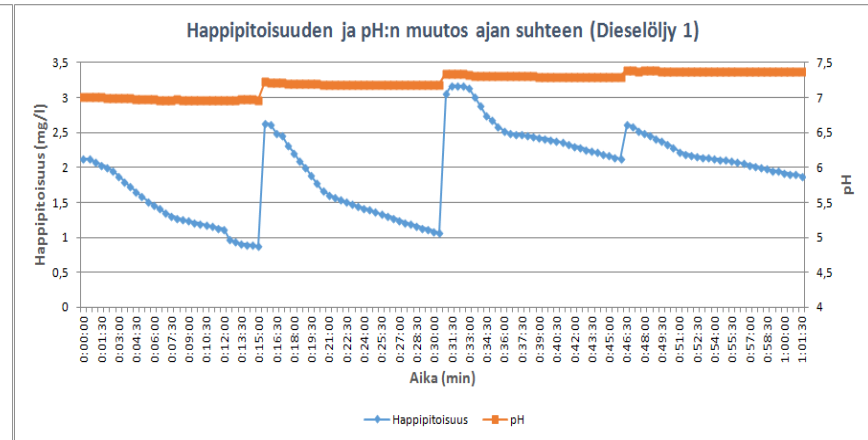
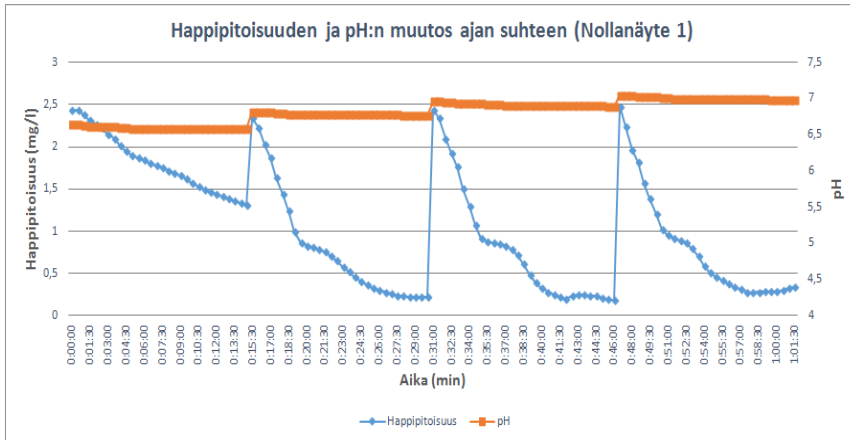


Kuva 17. Flokki ennen wc-kemikaalikoetta.

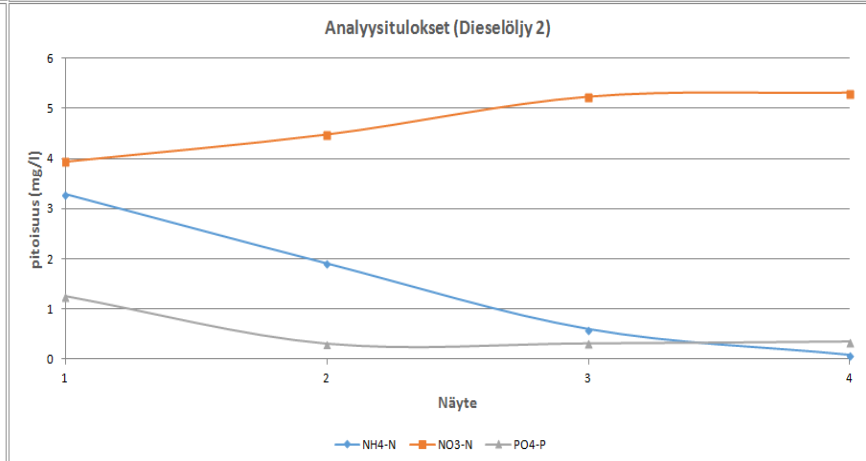
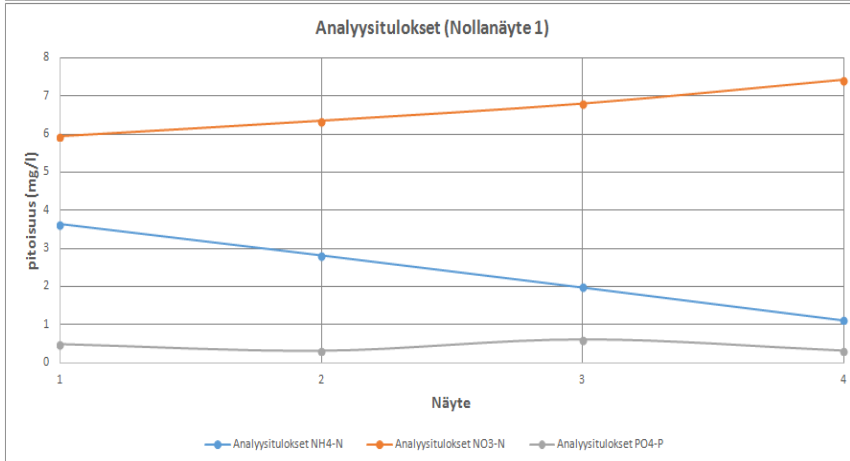
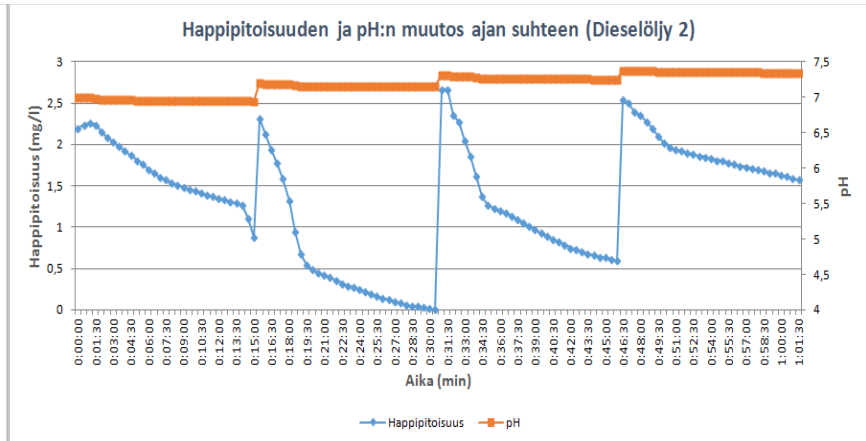
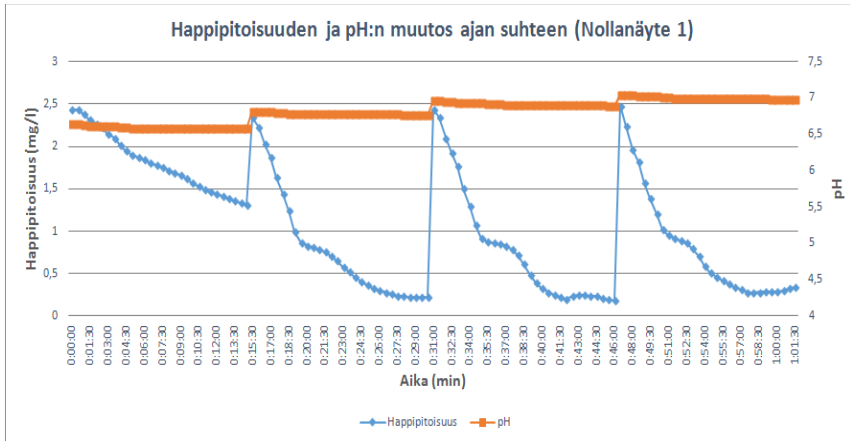


Kuva 18. Flokki wc-kemikaalikokeen jälkeen.

