

Rengasrouheen soveltuvuus yhdyskuntajäteveden puhdistamisessa käytetyn biosuodattimen kantoaineeksi

Tutkimusprojekti

23.1.2014

Apila Group Oy Ab

Sanni Pisto, Ville Alho ja Pirjo Rinnepelto

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa selvitettiin, voiko autonrenkaista valmistettua kumirouhetta käyttää jätevedenpuhdistuksessa käytettävän biosuodattimen kantoaineena. Tutkimus toteutettiin 28.8.2012-18.10.2013 Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamolla. Tutkimuslaitteistoina toimivat siirrettävään konttiin rakennetut kolme omana yksikkönään toimivaa biosuodatinreaktoria, joihin johdettiin vettä puhdistamon jälkiselkeytysaltaasta noin 300 l / h / suodatin. Kussakin suodatinreaktorissa käytettiin kantoaineena rengasrouhetta joiden palakoot olivat suodattimessa 1 15 mm x 15 mm, suodattimessa 2 50 mm x 50 mm ja suodattimessa 3 100 mm x 300 mm. Erikokoisista rengasrouheista parhaita puhdistustuloksia saatiin suurimmalla rouhekoolla. Ainoastaan typpeä saatiin poistettua parhaiten pienimmällä, 15 mm x 15 mm rouheella, mutta ero sen ja suurimman rouheen puhdistuskapasiteetin välillä oli ainoastaan 5 %, kun esimerkiksi fosforinpoistoteho suuremmalla rouheella oli yli 30 % parempi. Kaiken kaikkiaan kokonaistyppeä, sekä ammoniumtyppeä saatiin vähennettyä noin 40 % kaikilla suodattimilla. Kokonaisfosforia saatiin vähennettyä noin 40 %. Myös BOD- ja COD-kuormaa saatiin vähennettyä hiukan.

Laitteiden epävakauden vuoksi pitempiaikaisten yhtäjaksoisten typenpoistotulosten saaminen oli vaikeaa. Erittäin kiinnostavaksi ominaisuudeksi kohosi kuitenkin kantoaineen kyky pidättää merkittäviä määriä fosforia puhdistamastaan vedestä. Tämän arvellaan johtuvan rengasrouheen sisältämästä raudasta, jolla on kyky saostaa fosforia sen liukoisesta muodosta. Epäselväksi jäi, kuinka kauan rengasrouheesta liukenee rautaa, ja jatkuuko fosforin poisto silloinkin, kun kaikki rauta on liuennut rengasrouheesta.

Sisälllys

Tiivistelmä.....	1
Kuvaajaluettelo.....	3
1. Johdanto	4
1.1 Tausta	5
1.2 Tutkimuksen tavoitteet	5
2. Toteutus.....	6
2.1 Sahanniemen keskusjätevedenpuhdistamo.....	6
2.2 Suodatinlaitteisto	8
2.3 Näytteenotto	11
2.4 Analysoidut parametrit.....	12
3. Tulokset	15
3.1 Biologinen hapenkulutus (BOD ₇)	15
3.2 Kemiallinen hapenkulutus (COD).....	16
3.3 Kokonaistyyppi (Kok-N)	17
3.4 Ammoniumtyppi (NH ₄ -N)	18
3.5 Kokonaisfosfori (kok-P).....	19
3.6 Kiintoaine.....	20
3.7 pH	21
3.8 Happi.....	22
3.9 Sulfaatti.....	22
3.9 Alkaliteetti	23
3.10 Metallit	23
3.11 PAH (polysykliset aromaattiset hiilivedyt).....	25
4. Lainsäädäntö.....	1
4.1 Jäteveden puhdistamisen lainsäädännölliset edellytykset	1
4.2 Jäteveden puhdistus- ja tarkkailuvaatimukset	2
4.3 Rengasrouhesuodatinta koskeva olennaisin lainsäädäntö	4
5. Johtopäätökset	4
5.1 Rengasrouheen soveltuvuus biosuodattamiseen	8
6. Yhteenvedo	9
6.1 Jatkotoimenpiteet ja mahdolliset muut sovellukset	10
LIITE I.....	12
MENETELMÄKUVAUKSET	12

Kuvaajaluettelo

Kuvaaja 1 BOD ₇ suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.....	15
Kuvaaja 2 COD suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Pystyssä olevat katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.	17
Kuvaaja 3 Kokonaistyyppi suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Pystyssä olevat katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.	18
Kuvaaja 4 Ammoniumtyppi suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.	19
Kuvaaja 5 Kokonaisfosfori suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.	20

1. Johdanto

Tämä tutkimustyö toteutettiin yhteistyössä Suomen Rengaskierrätys Oy:n, Kuusakoski Oy:n ja Apila Group Oy Ab:n kanssa. Tutkimuksen toteuttamisesta ja tämän raportin laatimisesta vastasi Apila Group Oy Ab. Tutkimus toteutettiin koesuodatinlaitteistolla Heinolan Sahaniemen keskusjätevedenpuhdistamolla (tästä eteenpäin Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamo) 28.8.2012-18.10.2013. Tutkimuksessa kokeiltiin sopiiko autonrenkaista valmistettu rouhe biosuodattimen kantoaineeksi. Tämä raportti on tutkimusta koskeva loppuraportti. Aikaisemmin tutkimuksesta on tehty kaksi väliraporttia.

Tutkimuksessa käytettiin Kuusakoski Oy:n rakentamaa koesuodatinjärjestelmää, jossa oli kolme erillistä suodatinreaktoria sijoitettuna siirreltävään kuljetuskonttiin. Jokaisessa suodattimessa oli rengasrouhetta 3,2 m³, kussakin eri kokoa. Suodattimessa 1 oli käytössä pienikokoisinta rengasrouhetta, jonka rouhekoko oli 15 mm x 15 mm. Suodattimessa 2 käytetyn rengasrouheen koko oli 50 mm x 50 mm ja suodattimessa 3 100 mm x 300 mm.

Kullekin suodattimelle syötettiin vettä noin 300 l /h. Syötetty vesi otettiin Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytysaltaasta. Suodattimen läpi virrannut vesi syötettiin takaisin jätevesilaitokselle uudelleen puhdistettavaksi. Näytteitä otettiin suodattimen käynnistysvaiheessa tiuhempaan, kolmen ensimmäisen päivän aikana päivittäin, sen jälkeen viikoittain kuukauden ajan ja sen jälkeen kahdesti kuukaudessa. Toisella ja kolmannella käynnistyskerralla aloitettiin suoraan viikoittaisella näytteenotolla.

Kun mikrobitoiminnan voitiin todeta käynnistyneen, kaikilla kolmella suodattimella pystyttiin vähentämään kokonaistyppeä sekä ammoniumtyppeä kohtuullisesti (30 – 40 %), ja ajoittain merkittävästi (yli 70 %). Myös COD- ja BOD- pitoisuuksia saatiin laskettua hieman. Etenkin rengasrouheen fosforinpoistokyky oli kiinnostavaa, sillä tutkimuksessa haluttiin ottaa selvää, voiko rengasrouheessa mukana oleva rauta toimia fosforin saostuksessa. Parhaimmillaan fosforin näyttikin poistuvan vedestä erinomaisesti, puhdistustulosten ollessa parhaimmillaan noin 80 %.

Erikokoisista rengasrouheista parhaita puhdistustuloksia saatiin suurimmalla rouhekoolla, eli 100 mm x 300 mm rouheella. Ainoastaan typpeä saatiin poistettua parhaiten pienimmällä, 15 mm x 15 mm rouheella, mutta ero sen ja suurimman rouheen puhdistuskapasiteetin välillä oli ainoastaan 5 %, kun esimerkiksi fosforinpoistoteho suuremmalla rouheella oli yli 30 % parempi.

Vaikuttaa siltä, että biosuodattimen toiminta on sitä vakaampaa, mitä suurempi suodatinpatjan kumirouheen rouhekoko on. Tukkeutumisongelmia ei todettu yhtä paljon kuin pienemmällä koolla, ja suodatinpatjan happitasojen pitäminen kohtuullisena typenpoistolle vaati vähemmän ilmastusta. Pienintä

rouhekokoa sisältävää suodatinpatjaa ilmastettiin arviolta kolme kertaa enemmän, kuin suurempaa rouhekokoa sisältävää patjaa typenpoiston ollessa parhaimmillaan molemmissa suodattimissa.

1.1 Tausta

Käytöstä poistetuista renkaista tuotetun rengasrouheen suodatusominaisuuksia kotitalousjätevesien puhdistuksessa on tutkittu laajalti mm. Amerikassa. USA:n Alabamassa, Floridassa, Georgiassa, Etelä Carolinassa, ja Virginiassa rengasrouhetta käytetäänkin hyväksytysti kotitalousjätevesien maasuodatuksessa. Lisäksi rengasrouhesuodatusta on tuloksellisesti tutkittu muun muassa sade-, kaatopaikkavalumavesien ja harmaavesien suodatuksessa. Tutkimusten mukaan rengasrouhe puhdistaa jätevedestä tehokkaasti kiintoaineita, orgaanisia aineita, tyyppiä sekä fosforia.

Suomen Rengaskierrätys Oy yhdessä Kuusakoski Oy:n kanssa haluaa tutkia rengasrouheen käyttöä jäteveden puhdistamisessa teollisessa mittakaavassa. Rengaskierrätys Oy:n tavoitteena on löytää uusia kohteita rengasmateriaalin hyödyntämiseksi sekä vähentää jätteen syntyä. Kuten jo olemassa olevat hyötykäyttötavat (renkaiden hyötykäyttö tie- ja maarakentamisessa, kaatopaikkarakenteissa) osoittavat, voidaan rengasmateriaalilla turvallisesti korvata neitseellisiä raaka-aineita ja siten vähentää sekä jätteen että luonnonvarojen käytöstä aiheutuvaa ympäristökuormitusta. Uusia käyttötapoja etsitään myös siksi, että renkaiden hyötykäyttö maarakentamisessa ja kaatopaikkojen rakenteissa on vähenemässä.

Jätevedenpuhdistuksesta saadun kokemuksen ja tutkimustiedon mukaan rengasrouhe toimii alustana biofilmille, joka tehokkaasti puhdistaa ravinteita jätevedestä. Tällöin rengasrouheesta tehty peti tai kenttä toimisi biologisena suotimena jäteveden sisältämille, ympäristöä kuormittaville ravinteille. Lisäksi rengasmateriaalin sisältämä rauta saattaa olla mahdollista hyötykäyttää jäteveden ravinteiden saostuksessa, tehostamassa mm. fosforin poistoa. Rengasrouhe on hyväksytty ympäristökelpoiseksi rakennusaineeksi maa- ja kaatopaikkarakenteissa Suomessa. Renkaista ei ole todettu liukenevan haitallisia aineita veteen tai maaperään myöskään jätevesien suodattamiseen liittyvissä tutkimuksissa.

Tutkittava suodatusjärjestelmä tarjoaisi ekologisen ja kustannustehokkaan tavan vähentää jätevedestä aiheutuvaa ympäristökuormitusta Suomessa ja ulkomailla. Tutkimuksen on tarkoitus edesauttaa jätevedestä vesistöihin aiheutuvan kuormituksen vähentämistä..

1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää rengasrouheen soveltuvuus jäteveden puhdistukseen kunnallisissa jätevedenpuhdistuslaitoksissa ja muissa teollisissa sovelluksissa, jossa suodatettavaa vettä syntyy

merkittäviä määriä, ja joiden jätevesistä aiheutuvia ympäristövaikutuksia suodattimella voidaan vähentää ravinnepitoisuutta ja hapenkulutusta vähentämällä.

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää suodattimen toiminta, optimaaliset ominaisuudet ja taloudellisuus seuraavasti:

- Rengasrouhesuodattimen tekniset ominaisuudet, kuten suodattimen puhdistustehokkuus ja puhdistuskapasiteetti, rengasrouheen sisältämän raudan tuoma lisäarvo jäteveden puhdistuksessa, ilmastustarve, suodattimen regenerointitarve alustavasti, rouheen pinnalle syntyvä mikrobikanta, rouheen optimaalinen palakoko sekä kemiallinen ja mekaaninen pysyvyys
- Rengasrouheen suodatinkäytön ympäristönsuojelliset tekijät, kuten suodattimen vaikutus jäteveden orgaanisen aineen, ravinteiden ja haitta-aineiden päästöihin sekä jäterenkaiden materiaalihyötykäytön vaikutukset ympäristöön

2. Toteutus

2.1 Sahanniemen keskusjätevedenpuhdistamo

Tutkimuksessa käytetty suodatinkontti sijaitsee koko tutkimuksen toteutusajan Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamolle, jossa käsitellään keskitetysti Heinolan kaupungin jätevesiviemäröintialueen jätevedet.

Heinolan jätevedenpuhdistamon keskimääräinen kuormitus on noin 6600 m³/d. Jätevedenpuhdistamolle johdetaan Heinolan kaupungin alueen lisäksi jätevesiä myös Pertunmaalta. Sopimus mahdollistaa enintään 600 m³/d jätevesimäärän johtamisen, mutta 2013 Perunmaalta johdettava jätevesimäärä on ollut huomattavasti vähäisempi.