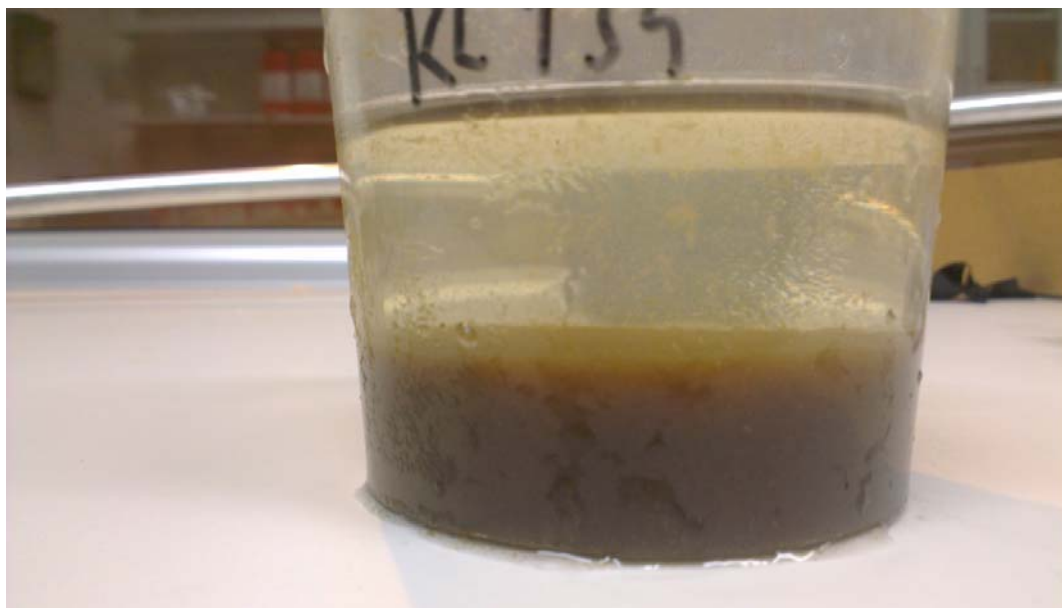
Dieselöljykokeen 1 hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Dieselöljykokeen 2 hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Dieselöljykokeen laskeutuskuvat

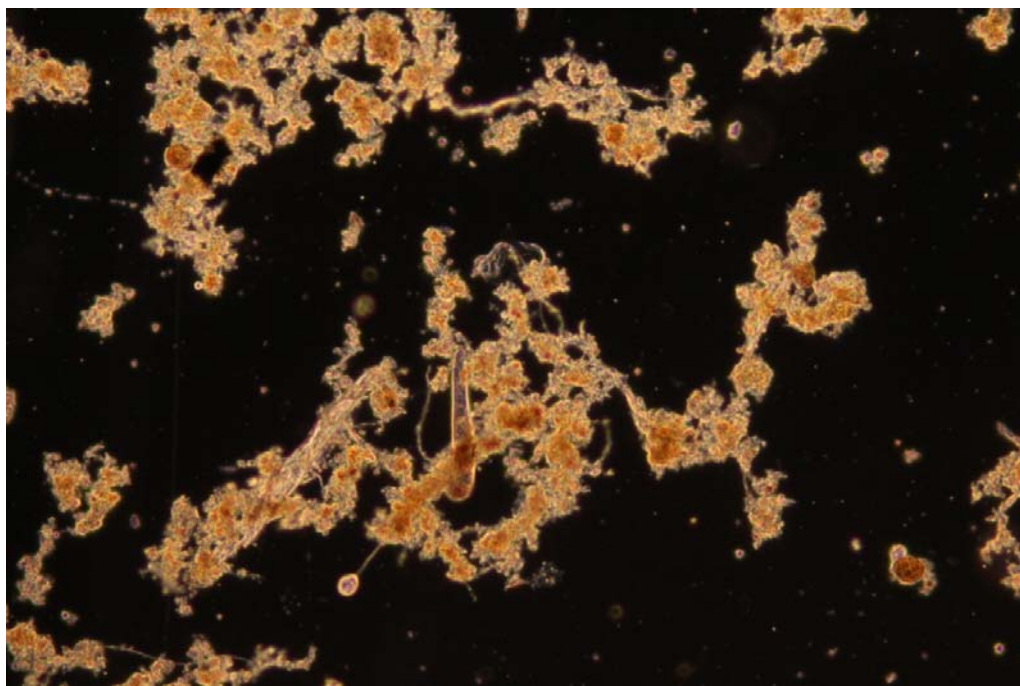


Kuva 19. Laskeutuvuus ennen dieselöljykoeetta.

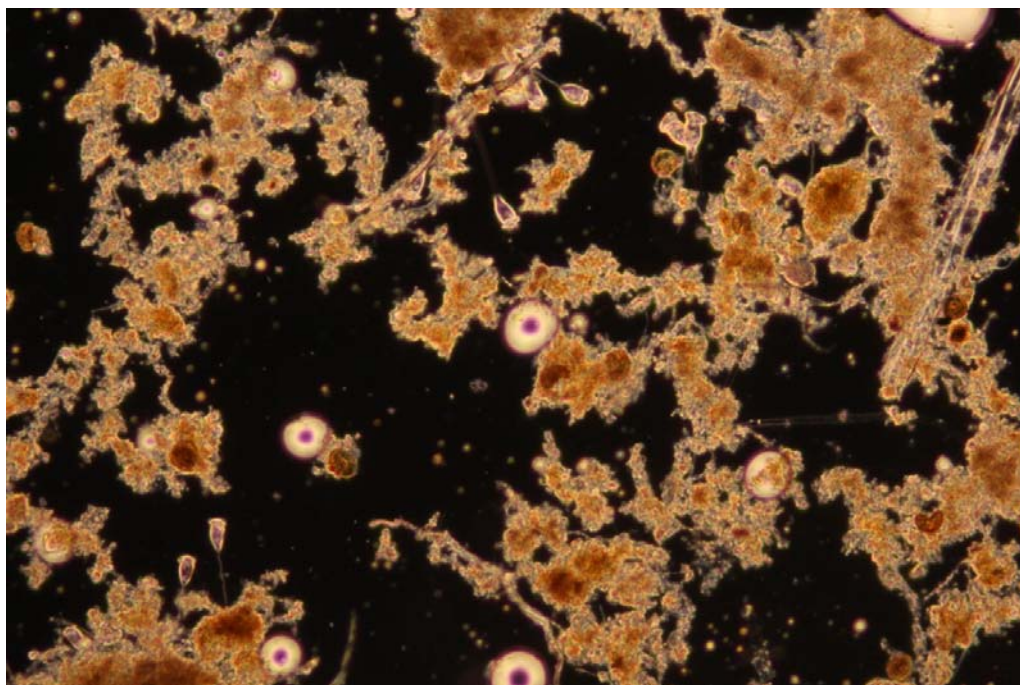


Kuva 20. Laskeutuvuus dieselöljykokeen jälkeen.