Puhdistamo on rakennettu alun perin vuonna 1976 kemiallisena suorasaostuslaitoksena. Laitos saneerattiin vuonna 1996 kaksilinjaiseksi biologis-kemialliseksi aktiivilietelaitokseksi, jossa fosfori saostetaan ferrosulfaatilla (2-pistesyöttö) rinnakkaissaostusperiaatetta käyttäen. Puhdistamon vesipuolen yksikköprosessit virtaussuunnassa ovat välppäys, hiekanerotus, kemikaaliannostus, esiselkeytys, ilmastus ja jälkiselkeytys. Esiselkeytysallas on katettu 2000-luvun alkupuolella. Puhdistetut jätevedet johdetaan Kymenvirtaan Ruotsalaisen ja Konniveden välille.

Laitoksen tulokuormitus oli asukasvastinelukuna ilmaistuna noin 25 300. Seuraavassa on esitetty puhdistamon mitoitustiedot ja keskimääräinen kuormitustilanne vuonna 2010.

Puhdistamon tyyppi	Biologis-kemiallinen aktiivilietelaitos
Valmistusvuosi	1976, saneeraus 1996 ja 2008
Hiekanerotus	$V = 1 \times 130 \text{ m}^3$
Esiselkeytyk	$A = 1 \times 615 \text{ m}^2$
Ilmastus	$V = 2 \times 1\,000 \text{ m}^3 = 2\,000 \text{ m}^3$
Jälkiselkeytyk	$A = 2 \times 615 \text{ m}^2 = 1\,230 \text{ m}^2$
Virtaama	$q_{\text{mit}} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$, $q_{\text{max}} = 800 \text{ m}^3/\text{h}$ ja $Q_{\text{ka}} = 8\,000 \text{ m}^3/\text{d}$

Kuormitus	Mitoitus	Ka 2010	Kuormitusaste %
Keskivirtaama, m^3/d	8 000	6 580	82
BOD _{7-ATU} , kg/d	1 600	1 770	111
COD _{Cr} , kg/d	3 200	3 430	107
Kiintoaine, kg/d	1 760	2 570	146
Fosfori, kg/d	50	50	100
Typpi, kg/d	320	300	94
BOD:N:P	100:20:3,1	100:17:2,7	

Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamon vuosina 2004 – 2013 voimassa olleet ympäristöluvan lupaehdot:

Parametri	mg/l	%
BOD ₇ (ATU)	≤ 10	≥ 95
Kok. fosfori	$\leq 0,3$	≥ 95
Kiintoaine	≤ 35	≥ 90
COD _{Cr}	≤ 125	≥ 75
Kok. typpi	tavoite $\leq N_{\text{kok.}} 20 \text{ mg/l}$, kun $T \geq 12 \text{ }^\circ\text{C}$	

Jätevedenpuhdistamon puhdistustulos on ollut pääosin hyvä ja lupaehdot täyttävä. Orgaaninen aines poistuu tehokkaasti. Tiukka fosforinpoistovaatimus on pystytty pääosin täyttämään erittäin hyvällä kiintoaineen erotuksella jälkiselkeytyksessä, jossa käytetään polymeeriä tehosteaineena. Typenpoiston kohdalla kesäaikana ($T > 12 \text{ }^\circ\text{C}$) lähtevän veden jäännöspitoisuuden tavoitearvoon pääseminen tarkoittaa noin 56 % kokonaistyyppireduktiota. Laitoksen tulokuormitus on mitoituservojen suuruusluokkaa ja koska prosessia ei alun perin ole suunniteltu typenpoistolaitokseksi (prosessitilavuus rajallinen), on tavoitearvon täyttäminen haastavaa. Prosessin optimoidulla säädöllä on päästy typenpoistossa tavoitetason tuntumaan.ⁱ

2.2 Suodatinlaitteisto

Tutkimukseen käytettävä laitteisto oli siirrettävään konttiin rakennettu koelaitteisto (Kuvat 1,2 ja 3. Laitteistossa oli kolme erillistä reaktoria jotka täytettiin rengasrouheella. Kukin reaktori toimi erillisenä yksikkönä, jotta myös eri palakokojen toimivuutta kantoaineena on voitu tutkia ja vertailla keskenään. Eri yksiköissä käytettyjen rouheiden palakoot olivat Suodatin 1 15 x 15 mm, Suodatin 2 50 x 50 mm ja Suodatin 3 100 x 300 mm.

Käytön aikana pumppuihin tehtiin seuraavat muutokset:

- Ryöppäyspumppun (takaisinhuhtelu) eteen on sijoitettu magneettiventtiili (03/2013)
- Erillinen ilmastuspumppu on lisätty (08/2013)
- Syöttöpumput poistettiin käytöstä ja niiden tilalle on otettu käyttöön uppopumppu. Uppopumpun ympärillä allasta on padottu. Padon korkeus on ≈ 150 mm (07/ 2013).

Konttiin oli sijoitettu toiminnalle tarpeelliset syöttö-, takaisinhuhtelu- ja poistopumput. Kontin ulkopuolinen putkisto on saattolämmitetty ja eristetty. Säiliöt ovat varustetut ilmastusputkistolla. Säiliöistä ulos johdettu tuuletusputkisto on varustettu aktiivihilisuodattimilla, jotka estävät hajujen siirtymisen ulos.

Seuraavat seurantatiedot ovat saatavissa ohjausjärjestelmästä:

- jäteveden virtaama (l/h) (virtausmittari meni epäkuntoon koejärjestelyn alkuvaiheessa joten tarkkoja tietoja virtauksesta ei ole)
- Hapetukseen käytettävän ilman virtaama
- Sähkönkulutus

Suodattimelle virtaavan veden lämpötila vaihteli vuodenaikojen mukaan. Talvella suodattimelle virtaavan veden lämpötila oli noin 4 – 5 °C ja kesäisin noin 15 °C.

Vesiputkisto on varustettu tutkimuksen kannalta tarpeellisilla venttiileillä näytteenottoa varten (Kuva 4) Sähköistys ja automaatio on toteutettu logiikka-pohjaisella järjestelmällä, sisältäen käytön kannalta tarpeelliset ohjaus-, valvonta- ja hälytyslaitteet. (Kuva 5)



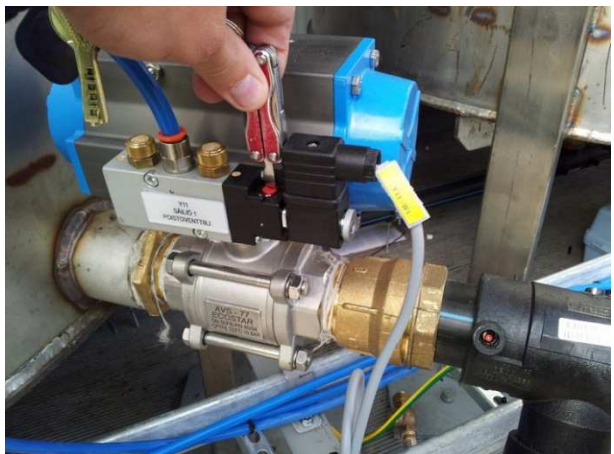
Kuva 2 vasemmalla. Suodatinkontti ulkoa sijoitettuna Heinolan Jätevedenpuhdistamolle



Kuva 3 oikealla. Suodattimet kontin sisällä



Kuva 4 vasemmalla. Suodatinjärjestelmän hallintapaneeli



Kuva 5 oikealla. Näytteenotto.

2.2.1 Laitteiston toiminta

Suodatettava vesi pumpattiin reaktoriin sen yläosasta ja suodatettu vesi poistui ulos kontin alaosasta. Suodattimen puhdistus suoritettiin takaisinhuhteluun avulla kaksi kertaa vuorokaudessa. Takaisinhuhtelu otettiin käyttöön järjestelmän toisella käynnistyskerralla.

Käsiteltävä vesi otettiin Heinolan kaupungin jätevesilaitoksen jälkikäsittelyaltaasta ja se palautettiin biosuodattimen jälkeen esikäsittelyaltaaseen. Myös takaisinhuhteluun käytettävä vesi otettiin jälkikäsittelyaltaasta ja se palautettiin ajon jälkeen esikäsittelyaltaaseen.

Suodatinpatjaa ilmastettiin syöttämällä ilmaa suodatinreaktorin alaosaan. Suodattimen yläosa tuuletettiin poistoilmalla, joka suodatettiin aktiivihiilisuodattimella, joka oli sijoitettu kontin poistoilmakanavaan.

Prosessia ohjattiin sähkö- ja automaatiojärjestelmällä. Toiminnan kannalta tarpeelliset toiminnat oli liitetty hälytyksen piiriin. Näihin lukeutui mm. virtaustiedot, sekä pumppujen toiminta.

Virtaama kullekin kolmelle suodattimelle oli sama koko tutkimuksen ajan. Aluksi virtaama säädettiin n. 300 l / päivä. Virtausmittarien mentyä epäkuntoon ei virtaamasta saatu tarkkoja tietoja.

Biosuodattimien annettiin käynnistyä ns. kylmänä, eli niihin ei lisätty mitään, mikä olisi voinut tehostaa käynnistymistä.

Kaikki kolme suodatinta toimivat samalla periaatteella.

2.2.2 Biosuodattimen toiminta

Suodattimessa jäteveden ravinteita ravintonaan käyttävät mikrobit muodostavat ns. biofilmin kantoaineena toimivan rengasrouheen pinnalle. Biofilmin liiallinen kasvu ja kantoaineen tukkeutuminen estetään säännöllisellä takaisinpesulla, jossa ilmaa ja vettä syötetään vastakkaiseen suuntaan kuin normaalitoiminnassa. Tällöin irrallinen biofilmi ja muu kuona saadaan poistettua.

2.3 Näytteenotto

Näytteenotto (kuva 5) ajoitettiin ensisijaisesti vastaamaan Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamon omaa lupaehtojen mukaista näytteenottoa, jotta tulokset olisivat mahdollisimman vertailukelpoisia. Näin ollen yksi näyte oli otettava jokaisen kuukauden ensimmäisen kokonaisen viikon tiistaina tai keskiviikkona. Suodattimista otettuja näytteitä verrattiin Heinolan kaupungin jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytysaltaasta otettuihin näytteisiin.

Näytteenotto aloitettiin 28.8.2012, eli päivä järjestelmän käynnistämisestä. Ensimmäisen kolmen kuukauden (ensimmäinen käynnistyskerta) ajan noudatettiin lähtösuunnitelman mukaista näytteenottoaikataulua, joka on esitetty alla:

- Päivät 1 – 3 näytteiden otto päivittäin,
- Päivät 4 – 30 näytteet 7 päivän välein
- Päivät 30– tutkimuksen loppuun näytteet 14 päivän välein.

Toisella käynnistyskerralla aikatauluun tehtiin muutoksia perustuen aikaväleihin, joilla suodattimessa arvioitiin tehokkaimmin havaittavan merkittävät muutokset. Toisella käynnistyskerralla ensimmäinen näyte otettiin viikko käynnistämisestä eli 27.3.2013. Tämän jälkeen näytteitä otettiin ensimmäisen kuukauden ajan viikon välein ja sen jälkeen kahden viikon välein.

Näytteet otettiin kustakin suodattimesta erikseen lukuun ottamatta erikseen otettua PAH-näytettä, joka oli kokoomanäyte kaikista kolmesta suodattimesta. Yleisnäytteistä analysoitiin BOD, COD, Kokonaistyyppi, ammoniumtyppi, kokonaisfosfori, sähkönjohtavuus, pH ja alkaliteetti. Kiintoaineen, metallien ja happipitoisuuden analysoimiseksi jätevedestä otettiin erilliset näytteet. Happinäytteet kestävöitiin paikan päällä.

2.4 Analysoidut parametrit

Alla on esitelty tutkimuksessa analysoidut parametrit jäteveden biosuodatuksen kannalta. Parametrit valittiin analysoitaviksi koska ne katsottiin tutkimuksen kannalta kiinnostavimmiksi, sekä osittain siksi, että niitä voitiin vertailla Heinolan Sahanniemen puhdistuslaitoksen puhdistustuloksiin.

2.4.1 BOD₇ Biological Oxygen Demand (BHK₇, Biologinen hapenkulutus)

Biologisessa jäteveden puhdistuksessa mikrobit, pääasiassa bakteerit, käyttävät jäteveden orgaanista ainesta (pääasiassa proteiineja, hiilihydraatteja ja rasvoja) ravintonaan. Suurin osa vesistössä happea kuluttavista orgaanisista yhdisteistä saadaan poistettua tavalla, jonka perusajatuksen mukaan liuenneet ravinteet siirtyvät mikrobisolujen sisään.ⁱⁱ

BOD₇ (BHK₇) on parametri, joka kuvaa vedessä olevan orgaanisen aineen mikrobiologisen hajoamisen kuluttaman hapen määrää (mg/l) seitsemän vuorokauden aikana, ts. sitä happimäärää, jonka jäteveden bakteerit ja muut pieneliöt käyttävät hajottaessaan orgaanista ainesta jätevedestä. Mitä suurempi BOD-arvo vesistöön laskettavassa jätevedessä on, sitä enemmän happea jätevesi kuluttaa purkuvesistössä.ⁱⁱⁱ

BOD_{7ATU} on BOD₇:a vastaava parametri, mutta BOD_{7ATU} määrittäessä näytteeseen lisätään allyyliotiureaa (ATU) nitrifikaation estämiseksi. Nitrifikaatiolla tarkoitetaan ammoniumionien (NH₄⁺) hapettumista vedessä olevien bakteerien vaikutuksesta nitraatti-ioneiksi (NO₃⁻). Nitrifikaatio siis kuluttaa vedestä happea, joka saattaa nostaa BOD-arvoa. Näin ollen BOD_{7ATU} antaa todenmukaisemman kuvan jäteveden biologisesta hapenkulutuksesta näytteenottohetkellä.^{iv}

2.4.2 COD Chemical oxygen demand (Kemiallinen hapenkulutus)

Kemiallisen hapenkulutuksen testiä käytetään orgaanisen kokonaismäärän mittaamisessa. COD on parametri, joka kuvaa sitä happimäärää (mg/l), joka tarvitaan kemiallisesti hapettamaan jäteveden sisältämät orgaaniset aineet. COD sisältää myös biologisen hapettumisen kuluttaman hapen (BOD).