Dieselöljykokeen flokkikuvat

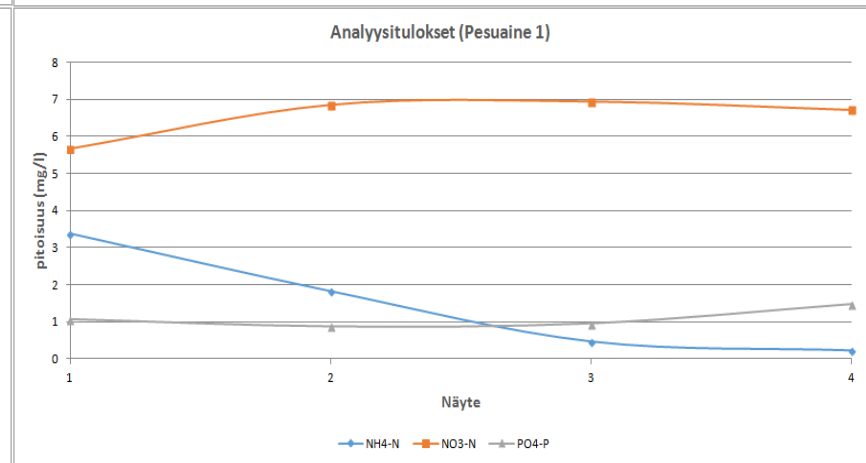
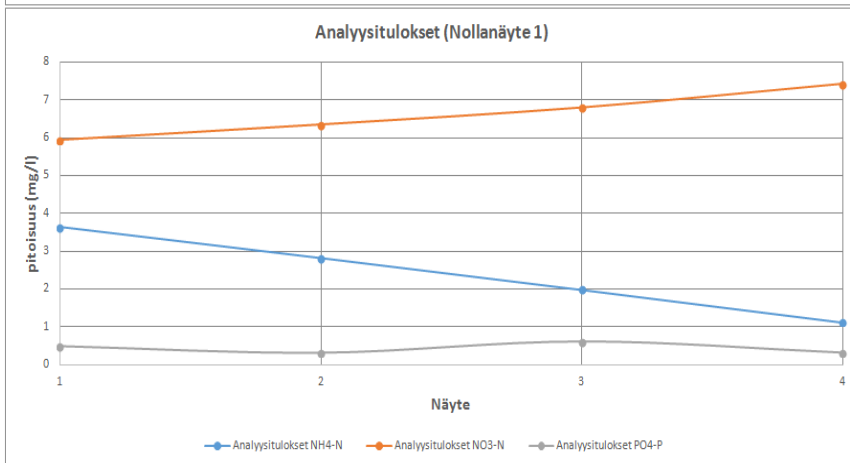
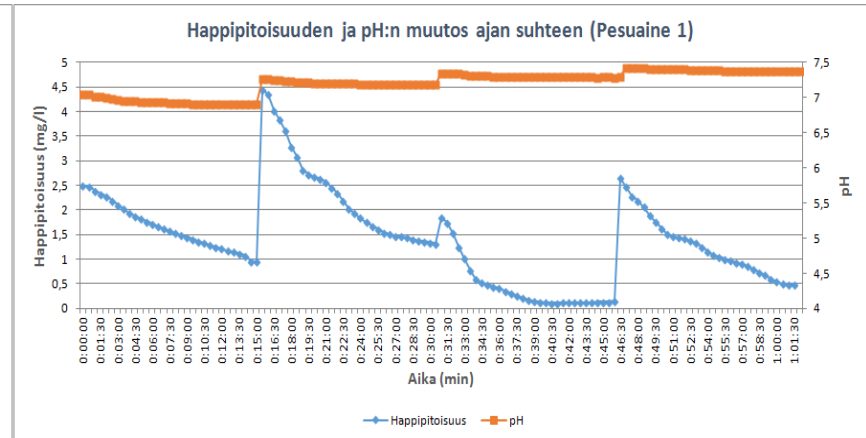
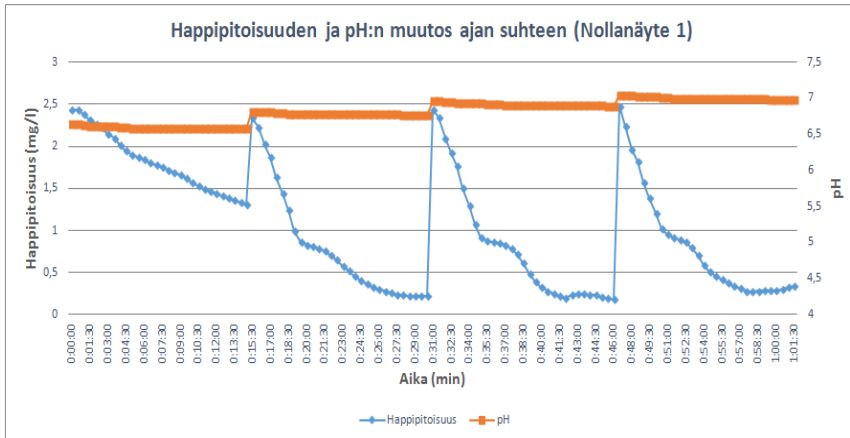


Kuva 21. Flokki ennen dieselöljykokeetta.

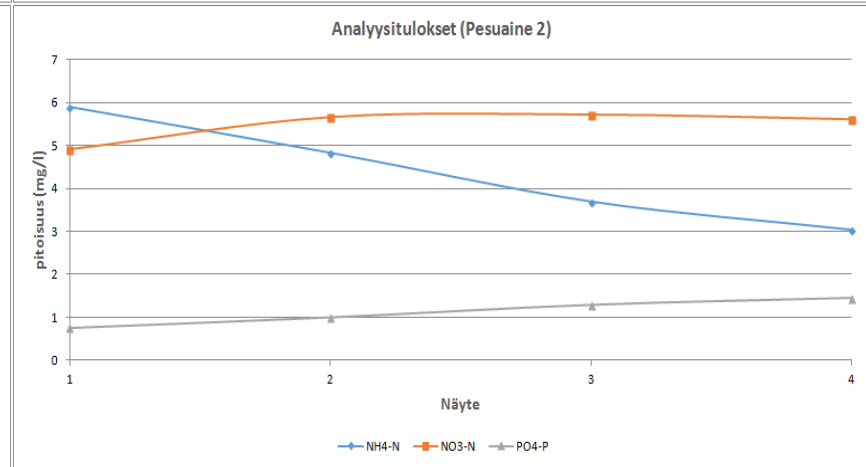
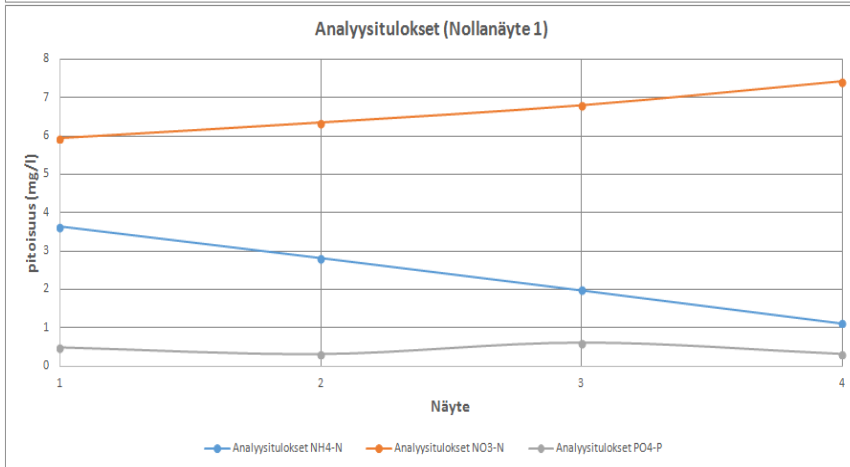
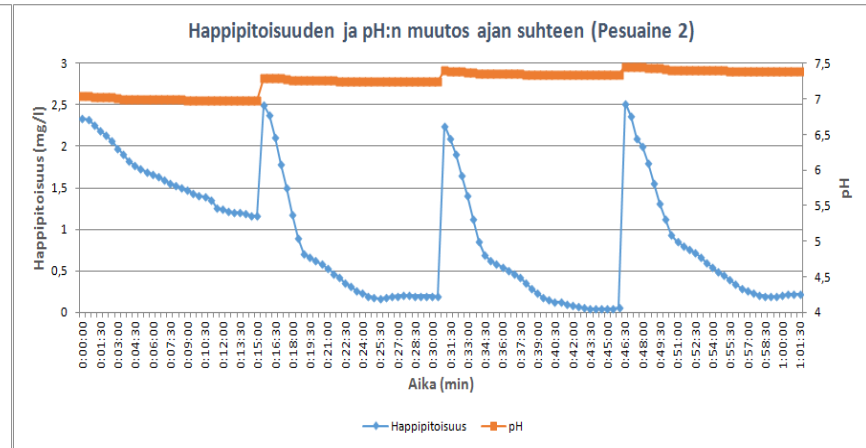
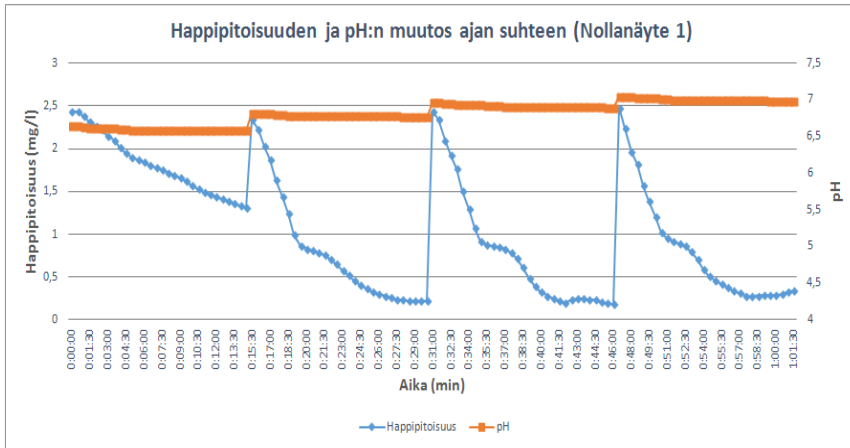