COD_{Cr} kuvaa hapettuneen orgaanisen aineen määrää hapetuskemikaalin (dikromaatti) kulutuksena. Dikromaatilla tapahtuva hapetus kertoo sen hapen määrän, jonka yksi litra kyseistä jätevettä kuluttaa, kun sen orgaaninen ja epäorgaaninen aines hajotetaan täydellisesti.^v

2.4.3 N_{TOT} Kokonaistypin määrä

Jätevedessä typpikuormitus voi aiheuttaa vesistössä leväkasvua ja rehevöitymistä. Se voidaan poistaa biologisessa jäteveden käsittelyprosessissa bakteerien luonnollisen metabolian avulla. Typpi poistuu kahden eri vaiheen, nitrifikaation ja denitrifikaation, kautta. Nitrifikaatiossa ammoniumionit NH₄⁺ hapettuvat vedessä olevien bakteerien vaikutuksesta nitraatti-ioneiksi NO₃⁻. Denitrifikaatiossa nitraatti NO₃⁻ muuttuu edelleen bakteerien vaikutuksesta tyypeksi N₂. Syntynyt typpi siirtyy vedestä ilmaan.^{vi}

Jätevedestä tutkittava kokonaistypin määrä (mg/l) tarkoittaa orgaanisen typen N, ammoniumin NH₄⁺, nitraattitypen NO₃⁻ ja nitriittitypen NO₂⁻ summaa. Kokonaistypin määrän avulla tutkitaan jätevedestä mahdollisesti vesistöön aiheutuvaa ravinnekuormaa. Kokonaistypin määrä kertoo myös puhdistusprosessissa työtä tekevien bakteerien toimivuudesta ja ravinteiden puhdistusprosessin tehokkuudesta.^{vii}

2.4.4 Ammonium-typpi

Jätevedessä ammoniumin nitrifikaatiota toteuttavat bakteerit tarvitsevat toimiakseen happea. Ellei ammonium-typpi hapetu puhdistuslaitoksessa, tapahtuu nitrifikaatio vesistössä, joka kuluttaa siinä olevaa happea. Puhdistusprosessin kannalta ammonium-typen määrä (mg/l) kertoo jäteveden puhdistusprosessissa tapahtuvan nitrifikaation epätäydellisyydestä, joka puolestaan voi johtua esimerkiksi kehittymättömästä bakteerikannasta tai liian alhaisesta happipitoisuudesta prosessissa.^{viii ix}

2.4.5 Kokonaisfosfori

Vesistöjen leväkasvu riippuu suuresti niiden tarvitseman ravinteiden, fosforin, saatavuudesta. Jäteveden fosforipitoisuutta (mg/l) seurataan nimenomaan sen aiheuttaman mahdollisen vesistökuormituksen estämiseksi. Fosfori saostetaan jätevedestä yleensä kemiallisesti, jolloin tavallisimmin käytetyt kemikaalit ovat alumiinisulfaatti, rautasulfaatti sekä kalkki. Biologinen fosforin poisto edellyttää aerobisten ja anaerobisten jaksojen vuorottelua jäteveden puhdistuksessa.

2.4.6 Happi

Hapen kulutus jätevedessä johtuu mikrobien aiheuttamasta orgaanisen aineen sekä muiden pelkistyneiden aineiden hapettamisesta. Happi mahdollistaa soluhengityksen biofilmillä, joten aerobisissa prosesseissa tulisikin olla riittävästi happea saatavilla. Sen avulla mikrobit voivat hajottaa orgaanista ainetta tehokkaasti. Kun happipitoisuus on yli 1 ppm (1 mg/l), se estää sulfidien ja sitä kautta rikkivedyn muodostumisen.^x

Hapen kulutus muuttuu huomattavasti jäteveden laadun myötä; suuri orgaanisen aineen konsentraatio ja mahdollisimman pieni partikkelikoko kuluttavat happea nopeasti. Mitä helpommin orgaaninen aine on hyödynnettävissä, sitä nopeampaa on hapen kulutus. Myös lämpötilalla on hapen kulutus nopeutta

kasvattava vaikutus. Koska lämpötilan nousu nostaa mikrobien aktiivisuutta, niin samalla kasvaa myös hapenkulutus.^{xi xii}

2.4.7 pH

Yksi jäteveden typenpoiston oleellisimmista tekijöistä on oikea pH. Typenpoiston kannalta pH tulisi olla vähintään 6,5, optimin ollessa 7,5 – 8,5.^{xiii}

2.4.8 Alkaliniteetti

Alkaliniteetti kuvaa veden puskurikapasiteettia ja on emäksisesti käyttäytyvien ionien - hydroksidi, karbonaatti ja bikarbonaatti - summa. Näitä esiintyy kalsiumin, magnesiumin, natriumin, kaliumin jne. muodostamissa yhdisteissä. Jätevedet ovat yleensä alkalisia, mikä toimii tärkeänä puskurina jäteveden pH:n vaihteluille myös biologisessa jäteveden puhdistuksessa.^{xiv} Jotta jäteveden pH ei laske liian alas, tulee alkaliniteetin olla vähintään 35 mgCaCo₃/l (0,35 mmol/l). Biologisessa jäteveden puhdistuksessa alkaliniteetti vaihtelee luonnollisesti: se nousee ensin ammonifikaation aikana, laskee nitrifikaation aikana ja taas typenpoiston eri vaiheissa denitrifikaation aikana.^{xv}

2.4.9 Kiintoaine

Kiintoaineen määrä (mg/l) kuvaa vedessä olevaa hiukkasmaista ainesta. Koska suuri osa kiintoaineesta on eloperäistä ainesta, on *kiintoainepitoisuus* yhteydessä biologiseen hapenkulutukseen ja vesistöön joutuessaan aiheuttaa siellä hapettomuutta. Kohonnut kiintoainepitoisuus biologisesta suodatinprosessista poistuvassa jätevedessä voi johtua puhdistettavan jäteveden korkeasta kiintoainepitoisuudesta tai esimerkiksi irtoavasta, flokkautuneesta biofilmistä tai suodatinaineesta irtoavista hiukkasista.

2.4.10 Sulfaatti

Jätevesissä oleva rikki on yleensä sitoutunut joko orgaaniseen aineeseen tai se esiintyy liuenneena sulfaattina. Jätevesissä tapahtuvan hydrolyysin myötä orgaaniset rikkiyhdisteet pilkkoutuvat ja jäteveteen liukenee sulfaattia. Anaerobisissa olosuhteissa sulfaatit muodostavat sulfidia, joka korkeina (yli 200mg/l) pitoisuuksina esiintyessään haittaa biologista puhdistusprosessia.^{xvi}

2.4.11 Sähkönjohtavuus

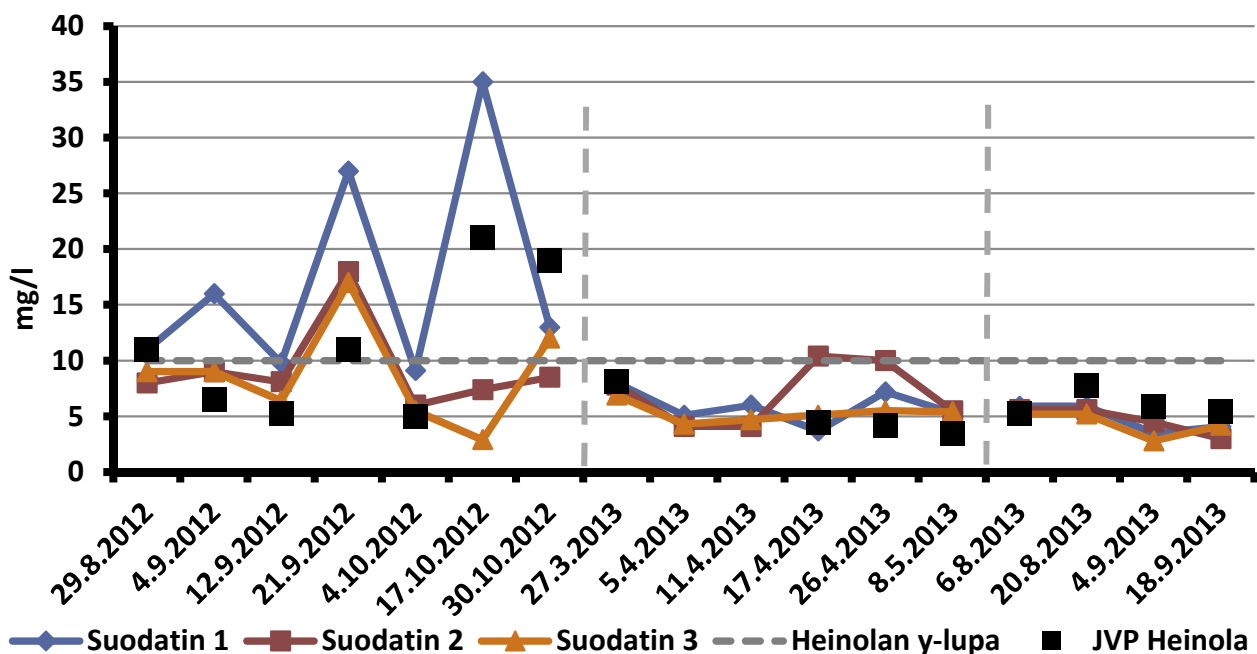
Sähkönjohtavuus mittaa vedessä olevien, liuenneiden suolojen vapauttamien ionien määrää. Näitä ovat muun muassa ammonium, natrium, kalium, kalsium ja magnesium (kationiset) sekä kloridit ja sulfaatit (anioniset). Myös ravinteet nostavat jäteveden sähkönjohtavuutta, joka jätevedessä on yleensä 50 – 100 mS/m. Orgaanisen aineen hajotessa suoloja vapautuu veteen, jotka lisäävät sähkönjohtavuutta.^{xvii}

3. Tulokset

3.1 Biologinen hapenkulutus (BOD₇)

BOD₇ mitattiin jokaisella näytteenotokerralla koko tutkimuskauden ajan. Kolmen ensimmäisen kuukauden ajan BOD₇ tulokset (Kuvaaja 1) heittelevät voimakkaasti kaikissa kolmessa suodattimessa. Tätä pidettiin kuitenkin odotuksia vastaavana ilmiönä biofilmin kasvaessa ja asettuessa suodattimiin. Vastaavasti myös suodattimiin sisään menevän veden pitoisuudet olivat epävakaita. Tässä vaiheessa suodattimessa ei ollut käytössä vastavirtahuuhtelua.

Kuvaaja 1 BOD₇ suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.



Lokakuussa 2012 BOD₇ näytti vähenevän suodattimissa voimakkaasti verrattuna sisään menevän veden vastaaviin tasoihin. Tulos oli vain hetkellinen, sillä pian sen jälkeen suodattimet menivät epäkuntoon seurauksena Heinolan Jätevedenpuhdistamolla tapahtuneesta remontista (Huoltokatkokset näkyvät pystykatkoviivana kuvaajassa 1) Kun suodattimet saatiin jälleen huhtikuussa 2013 toimimaan, oli BOD₇ käyttäytyminen huomattavasti tasaisempaa. Tässä vaiheessa käytössä oli myös vastavirtahuuhtelu. Suodattimet olivat jälleen seisokissa kesällä 2013.

Syksyllä 2013 suodattimien käynnistyessä kolmannen kerran, BOD₇ poisto tasaantui nopeasti ja vaikuttaa siltä, että suodattimilla saatiin tässä vaiheessa pysyvämpiä puhdistustuloksia. Tässä vaiheessa kaikista suodattimista tulevan veden BOD₇-arvo oli keskimäärin 25 % matalampi kuin sisään menevän

jälkiselkeytyksen veden. Parhain puhdistustulos saatiin BOD₇ osalta suurimman rouhekoon suodattimella 3 (noin 28 %), toiseksi paras tulos suodattimella 2 (23 %) sekä heikoin suodattimella 1 (20 %).