Kuva 22. Flokki dieselöljykokeen jälkeen.

Pesuainekokeen 1 hapenottokykymittaukset ja analyysitulokset



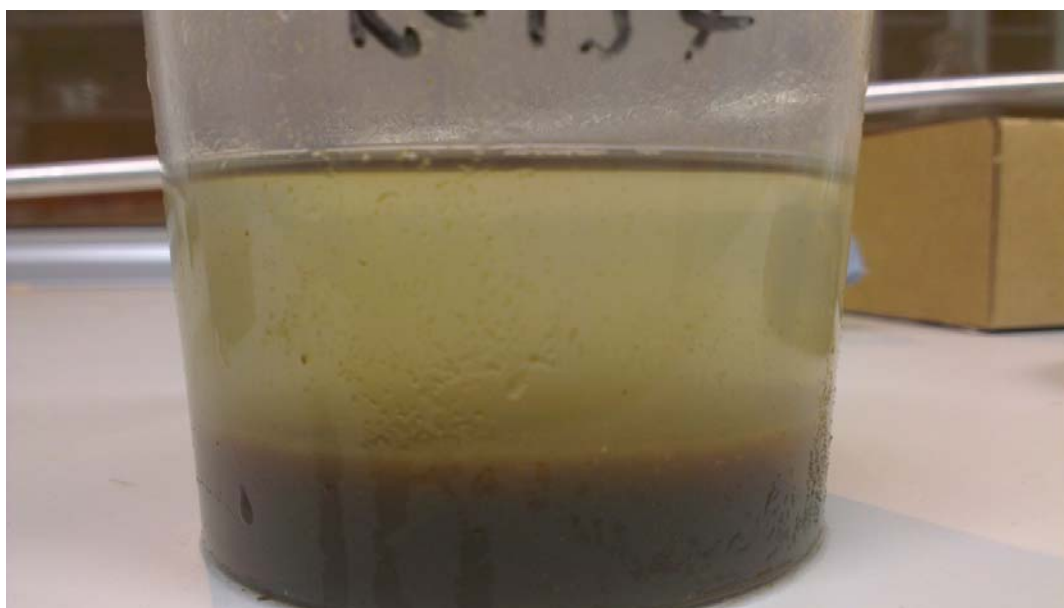
Pesuainekokeen 2 hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



Pesuainekokeen laskeutuskuvat

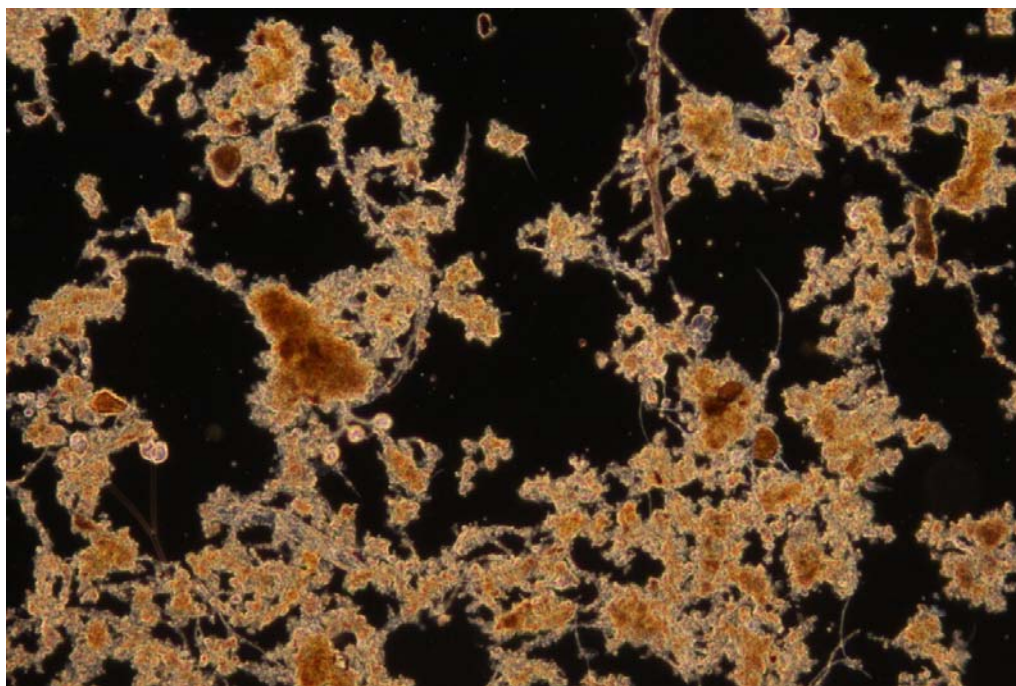


Kuva 23. Laskeutuvuus ennen pesuainekoetta.

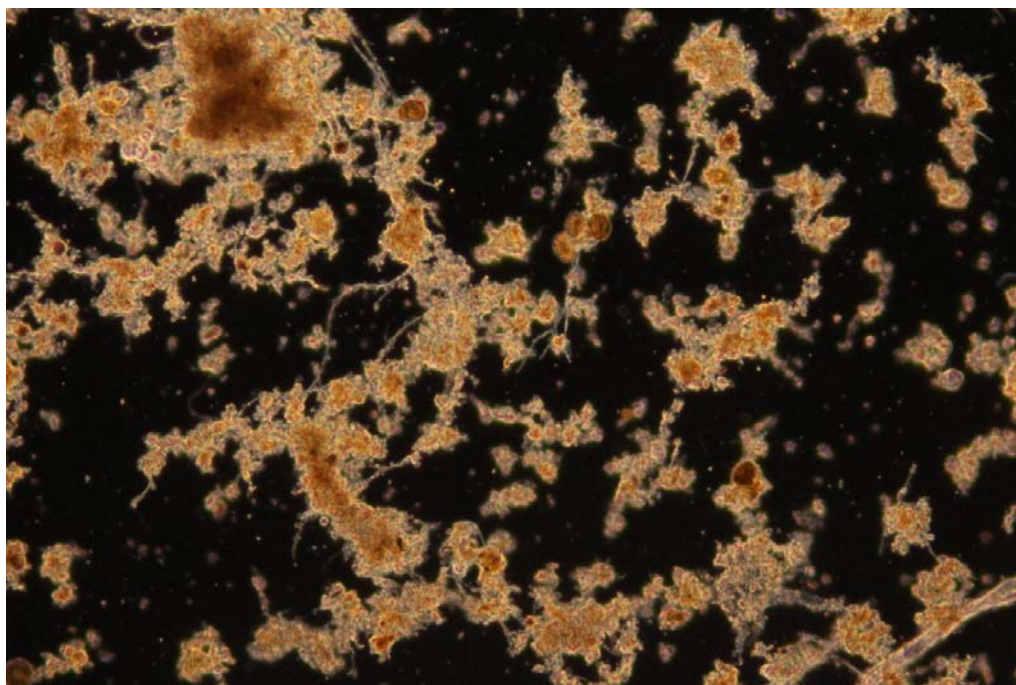


Kuva 24. Laskeutuvuus pesuainekokeen jälkeen.