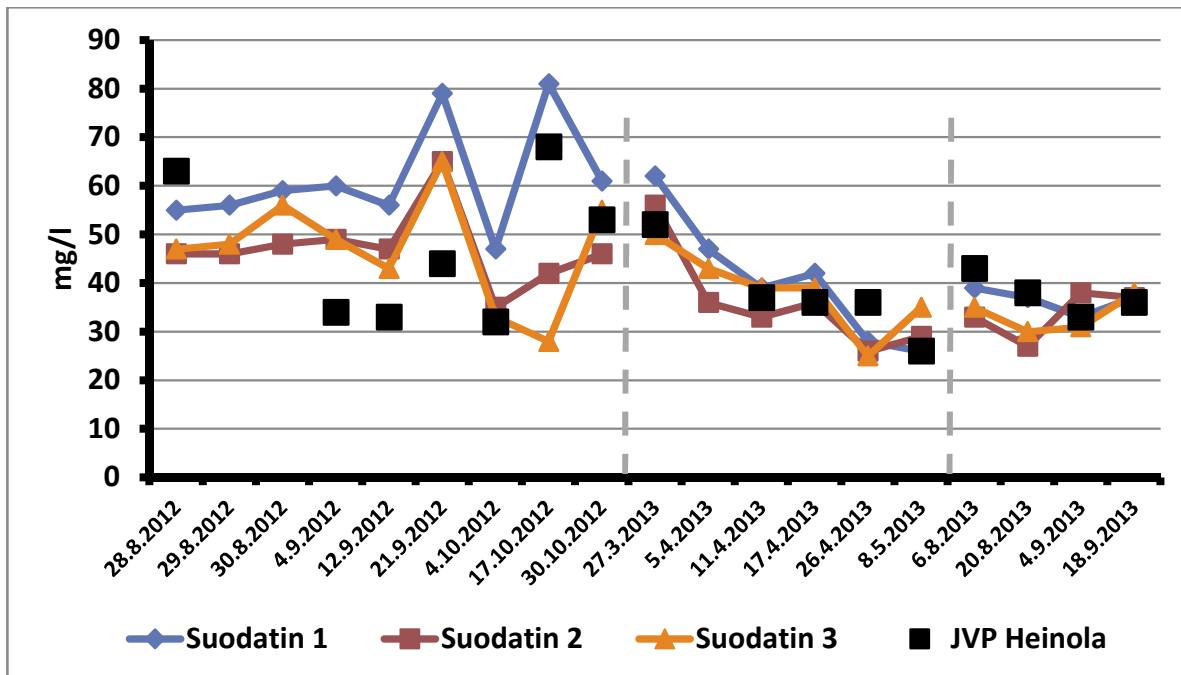
Tulosten perusteella vaikuttaa siltä, että BOD₇ saadaan vähenemään voimakkaammin, jos puhdistettavan veden BOD₇ on suhteellisen korkea. Näin voidaan olettaa vertaamalla parhaita puhdistustuloksia ennen ensimmäistä seisokkia lokakuussa 2012 elo-syyskuussa vuonna 2013 saatuihin tuloksiin. Myös suodattimelle menevän hapen määrä vaikuttaa myönteisesti BOD₇-arvon vähenemiseen, sillä väheneminen alkoi tehostua kun suodattimen ilmastusta lisättiin. Parhaat tulokset antavassa suodattimessa 3 happilukemat olivat korkeimmat koko tutkimuksen ajan, vaikka ilmastuksen määrää nostettiin muissakin suodattimissa.

3.2 Kemiallinen hapenkulutus (COD)

COD-arvojen käyttäytyminen kaikissa kolmessa suodattimessa vastasi läheisesti toisiaan. Tuloksissa oli havaittavissa samankaltaista käyttäytymistä kuin BOD₇-arvoissa, joskin COD-arvot olivat noin kymmenkertaisia verrattuna BOD₇-arvoihin, aivan kuten suodattimelle menevässäkin vedessä (Kuvaaja 2, Heinolan JVP jälkiselkeytys). Aivan tutkimuksen alussa COD-arvot näyttivät pienenevän Suodattimessa 2 (28 %) ja 3 (19 %). Suodattimessa 1 vastaavaa muutosta ei näkynyt.

Tämän jälkeen noin kuukauden ajan COD-arvot olivat koholla kaikissa suodattimissa, jonka jälkeen saatiin lähes 60 % puhdistustulos suodattimella 3 ja noin 40 % puhdistustulos suodattimella 2. Suodattimessa 1 COD-arvot olivat yhä koholla, ja ne saatiin laskemaan vasta voimakkaan ilmastuksen lisäyksen myötä. Kaiken kaikkiaan COD-arvot vähenivät vain vähän suodattimessa 2 ja 3, mutta eivät juurikaan suodattimessa 1, jossa oli pienintä rouhekokoa olevaa rengasrouhetta. Hetkittäisten huippulukemien perusteella on mahdollista arvioida että COD voidaan saada vähenemään merkittävästikin, mikäli biosuodattimen olosuhteet saadaan vakautettua optimaaliselle tasolle.

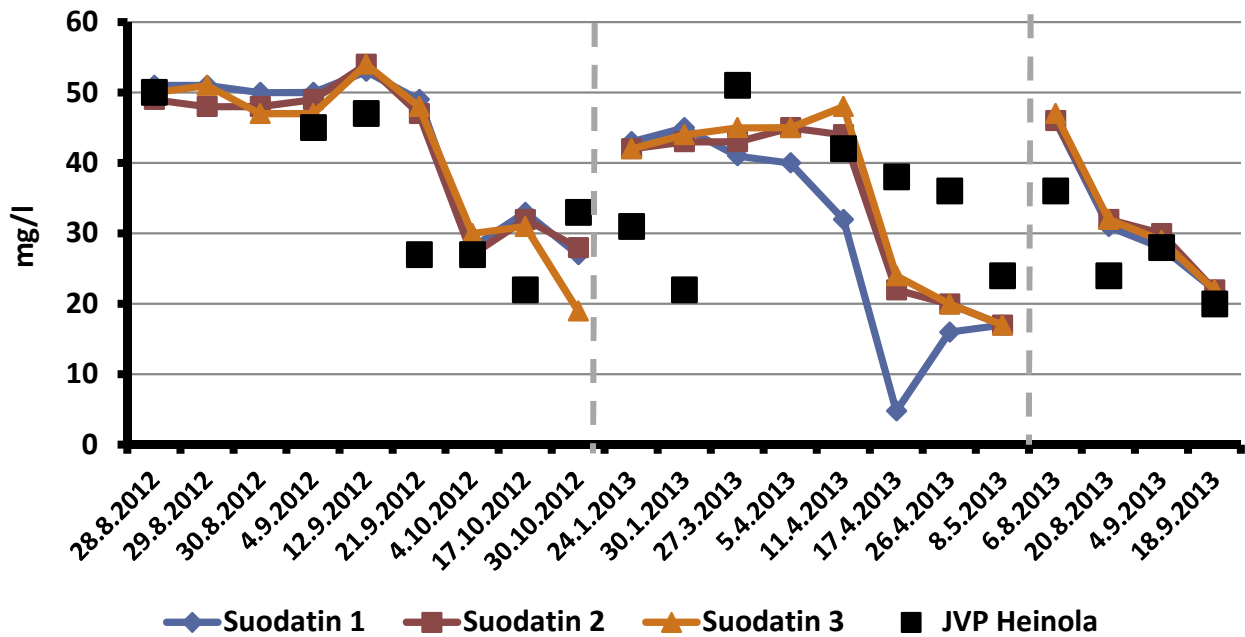
Kuvaaja 2 COD suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Pystyissä olevat katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.



3.3 Kokonaistyyppi (Kok-N)

Näytteiden perusteella kaikkien kolmen suodattimen kokonaistyyppipitoisuudet seurailivat ensimmäiset kuukaudet sisään menevän veden (Heinola JVP Jälkiselkeytyks, Kuvaaja 3) vastaavia lukuja, ollen alkuun hiukan koholla. Typenpoisto näytti käynnistyvän ainakin suodattimessa 3 Lokakuussa 2012 suodattimen oltua käynnissä noin kaksi kuukautta (62 päivää). Typenpoisto lakkasi toimimasta suodattimen mentyä epäkuntoon pian tämän jälkeen. Suodattimista otettiin kaksi kertaa näytteitä tammikuun 2013 aikana jolloin suodatinjärjestelmä on ollut epäkunnossa. Biosuodattimet saatiin kuntoon 20.3.2013 jonka jälkeen mikrobitoiminnan uudelleen käynnistymiseen kului jonkun verran aikaa. Maaliskuussa 2013 suodattimelle menevän veden kokonaistyyppipitoisuudet ovat olleet korkeat ja vaikuttavat siltä, että kaikki suodattimet ovat pystyneet pidättämään tästä määrästä tyyppiä hiukan, joista parhaiten suodatin 1 (20 % vähennys). Uudelleen typenpoisto on käynnistynyt täysin huhtikuussa 2013. 26.4.2013 biosuodatinjärjestelmän oltua käynnissä 36 päivää yhtäjaksoisesti, kaikki kolme suodatinta ovat saaneet poistettua merkittävän määrän tyyppiä läpi virtaavasta vedestä. Suodatin 1 pidätti 89 % jolloin typen määrä on laskenut 38 mg/l (sisään) jopa 4,8 mg /l (ulos). Suodatin 2 pidätti samaan aikaan 40 % ja suodatin 3 37 %. Tämän jälkeen erot kaikkien kolmen suodattimen välillä ovat tasaantuneet. Typen poistuma on ollut välillä 30–45 % aina siihen asti kunnes suodattimen pumpit ovat jälleen menneet epäkuntoon.

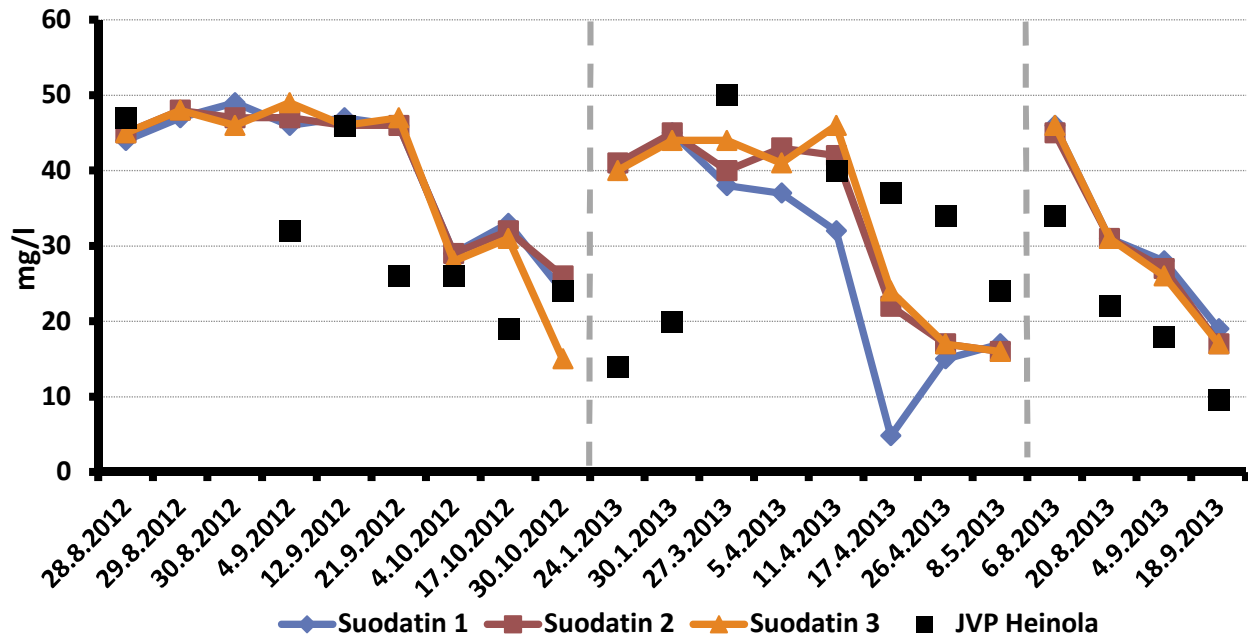
Kuvaaja 3 Kokonaistyyppi suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Pystyssä olevat katkoviivat kuvaavat huoltokatkoksia.



3.4 Ammoniumtyppi (NH₄-N)

Ammoniumtyypen käyttäytyminen vastaa hyvin läheisesti kokonaistyyppien käyttäytymistä kaikissa suodattimissa (Kuvaaja 4). Ammoniumtyypen poistuminen näyttää käynnistyneen ensimmäisen kerran lokakuun loppupuolella 2012 jolloin suodatin on ollut käynnissä 33 päivää. Tällöin suodattimessa 3 on havaittu 38 % lasku ammoniumtyypilukemissa. Kahdessa muussa suodattimessa ammoniumtyppi ei vähentynyt. Pian tämän jälkeen suodatinlaitteisto on mennyt epäkuntoon ja se on käynnistetty uudelleen Maaliskuussa 2013 ja ensimmäiset näytteet otettiin 27.3.2013. Jo tällöin on havaittavissa lievää ammoniumtyypen laskua suodattimessa samaan tapaan kuin kokonaistyyppienkin kohdalla. Mikrobitoiminnan voidaan arvioida käynnistyneen täysin 17.4. mennessä, jolloin myös ammoniumtyypen poistossa tapahtui merkittävä paraneminen. Ammoniumtyypen poisto jatkui kohtuullisena aina Elokuulle 2013 jolloin suodatinlaitteisto jälleen jouduttiin huoltamaan. Viimeisessä vaiheessa tyypenpoistoa ei saatu enää käyntiin ennen suodatinkokeen lopettamista. Tammikuun aikana 2013 otetut näytteet kuvaavat seisokissa olevan suodattimen toimintaa.