Pesuainekokeen flokkikuvat

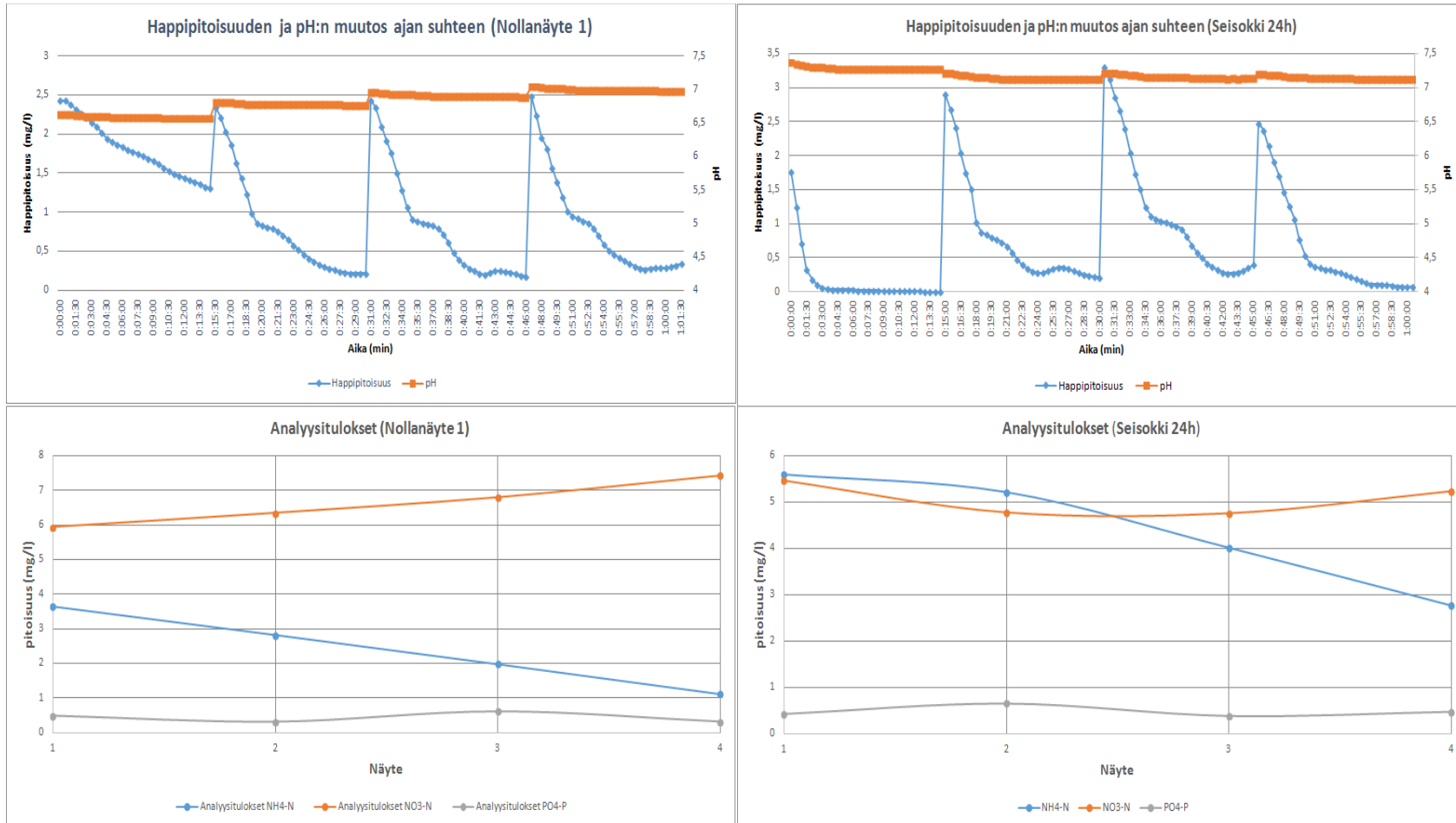


Kuva 25. Flokki ennen pesuainekoetta.

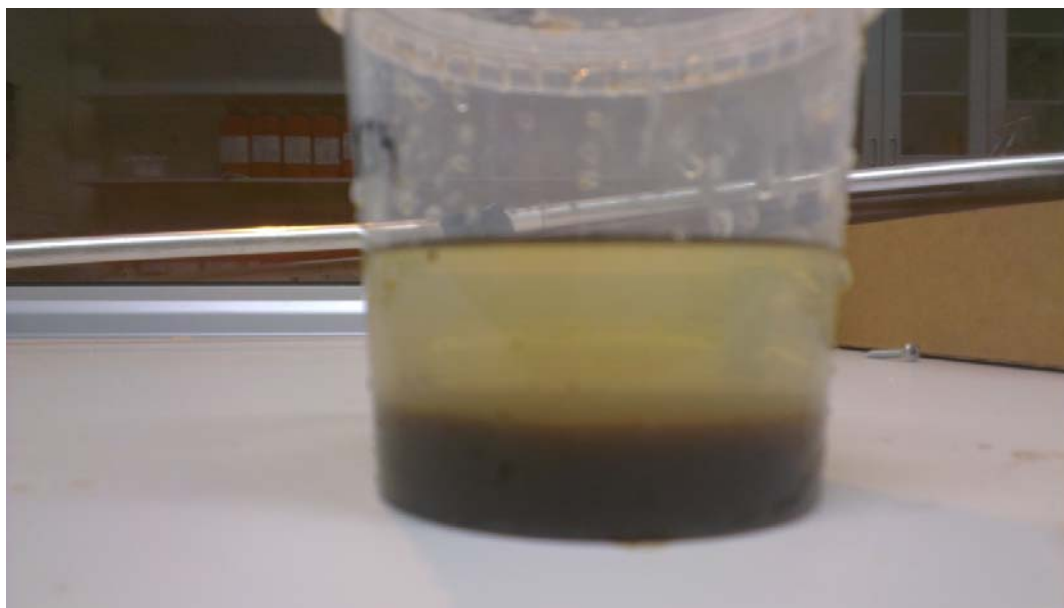


Kuva 26. Flokki pesuainekokeen jälkeen.