Kuvaaja 4 Ammoniumtyppi suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.

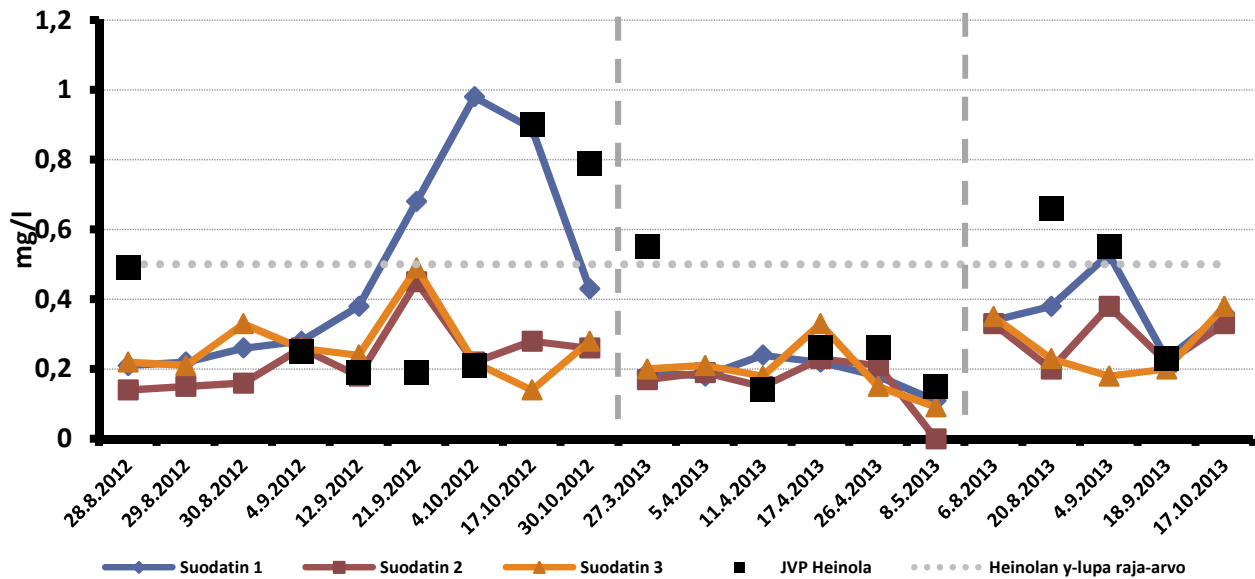


3.5 Kokonaisfosfori (kok-P)

Rengasrouheen on arvioitu toimivan tehokkaasti fosforia rengasrouheessa seassa olevan raudan vuoksi, jolla on fosforia saostavia ominaisuuksia. Kokonaisfosforin osalta pidätyskyky vaihtelu suodatinten välillä melko paljon. Kaikki suodattimet näyttivät pidättävän fosforia kohtuullisesti heti suodattimen käynnistämisen jälkeen. Tässä kohtaa parhaiten toimi suodatin 2 joka pidätti fosforia yli 70 % sisään menevästä vedestä (JVP Heinola, Kuvaaja 5). Myös kaksi muuta suodatinta näytti pidättävän fosforia hyvin tässä vaiheessa (40 – 45 % vähennys).

Tämän jälkeen fosforinpoisto näyttää toimineen suhteellisen tasaisesti suodattimissa 2 ja 3, ollen vain hetkellisesti koholla 21.9.2012 otetussa näytteessä. Parhaiten fosforinpoisto toimi parhaiten suodattimessa 2 joka poisti fosforia 39 % koko tutkimusjaksolla. Toiseksi parhaiten fosforin poisto onnistui suodattimella 3, 37 %. Huonoiten fosforia poisti suodatin 1 jossa olevassa rengasrouheessa on myös vähiten rautaa mukana, jos lainkaan. Se poisti fosforia vain 6 % koko tutkimusjaksolla. Huipputulokset saavutettiin 17.10.2013 suodattimella 3, jonka mitattiin tällöin poistaneen sisään menevästä vedestä peräti 85 % fosforia.

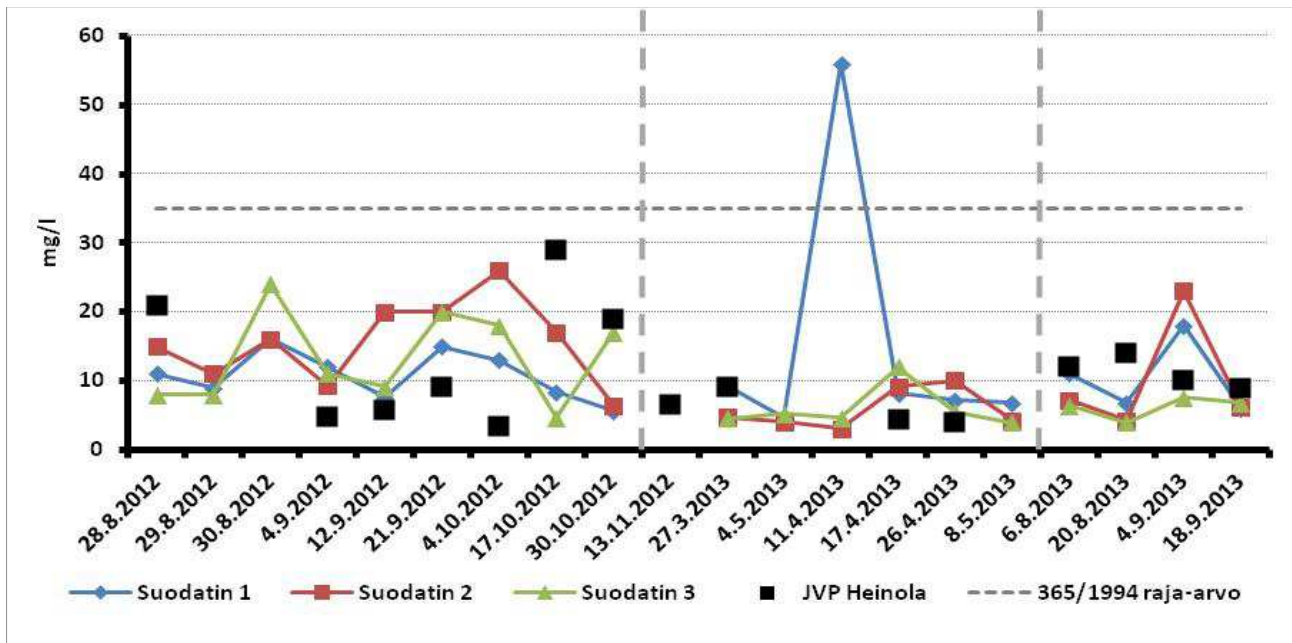
Kuvaaja 5 Kokonaisfosfori suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.



3.6 Kiintoaine

Kiintoaineen osalta tuloksia on hankala tulkita. Merkittäviä puhdistustuloksia ei todennäköisesti ole saavutettu muuta kuin satunnaisesti minkään suodattimen kohdalla. Matalimmat lukemat kiintoaineesta on saatu samaan aikaan kun muidenkin analyysitulosten lukemat ovat alhaisia, joten on mahdollista olettaa, että kiintoaineen pidätykseen vaikuttavat samat asiat kuin niihin. Vähiten kiintoainetta oli kokonaisuudessaan suodattimesta 3 otetuissa näytteissä, vaikka alkuvaiheessa se näytti päästävän lävitseen kiintoainetta kaikista kolmesta suodattimesta eniten. Kaiken kaikkiaan se on pidättänyt kiintoainetta 30 % koko tutkimusjaksolla. Suodattimessa 1 kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin suurempia kuin sisään menevässä vedessä. Suodattimen 2 vaikutus kiintoaineeseen oli vähäinen (10 %).

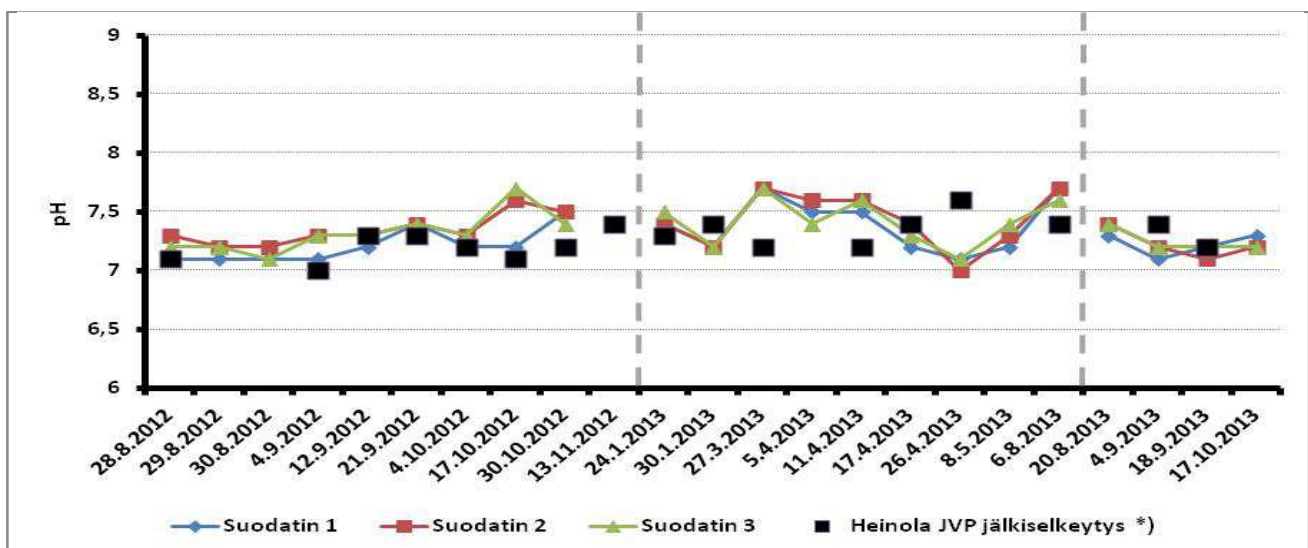
Kuvaaja 6 Kiintoaine suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.



3.7 pH

pH-arvot kaikissa kolmessa biosuodattimessa vaikuttavat pysyneen suhteellisen tasaisena koko tutkimusjakson ajan. Kaikilla kolmella biosuodattimella vaikuttaa olevan lievästi nostava vaikutus suodattamansa veden pH-tasoihin. Typenpoiston käynnistyessä pH oli matalimmillaan (7,1 – 7,2). pH:n ollessa korkeampi, 7,6 – 7,7 suodattimen toiminta oli usein heikompaa.

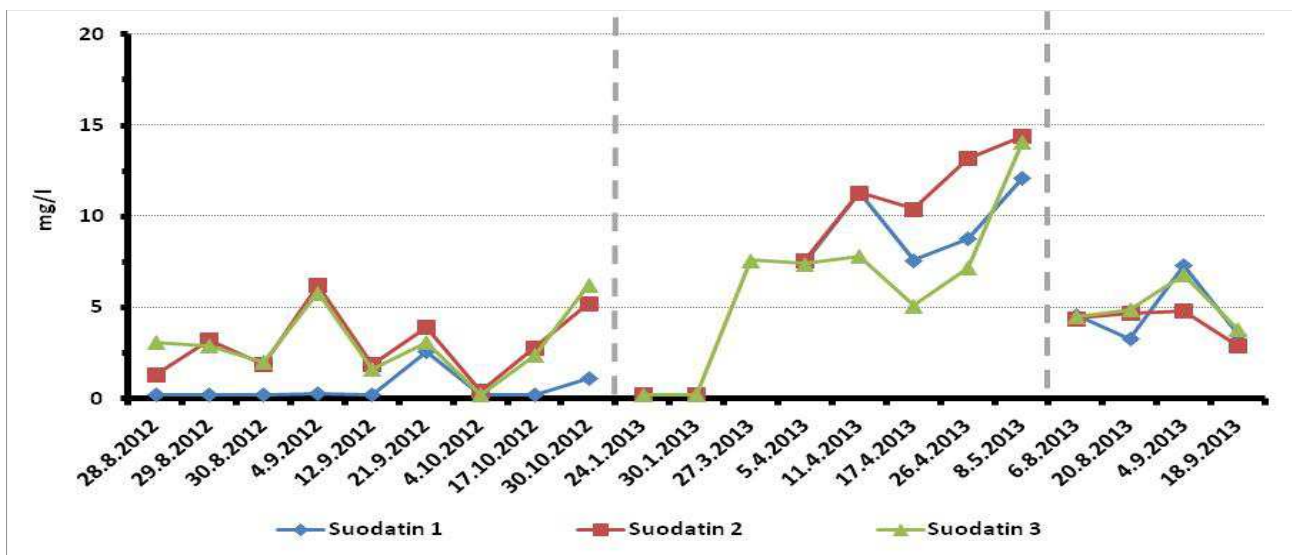
Kuvaaja 7 pH suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.



3.8 Happi

Happea syötettiin suodattimiin koko tutkimuksen ajan ilmastuspumpun avulla. Ilmastusta nostettiin huomattavasti loppua kohden. Etenkin suodattimessa 1 happitasojen ylläpitäminen oli haasteellista, vaikka syötetyn ilman määrä oli sama kaikissa kolmessa suodattimessa (Kuvaaja 8). Matalat happitasot saattavat olla yksi vaikuttava tekijä suodattimessa 1 havaittavaan voimakkaaseen tulosten heittelemiseen muiden mitattujen parametrien osalta. Parhaat poistotulokset esimerkiksi typen osalta on saatu kaikissa suodattimissa kun happitasot ovat olleet lähes 10 mg/l. Myös veden kemiallinen ja biologinen hapenkulutus on suodattimilta lähtevässä vedessä ollut tasaisempaa kuin happimäärät ovat suodattimessa olleet korkeammat.

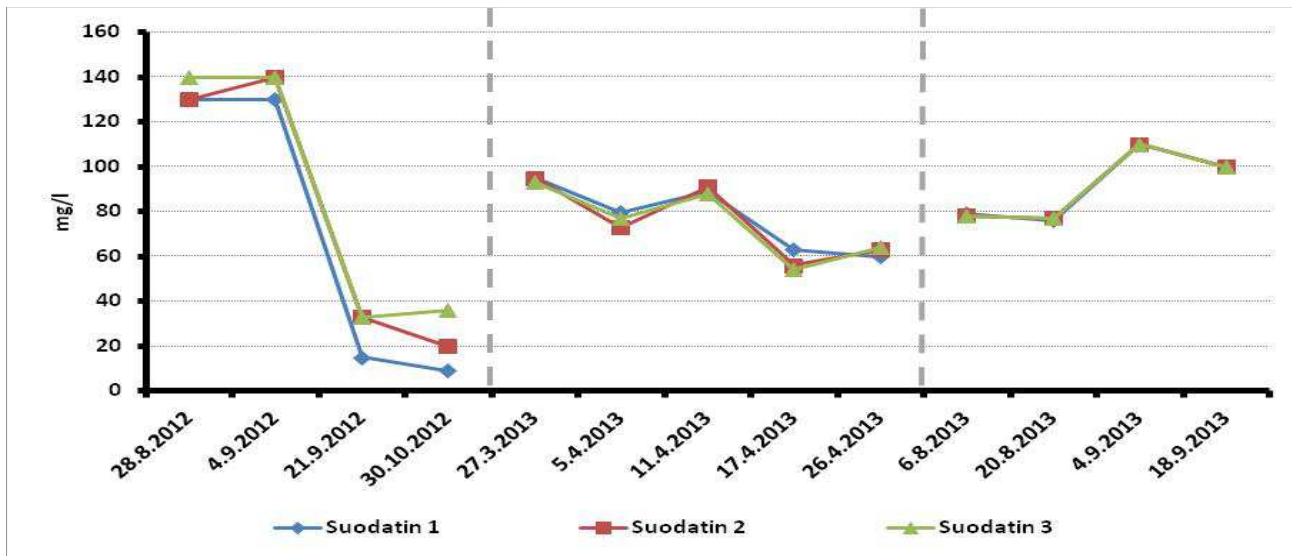
Kuvaaja 8 Happipitoisuus suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.



3.9 Sulfaatti

Sulfaatin määrää (Kuvaaja 9) on seurattu vain osittain. Suodattimelle tulevasta vedestä ei ole sulfaatin osalta tietoa. Kaikissa kolmessa suodattimissa sulfaattipitoisuudet olivat hyvin samankaltaisia, eivätkä poikkea suuresti normaalisti havaitusta jätevedenpuhdistamoilta poistuvan veden sulfaattipitoisuuksista. Ainoastaan syksyllä 2012 sulfaattipitoisuudet ovat olleet poikkeuksellisen matalalla, jonka jälkeen ne ovat nopeasti palanneet normaalia muistuttavalle tasolle.

Kuvaaja 9 Sulfaatti suodattimissa 1, 2 ja 3 koko tutkimuskauden aikana verrattuna Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksestä lähtevään veteen. Katkoviivat kuvaavat huoltokatkosten ajankohtaa.



3.9 Alkaliteetti

Ensimmäiset alkaliteettianalyysit tehtiin rengasrouheella suodatetusta vasta tammikuussa 2013. Tulokset viittaavat alkaliteetin nousuun biosuodatuksen aikana, sillä voimakkaimmillaan vaikutus alkaliteettiin oli lähes 50 % korotus kaikissa kolmessa suodattimessa. Kaikkien mittauskertojen yhteisvaikutus alkaliteettiin oli noin 10 % korotus. Näyttää kuitenkin siltä, että biosuodatin alensi alkaliteettiä silloin, kun suodatin on toiminut parhaiten. 17.4. mitattiin mm. typenpoiston osalta huippulukemia. Tällöin alkaliteetti on ollut alhaisimmillaan, jopa 57 % alempana kuin sisään menevässä vedessä. Myös pH on ollut tällöin suhteellisen, mutta ei poikkeuksellisen alhaalla, 7,2. Alkaliteetin ollessa tuolloin 1,5 mmol/l, vastaa se 150 mgCaCO₃/l, jota voidaan pitää optimaalisena *nitrosomonas*-bakteerin kasvulle. *Nitrobacter* sen sijaan kasvaa paremmin hiukan korkeammassa alkaliteettipitoisuudessa. Alkaliteetti laskee nitrifikaatiossa vedyn (H⁺) vapautuessa. Laskenut alkaliteetti viittaa nitrifikaation käynnistymiseen.

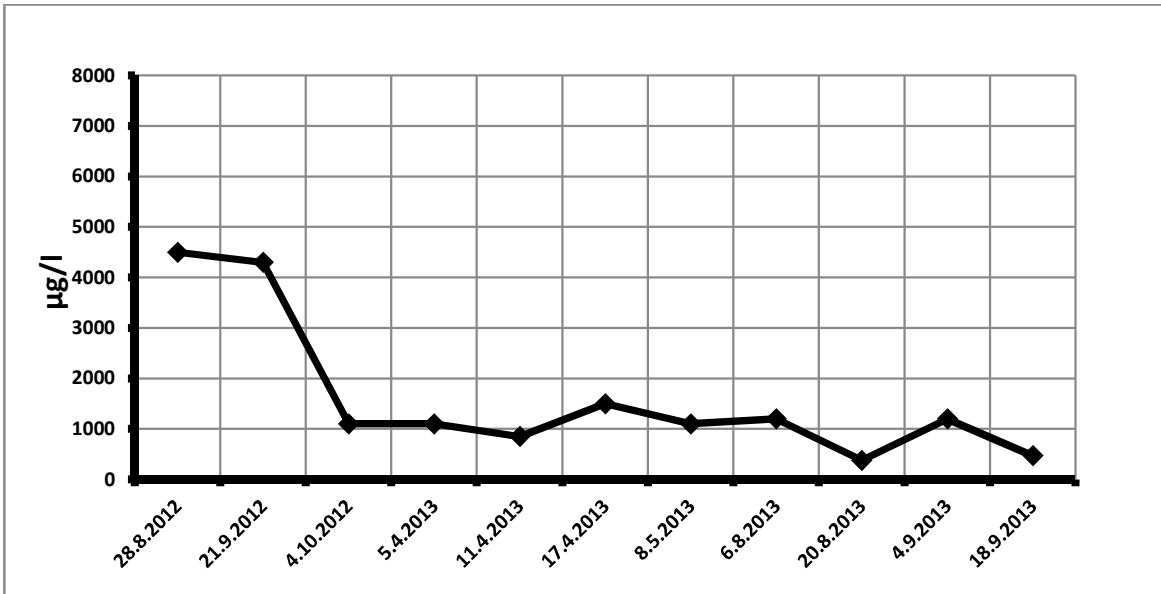
3.10 Metallit

Kaikista suodattimista tulevasta vedestä analysoitiin kromi, kupari, lyijy, mangaani, rauta ja sinkki. Myöhemmässä vaiheessa siirryttiin seuraamaan ainoastaan rautapitoisuutta, sillä muiden metallien pitoisuudet pysyivät matalina tai merkityksettöminä. Ulostulevien vesien rautapitoisuudet on esitetty kuvaajissa 10 - 13. Periaatteessa kaikkien kolmen suodattimen veden rautapitoisuus noudattaa samantapaista kaavaa. Ensimmäisen kuukauden aikana raudan liukeneminen on voimakkaampaa jonka jälkeen se tasaantuu huomattavasti matalammalle tasolle.

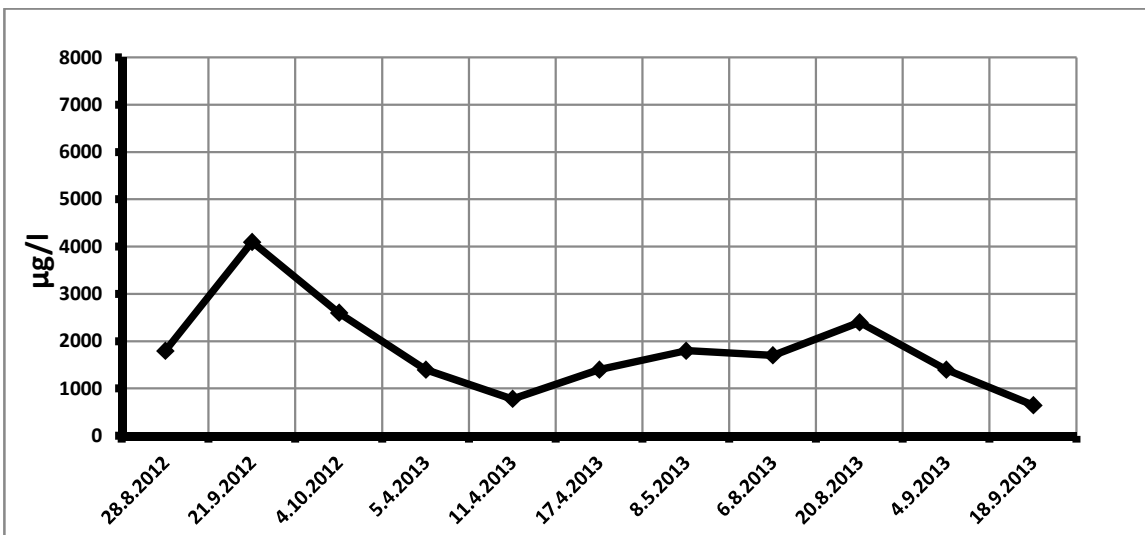
Biosuodattimessa 3 (Kuvaaja 12) liukeneminen on voimakkainta suodattimen ollessa 36 päivää, ja ne ovat korkeampia kuin muissa suodattimissa, 7300 µg/l. Kahden muun biosuodattimen läpivirtaavan veden

rautapitoisuudet ylsivät 4100–4300 µg/l tasolla 21.9.2012 otetuissa näytteissä (Taulukko 10 ja 11). Tällöin myös suodattimen 3 tasot olivat samankaltaiset, 4600 µg/l. Tämän jälkeen suodattimen 1 ja 2 pitoisuudet alkoivat laskea, mutta suodattimen 3 pitoisuus jatkoi nousuaan vielä seuraavaan näytteenottokertaan, kunnes sekin kääntyi laskuun.

Kuvaaja 10 Rautapitoisuus suodattimen 1 läpi virtaavassa vedessä



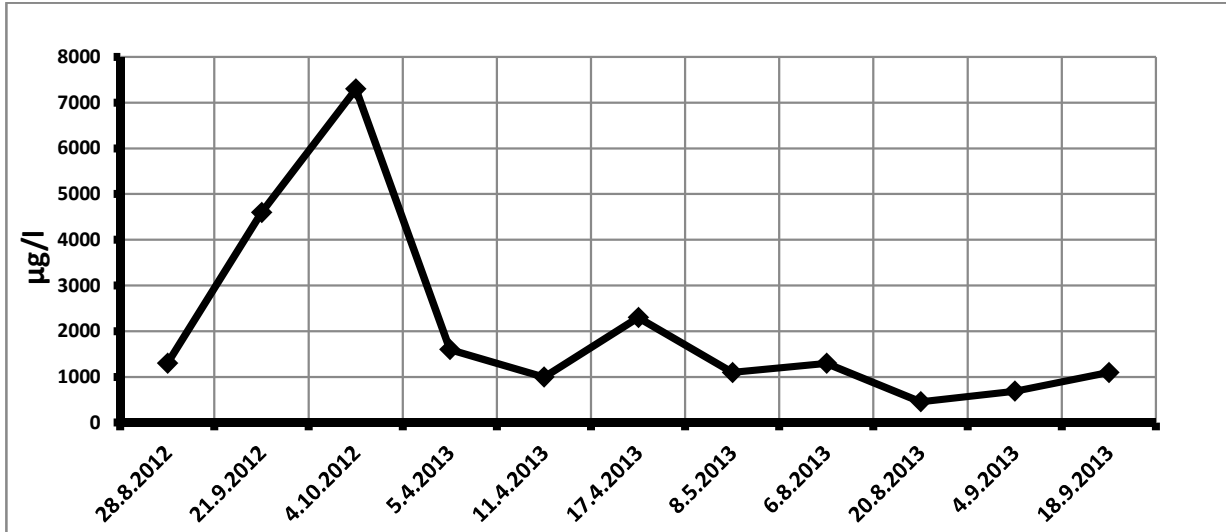
Kuvaaja 11 Rautapitoisuus suodattimen 2 läpi virtaavassa vedessä