24 h seisokin hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



24 h seisokkikokeen laskeutuskuvat

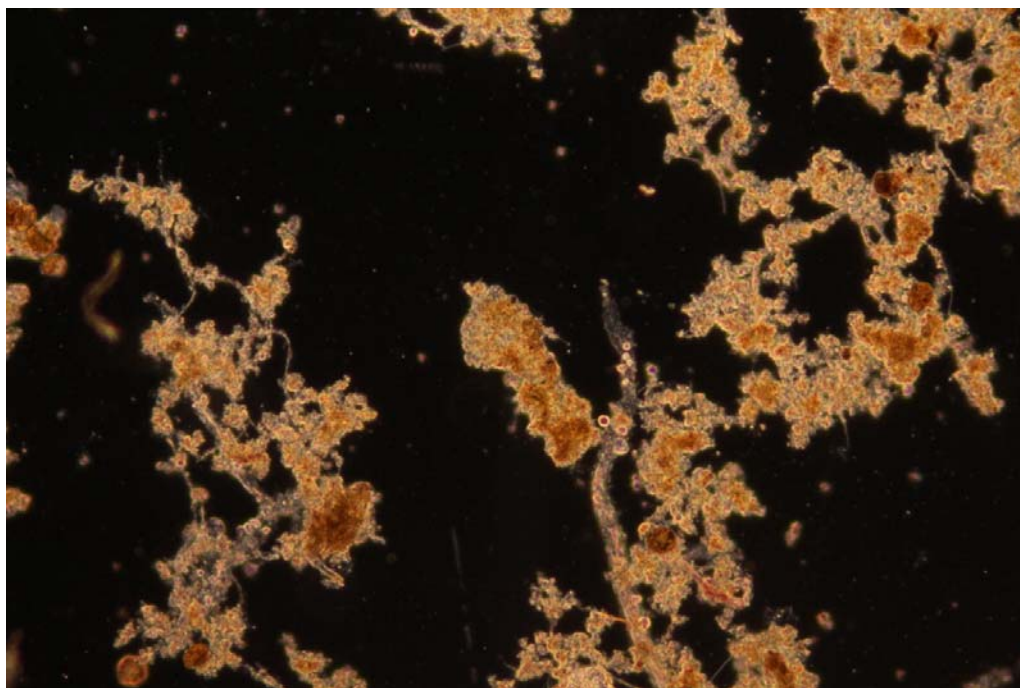


Kuva 27. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.

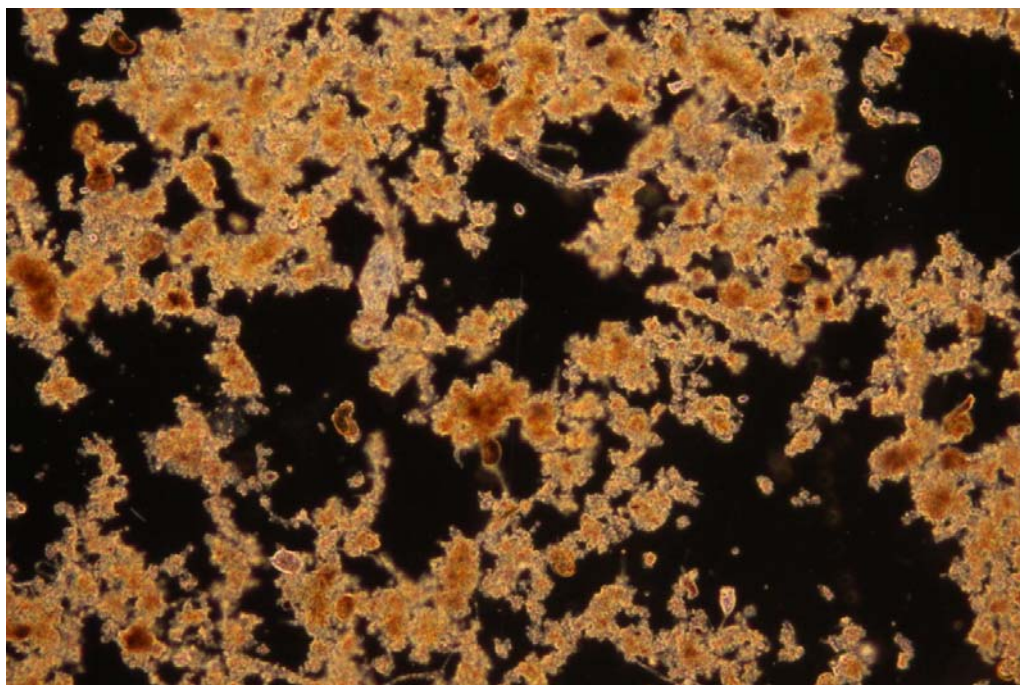


Kuva 28. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.

24 h seisokkikokeen flokkikuvat

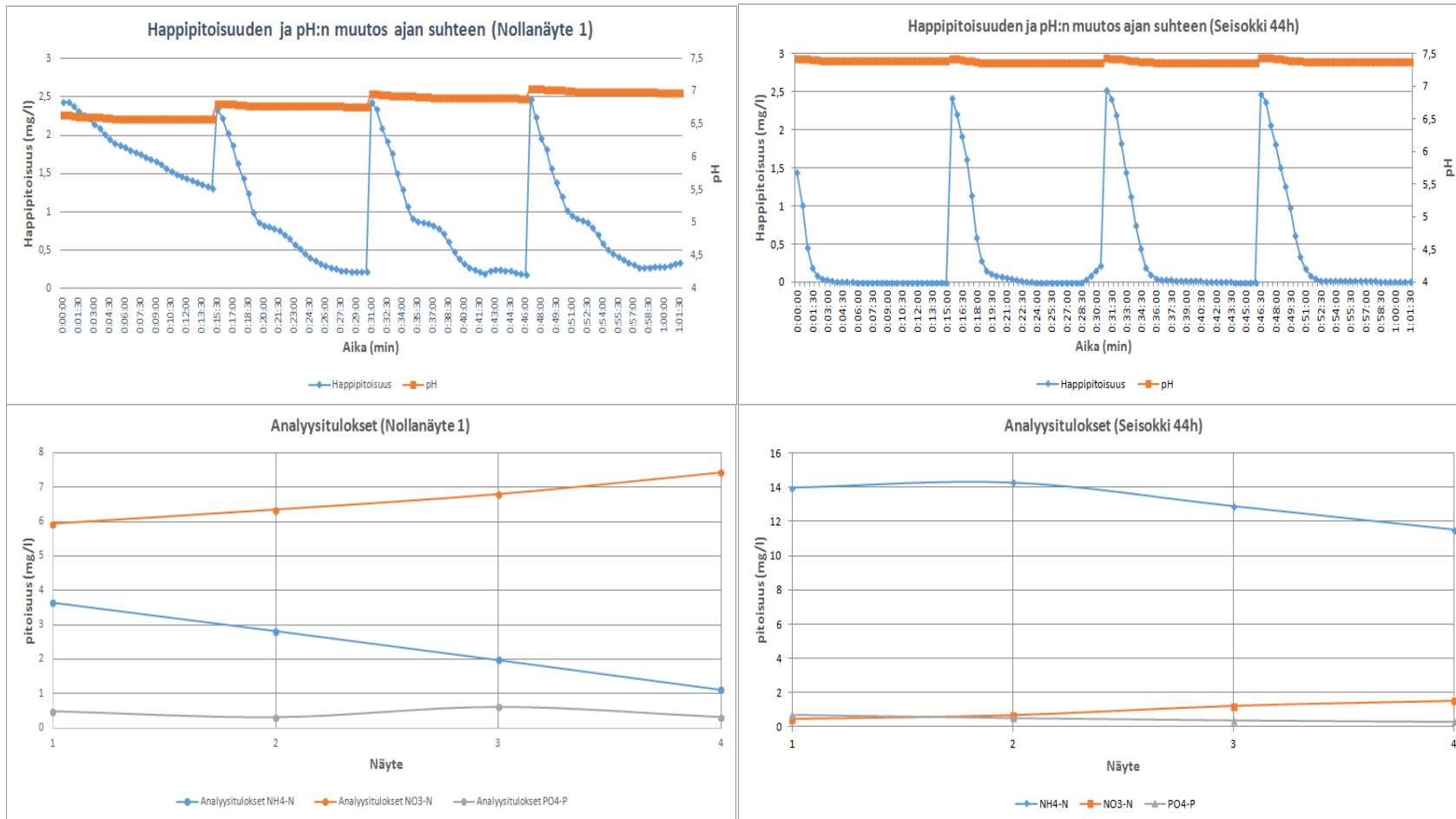


Kuva 29. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.



Kuva 30. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.