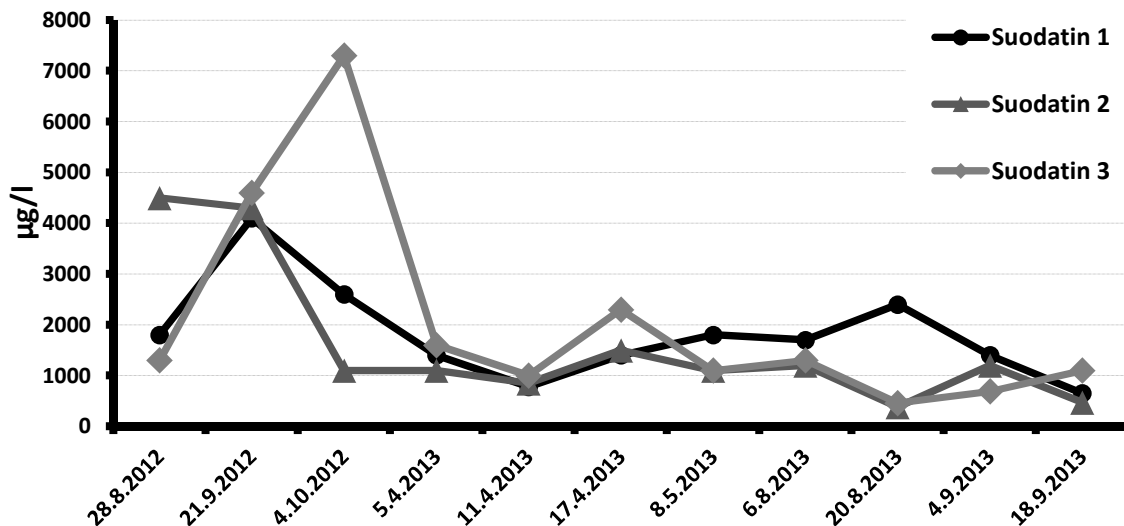
Kokonaisuudessaan eniten rautaa liukeni koko tutkimuksen aikana suodattimesta 3 (22750 µg/l), mikä oli odotettavissa johtuen suureen rouhekokoon jäävästä runsaasta metallimäärästä. Ehkä kuitenkin hiukan yllättäen toiseksi eniten rautaa liukeni suodattimesta 1 (20030 µg/l), jossa rautaa on oletettavasti määrällisesti vähiten. Vähiten rautaa liukeni suodattimesta 2 (17700 µg/l). Missään suodattimessa raudan

liukeneminen ei loppunut kokonaan ennen tutkimuksen loppumista, ja on vaikea arvioida missä vaiheessa niin kävisi.

Kuvaaja 11 Rautapitoisuus suodattimen 3 läpi virtaavassa vedessä



Kuvaaja 12 Suodattimien 1, 2 ja 3 läpi virranneen veden rautapitoisuudet



3.11 PAH (polysykliset aromaattiset hiilivedyt)

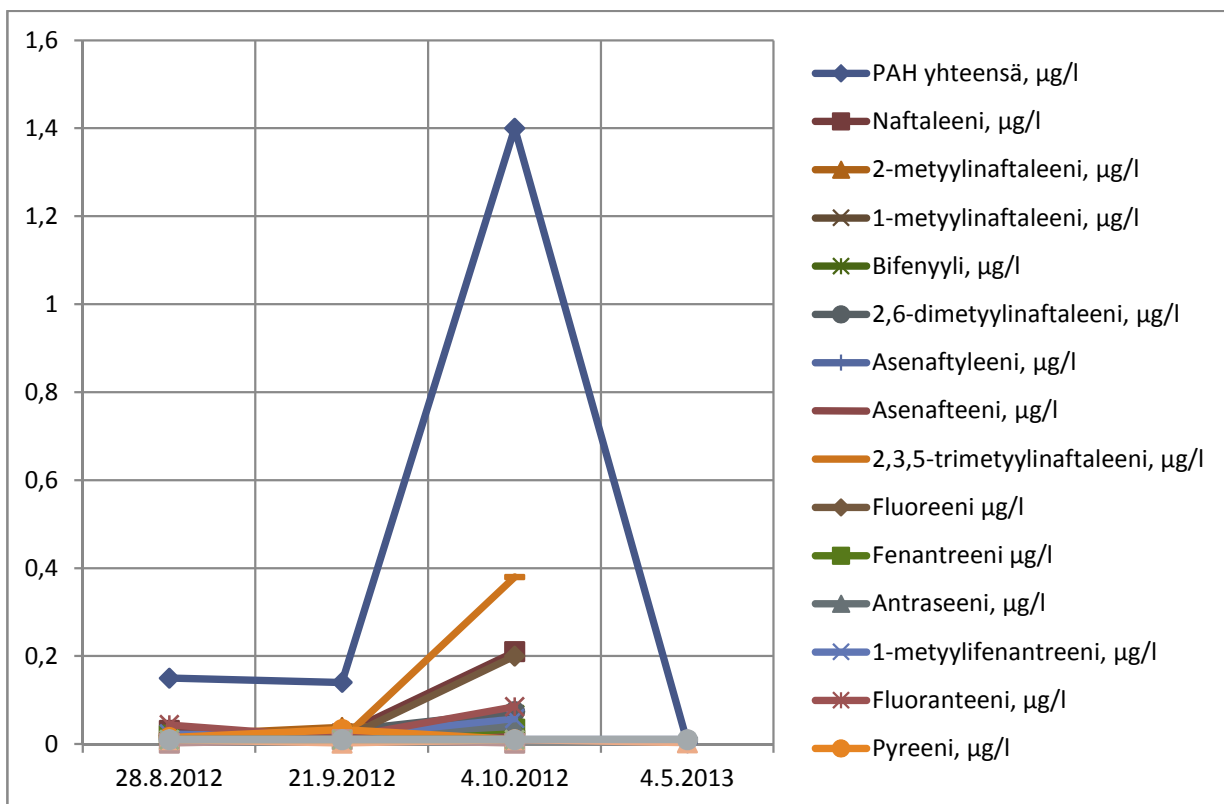
Kaikista biosuodattimista seurattiin PAH-pitoisuuksia. PAH-näytteet otettiin yhdistelmänäytteenä kaikista kolmesta biosuodattimesta. Analysoidut PAH-yhdisteet on listattu alla:

- Naftaleeni, µg/l
- 1-metyyli-naftaleeni, µg/l
- 2-metyyli-naftaleeni, µg/l
- Bifenyyli, µg/l

- 2,6-dimetyyliinaftaleeni, µg/l
- Asenaftyleeni, µg/l
- Asenafteeni, µg/l
- 2,3,5-trimetyyliinaftaleeni, µg/l
- Fluoreeni µg/l
- Fenantreeni µg/l
- Antraseeni, µg/l
- 1-metyylifenantreeni, µg/l
- Fluoranteeni, µg/l
- Pyreeni, µg/l
- Bentso(a)antraseeni, µg/l
- Kryseeni, µg/l
- Bentso(b)fluoranteeni, µg/l
- Bentso(k)fluoranteeni, µg/l
- Bentso(e)pyreeni, µg/l
- Bentso(a)pyreeni, µg/l
- Peryleeni, µg/l
- Dibentso(a,h)antraseeni, µg/l
- Bentso(g,h,i)peryleeni, µg/l

PAH-yhdisteiden liukeneminen veteen tutkimusjakson aikana oli hyvin vähäistä. Tutkimuksen alkuvaiheessa PAH-yhdisteidenkin liukenemisessa oli kuitenkin havaittavissa pieni piikki, jonka jälkeen pitoisuudet laskivat takaisin lähellä nolla-tasoa. Piikinkään aikaiset tasot eivät ole merkittäviä.

Kuvaaja 14 PAH-pitoisuudet kaikista kolmesta biosuodattimesta otetusta yhdistelmänäytteestä



4. Lainsäädäntö

4.1 Jäteveden puhdistamisen lainsäädännölliset edellytykset

4.1.1 Yleiset velvollisuudet

Lainsäädännössä yhdyskuntajätevesien puhdistaminen katsotaan ympäristölle vaaraa aiheuttavaksi toiminnoksi mm. jätevesien puhdistamisesta ympäristöön tapahtuvien mahdollisten vuotojen takia. Tämän vuoksi toiminnanharjoittajan on oltava selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista (*selvilläölovelvollisuus*). Jos toiminnasta aiheutuu tai uhkaa välittömästi aiheutua ympäristön pilaantumista, toiminnanharjoittajan on viipymättä ryhdyttävä tarpeellisiin toimenpiteisiin pilaantumisen ehkäisemiseksi tai jos pilaantumista on jo aiheutunut, sen rajoittamiseksi mahdollisimman vähäiseksi (*pilaantumisen torjuntavelvollisuus*). (Ympäristönsuojelulaki 86/2000)

Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan, ml. yhdyskuntajätevesien käsittely, on oltava lupa (*ympäristölupa*). Ympäristölupahakemuksessa toiminnanharjoittajan tulee osoittaa olevansa selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista. Lisäksi lupa tarvitaan silloin, kun jo luvan saaneen toiminnan päästöjä tai niiden vaikutuksia lisäävään tai muuhun olennaiseen toimintaan tulee muutoksia. (Ympäristönsuojelulaki 86/2000) Näin ollen rengasrouhesuotimien käyttöönotto jätevesien puhdistuksessa edellyttää aina ympäristölupaa.

Lisäksi jätevesiviemärien suunnittelussa, rakentamisessa ja ylläpidossa on otettava huomioon jäteveden käsittelyvaatimukset sekä käytettävä parasta käyttökelpoista tekniikkaa ja kiinnitettävä huomiota erityisesti: 1) yhdyskuntajätevesien määrään ja ominaisuuksiin; 2) vuotojen estämiseen; 3) ylivuotovesistä aiheutuvaan vesien pilaantumisen rajoittamiseen. (VNa yhdyskuntajätevesistä 888/2006)

4.1.2 Rengasrouheen käyttö suodatinmateriaalina

Käytöstä poistetuista renkaista valmistettu rouhe katsotaan jätelain mukaan jätteeksi, eikä jätteistä ei saa aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle ja ympäristölle. (Jätelaki 646/2011) Näin ollen toiminnanharjoittajan on testein ja tutkimuksin varmistettava, että rengasrouheen käyttö jäteveden suodatinmateriaalina ei aiheuta ympäristö- tai terveyshaittaa.

Lain mukaan kaikessa toiminnassa on ensisijaisesti vähennettävä syntyvän jätteen määrää ja haitallisuutta. Jos jätettä kuitenkin syntyy, jätteen haltijan on ensisijaisesti valmisteltava jäte uudelleenkäyttöä varten tai toissijaisesti kierrätettävä se. Jos kierrätys ei ole mahdollista, jätteen haltijan on hyödynnettävä jäte muulla tavoin, mukaan lukien hyödyntäminen energiana. Jos hyödyntäminen ei ole mahdollista, jäte on

loppukäsitteltävä. Käytetystä poistettujen renkaiden käyttö suodatinmateriaalina on jätelain mukaista kierrättämistä.

4.2 Jäteveden puhdistus- ja tarkkailuvaatimukset

4.2.1 Jäteveden yleiset puhdistusvaatimukset

Valtioneuvoston yhdyskuntajätevesistä asettaman asetuksen 888/2006 mukaan jätevedet on puhdistettava biologisesti tai sitä vastaavalla tavalla. Biologisella käsittelyllä tarkoitetaan jälkiselkeytyksellä varustettua jäteveden biologista käsittelyprosessia tai muuta vastaavaa menetelmää, jolla saavutetaan taulukon 1 mukaiset vaatimukset.

Taulukko 1 Jäteveden biologisen käsittelyn puhdistusvaatimukset. Pitoisuuden ja poistotehon vaatimukset voivat olla vaihtoehtoisia.

Muuttuja	Pitoisuus	Poistoteho vähintään ¹⁾	Määrittäminen ²⁾
Biologinen hapen kulutus (BHK ₇ , 20°C:ssa ilman nitrifikointia ³⁾)	30 mg/l O ₂	70 %	Homogenoitu, suodattamaton, selkeyttämätön näyte. Liuenneen hapen määrittäminen ennen ja jälkeen 7 vuorokauden inkubointia 20°C ± 1°C:ssa pimeässä. Nitrifikaation estoaineen lisäys.
Kemiallinen hapen kulutus	125 mg/l O ₂	75 %	Homogenoitu, suodattamaton, selkeyttämätön näyte. Kaliumdikromaatti hapettimena.
Kiintoaine	35 mg/l	90 %	Edustavan näytteen suodatus 0,45 mikrometrin suodatuskalvolla. Kuivaus 105°C:ssa ja punnitus.

¹⁾ Poistoteho lasketaan puhdistamolle tulevasta kuormituksesta.

²⁾ Määrittäminen voidaan korvata toisella menetelmällä, mikäli sen ja tässä mainitun menetelmän antamien tulosten suhde voidaan määrittää.

³⁾ BHK₇:n määrittäminen voidaan korvata orgaanisen hiilen kokonaismäärän (TOC) tai hapentarpeen kokonaismäärän (TOD) määrittämisellä, mikäli BHK₇:n ja korvaavan suureen välinen suhde voidaan määrittää.