44 h seisokin hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



44 h seisokkikokeen laskeutuskuvat

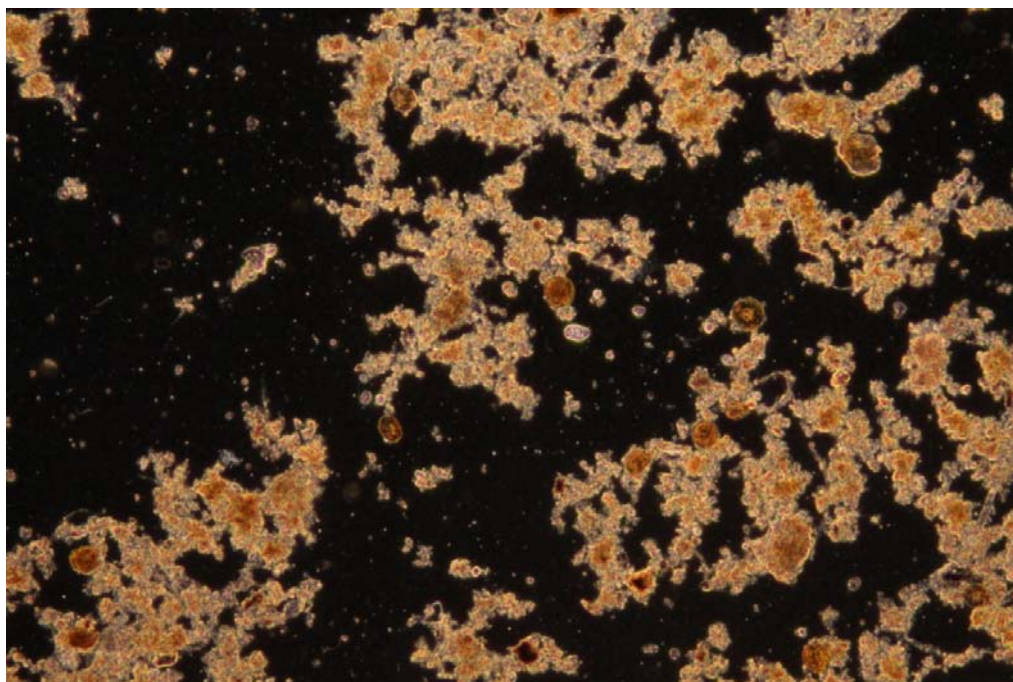


Kuva 31. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.

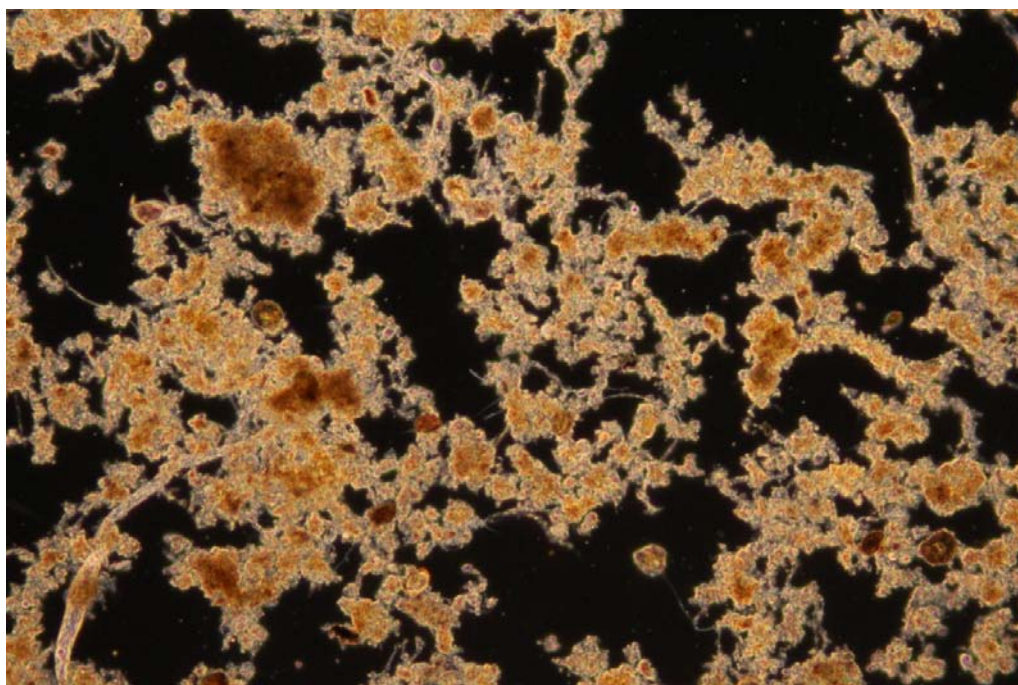


Kuva 32. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.

44 h seisokkikokeen flokkikuvat

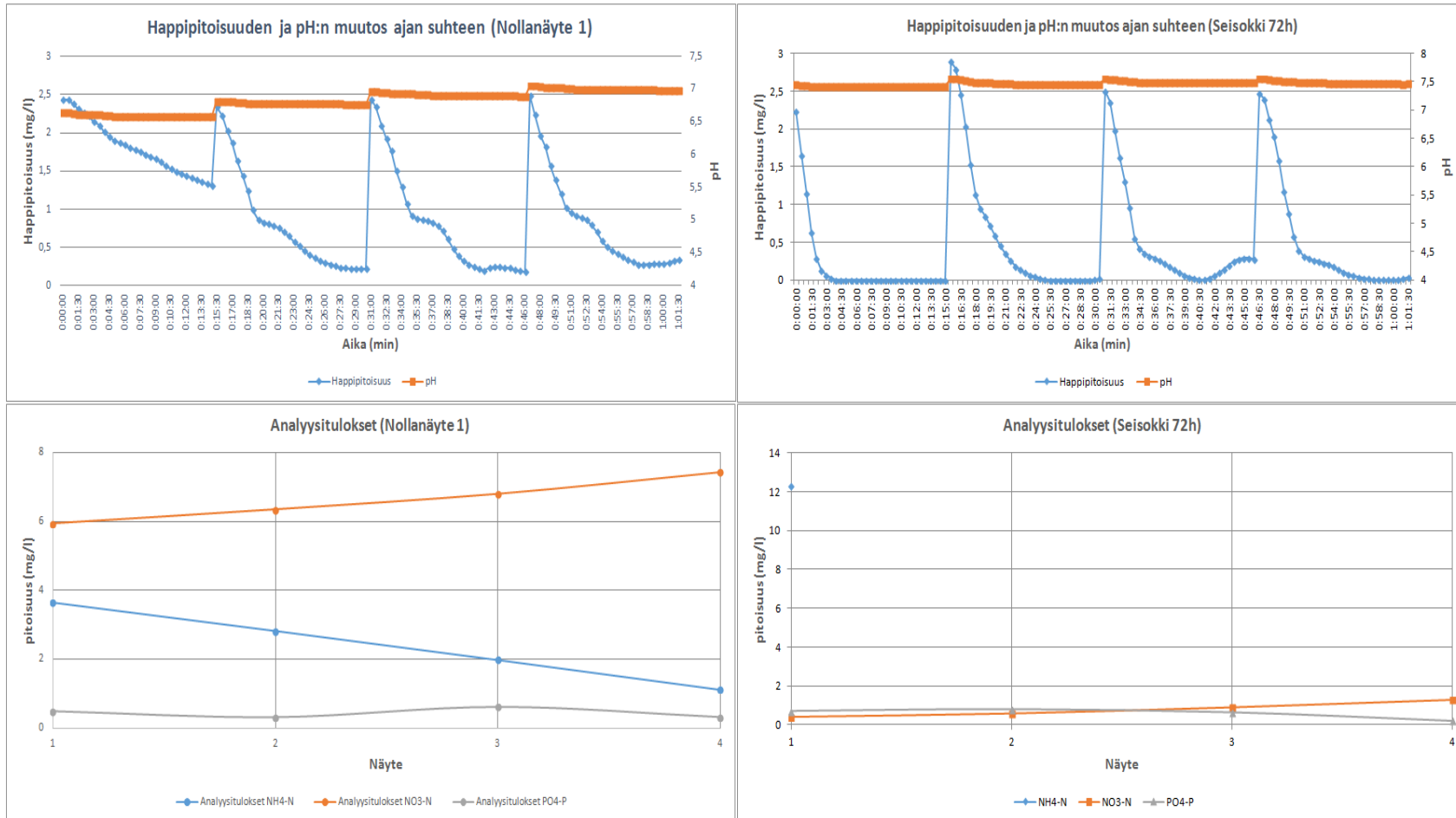


Kuva 33. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.

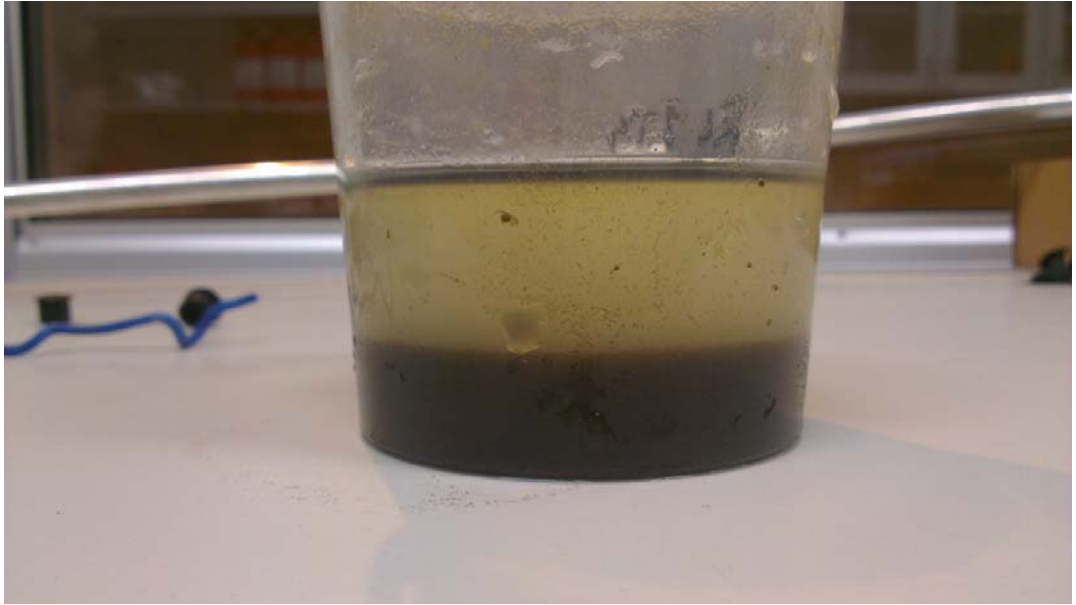


Kuva 34. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.

72 h seisokin hapenottokyky mittaukset ja analyysitulokset



72 h seisokkikokeen laskeutuskuvat

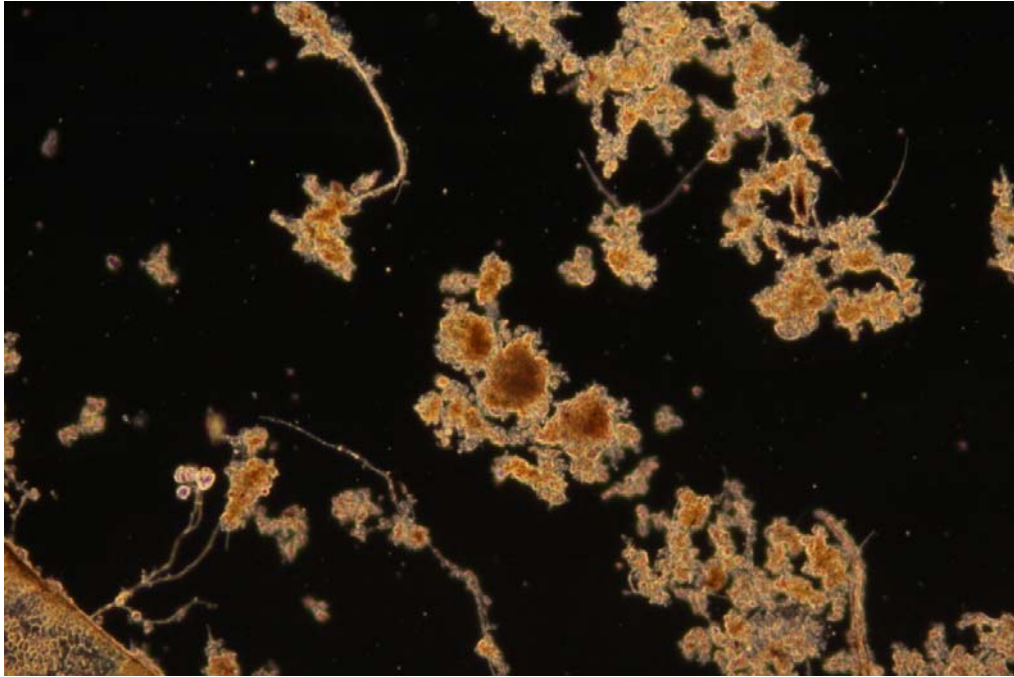


Kuva 35. Laskeutuvuus ennen elvytystoimenpiteitä.

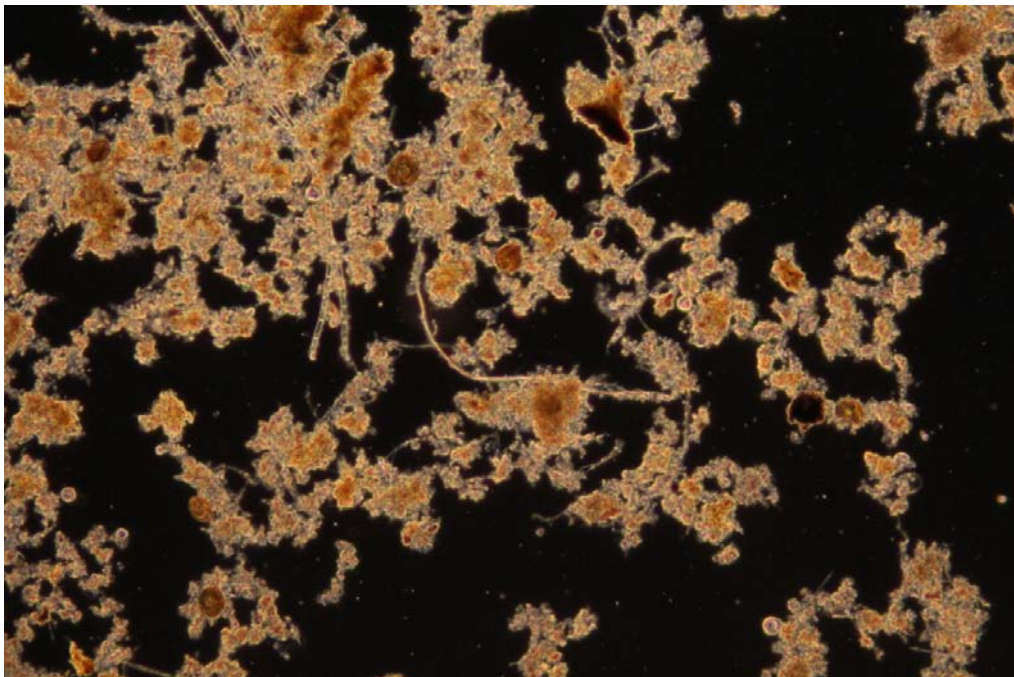


Kuva 36. Laskeutuvuus elvytystoimenpiteiden jälkeen.

72 h seisokkikokeen flokkikuvat



Kuva 37. Flokki ennen elvytystoimenpiteitä.



Kuva 38. Flokki elvytystoimenpiteiden jälkeen.