Jätevesistä on poistettava fosforia. Typenpoiston tarve jätevesistä on selvitettävä ympäristölupahakemuksessa ja ratkaistava ympäristöluvassa. Typpeä on poistettava silloin, kun typpikuorman vähentämisellä voidaan parantaa vesien tilaa. Sekä fosforin poistoin että typenpoistovaatimusten on täytettävä taulukon 2 vaatimukset.

Taulukko 2 Jätevesien käsittelyn vähimmäisvaatimukset ravinteiden poistolle. Pitoisuuden ja poistotehon vaatimukset voivat olla vaihtoehtoisia.

Muuttuja	Pitoisuus	Poistoteho vähintään ¹⁾	Määrittymenetelmä ²⁾
Kokonaisfosfori	3 mg/l (alle 2 000 avl)	80 %	Molekyyliabsorptiospektrofotometria
	2 mg/l (2 000-100 000 avl)		
	1 mg/l (yli 100 000 avl)		
Kokonaistyppeä ³⁾	15 mg/l (10 000-100 000 avl) ⁴⁾	70 %	Molekyyliabsorptiospektrofotometria
	10 mg/l (yli 100 000 avl) ⁴⁾		

¹⁾ Poistoteho lasketaan puhdistamolle tulevasta kuormituksesta.

²⁾ Määrittymenetelmä voidaan korvata toisella menetelmällä, mikäli sen ja tässä mainitun menetelmän antamien tulosten suhde voidaan määrittää.

³⁾ Kokonaistyppeä tarkoittaa Kjeldahl- tyyppien kokonaismäärän (orgaaninen N+NH₄), nitraattityypin (NO₃) ja nitriittityypin (NO₂) summaa.

⁴⁾ Pitoisuusarvot ovat tämän liitteen kohdan B 3 alakohdassa c tarkoitettuja vuosikeskiarvoja. Tyyppiä koskevien vaatimusten mukaisuus saadaan kuitenkin varmistaa käyttämällä päivittäisiä keskiarvoja, jos voidaan osoittaa tämän liitteen mukaisesti, että vastaava suojelun taso saavutetaan. Tällöin jokaisen 24 tunnin kokoomanäytteen kokonaistyyppipitoisuus voi olla enintään 20 mg/l, kun veden lämpötila laitoksen biologisessa prosessissa on vähintään 12°C. Lämpötilarajan asettamisen sijasta voidaan rajoittaa tyyppiä koskevien vaatimusten voimassaoloaika alueellisten ilmasto-olosuhteiden huomioon ottamiseksi.

Taulukoissa 1 ja 2 esitetyt vaatimukset tiukempia vaatimuksia sovelletaan toiminnassa ja sitä koskevassa ympäristöluvassa silloin, kun ympäristönsuojelulaki tai sen nojalla annetut muut säännökset niin edellyttävät. Toiminnanharjoittajan onkin varmistettava, että ympäristöluvassa asetetut vaatimukset täyttyvät.

4.2.2 Jäteveden tarkkailuvaatimukset

Valtioneuvoston yhdyskuntajätevesistä asettaman asetuksen 888/2006 mukaan jätevedenpuhdistamo on rakennettava sellaiseksi, että sinne tulevasta, käsittelyssä olevasta ja vesiin johdettavasta jätevedestä voidaan ottaa edustavat näytteet. On myös varmistettava, ettei yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoista kertyvää käsiteltyä tai käsittelemätöntä jätevesilietettä pääse vesiin. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamon kuormitusta ja sen vaikutuksia vastaanottavaan vesiympäristöön tulee tarkkailla. Asetus asettaa vaatimukset yhdyskuntajätevesien puhdistuslaitoksia velvoittaville tarkkailumenetelmille ja näytteenottomäärille. (VNa yhdyskuntajätevesistä 888/2006)

4.3 Rengasrouhesuodatinta koskeva olennaisin lainsäädäntö

- Terveydensuojelulaki 763/1994
- Ympäristösuojelulaki 86/2000
- Ympäristönsuojeluasetus 169/2000
- Vesihuoltolaki 119/2001
- Vesilaki 587/2011
- Jätelaki 646/2011
- Valtioneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä 888/2006

5. Johtopäätökset

Laitteiston epävakaudesta johtuen varmojen johtopäätösten tekeminen rengasrouheen soveltuvuudesta biosuodattimen kantoaineeksi on vaikeaa. Laitteiston epävakaudesta johtui kuitenkin pääasiassa ulkoisista seikoista, eikä itse rengasrouheesta. Vaikutti siltä, biosuodattimissa käynnistyi normaali mikrobitointi suunnilleen sellaisella aikataululla kuin sen voidaan tavanomaisessa biosuodattimessa odottaa käynnistyvän (1 – 3 kk). Ensimmäisessä vaiheessa käynnistymiseen arvioidaan menneen noin 2 kk, ja toisella kerralla noin 1 kk. Ensimmäisen käynnistyksen jälkeen voidaan olettaa biofilmin juuri asettuneen rengasrouheen pinnalle, sillä typenpoisto vaikuttaa siinä vaiheessa käynnistyneen hetkellisesti. Pian tämän jälkeen suodattimelle vettä pumppaava järjestelmä meni epäkuntoon. Huoltotoimenpiteet kestivät noin neljä kuukautta, sillä sopivia pumppuja oli vaikea saada. Toisella käynnistämiskerralla tulokset olivat lupaavampia, sillä suodattimen oltua käynnissä noin kuukauden, saatiin rengasrouhebiosuodattimella jopa erittäin lupaavia puhdistustuloksia. Tällöin alkaliteetti on laskenut, samoin kuin pH sellaisille tasoille, jotka ovat optimaaliset biosuodattimen toiminnalle. Näitä arvoja voidaan tämän työn perusteella käyttää viitearvoina tulevaisuudessa vastaavan kaltaisissa tutkimuksissa, sekä rengasrouhebiosuodattinten ylläpidossa ylipäätään. Lisäksi happipitoisuus on suodattimissa ollut suhteellisen korkea. Suodattimen 1 saavuttaessa sen huipputasoa typen poistossa hapen määrä on ollut 7,6 mg/l. Luultavasti tällä määrällä on pystytty ylläpitämään lisäksi matalahappisia mikrotiloja biosuodattimessa, jotka edesauttavat hapellisten tilojen lisäksi typenpoistossa.

- pH 7,1 – 7,2
- alkaliteetti 1,5 – 2,5 mmol/l
- happipitoisuus 6 - 8 mg/l

Järjestelmää ei missään vaiheessa saatu pidettyä käynnissä yhtäjaksoisesti kolmea kuukautta pidempään, ja useat käynnistysvaiheet heikentävän puhdistustulosten keskiarvoa.

Rengasrouhebiosuodattimen vaikutuksen jäteveden BOD₇-pitoisuuksiin (biologinen hapenkulutus) olivat melko pienet. Saattaa olla, että puhdistustulokset ovat suhteellisesti paremmat, kun biosuodattimelle menevän veden BOD₇-pitoisuudet ovat korkeat. On mahdollista että biosuodattimen vaikutukset BOD₇-lukemiin on havaittavissa aikaisemmassa vaiheessa kuin esimerkiksi typpipitoisuuteen. Kokonaisuudessaan parhaiten BOD₇-pitoisuuden alentamiseen vaikutti suodatin 3 jonka happipitoisuudet saatiin helpommin pysymään kohtuullisina.

Etenkin tutkimuksen alkuvaiheessa suodattimen 1 vaikutukset BOD₇-lukemiin olivat epävakaita, mikä on saattanut johtua esimerkiksi siitä, että vastavirtahuuhtelua ei ollut käytössä. Kantoaineen pinnalta voi tällöin irtoilla isompia biofilmin kappaleita jotka korottavat BOD₇-lukemaa. Myös hapen määrällä ja nitrifikaatiolla on vaikutusta BOD₇-lukemiin. BOD₇-lukemat tasaantuivat kun ilmastusta ja vastavirtahuuhtelua lisättiin.

COD-lukemat (kemiallinen hapenkulutus) käyttäytyvät hyvin pitkälti samoin, kuin BOD₇. Niin biosuodattimille menevän, kuin niistä tulevan veden COD-arvot ovat noin kymmenkertaiset verrattuna BOD₇. Aivan tutkimuksen alkuvaiheessa suodatin näytti pienentävän COD-arvoa. COD-lukemat nousivat kuitenkin pian ja saatiin laskemaan vasta ilmastuksen lisäämisen myötä. Tutkimushankkeen oltua käynnissä 36 päivää COD alkoi selvästi vähentyä. Suodattimessa 3 mitattiin jopa 60 % väheneminen ja suodattimessa 2 40 %. Suodattimessa 1 COD ei juuri pienentynyt.

Typpenpoistoa mitattiin seuraamalla sekä kokonaistypen että ammoniumtypen määrää kaikista kolmesta biosuodattimesta. Typpilukemat alkoivat pienentyä tutkimuksen aloittamisesta 62 päivän kuluessa. Typpenpoistamista tekevän biofilmin asettumisen voidaan siis arvioida kestäneen noin 2 kuukautta. 30.10.2012 saatujen lukemien perusteella kaikki kolme biosuodatinta vähensivät kokonaistypen määrää. Suodatin numero 3 vähensi kokonaistypen määrää tässä vaiheessa tehokkaimmin, 40 %. Lisäksi se oli ainoa suodatin jonka mitattiin vähentäneen myös ammoniumtypen määrää vedestä, noin 37 %. Muissa suodattimissa ammoniumtypen määrä ei muuttunut.

Toisella käynnistyskerralla maaliskuussa 2013 typenpoisto käynnistyi noin kuukauden kuluttua koko järjestelmän käynnistämisestä. Typpenpoisto ei toiminut suodatinten ollessa huollossa. Tässä vaiheessa mukaan otettiin suodatinten vastavirtahuuhtelu ja ilmastus. Niiden lisääminen näytti tehostavan typenpoistoa. Typpenpoisto saatiin kaikissa kolmessa suodattimessa toimimaan jonkun aikaa moitteettomasti noin yhden kuukauden ajan, jonka jälkeen järjestelmää jouduttiin taas huoltamaan. Tänä aikana typpeä väheni kokonaisuudessaan 38 – 47 % ja ammoniumtyppeä 44 – 66 %. Suodatinkohtaiset vähenemät on esitetty Taulukossa 3 alla.

Taulukko 3 Kokonais- ja ammoniumtypen suodatinkohtaiset vähenemät ajalla 17.4. – 8.5.2013, %

Suodatin	Kokonaistypen vähenemä	Ammoniumtypen vähenemä
1	47	66
2	40	50
3	38	44

Typenpoiston osalta voidaan päätellä, että rengasrouhe toimii parhaimmillaan kohtuullisesti typenpoistossa ja hyvin ammoniumtypen poistossa. Tärkeää on ylläpitää happipitoisuus sopivana suodatin patjassa, sillä suodatin 1 typenpoisto oli parhaimmillaan peräti 88 % (ammoniumtppi 87 %) kun happipitoisuus oli tasaantunut samalle tasolle, kuin se oli muissakin biosuodattimissa. Sen sijaan typenpoisto toimi suodattimessa 1 erittäin heikosti happipitoisuuksien ollessa matalat. Sopivien happitasojen lisäksi suodattimen 1 suuri pinta-ala saattaa vaikuttaa typenpoiston onnistumiseen.

Fosforin poistoa seurattiin mittaamalla kaikista suodattimista erikseen kokonaisfosforimääriä. Fosforin poisto toimi kaikissa suodattimissa hyvin, ja rengasrouhesuodattimen fosforinpidätysominaisuudet tekevätkin siitä mielenkiintoisen. Saadut tulokset viittaavat siihen, että fosforinpoisto tapahtuu nimenomaan kemiallisesti raudan saostaessa fosforia. Myös muut suodattimen ominaisuudet, kuten sen pH, saattavat vaikuttaa fosforin saostumiseen.

Kaiken kaikkiaan suodattimet 2 ja 3 näyttivät pidättävän fosforia yhtä tehokkaasti. Kokonaisuudessaan ne vähensivät fosforia sisään menevästä vedestä 38 % koko tutkimusjakson aikana mukaan lukien huoltojaksot, jolloin niistä näytti vapautuvan fosforia. Toimiessaan oikein fosforinpidätyskyky rengasrouheella voi siis olla merkittävä. Vastaavana aikana suodatin 1 vähensi fosforia vain 8 %. Huipputulokset saavutettiin suodattimella 3 17.10.2012 jolloin vähenemäksi saatiin peräti 84 %. Samoihin aikoihin voidaan arvioida rengasrouheesta liuenneen runsaita määriä rautaa, sillä rautapitoisuuden huippulukemat (7400 µg/l) saatiin 4.10. samasta suodattimesta.

Suodattimien ollessa epäkunnossa niihin sitoutunut fosfori näytti vapautuvan suodattimista. Tällöin suodattimissa olevasta vedestä mitattiin melko korkeita fosforipitoisuuksia. Tällöin tutkittu vesi oli seissyt jonkun aikaa suodattimissa eikä läpivirtausta ollut. Alla olevassa taulukossa 4 on näytetty huoltokatkon aikaisia analyysituloksia.

Taulukko 4 Huoltokatkon aikana otettujen näytteiden kokonaisfosforipitoisuuksia, mg/l

Suodatin	24.1.2013	30.1.2013
1	2,9	4
2	2,5	3,4
3	2,6	3,5
Heinolan JVP:n jälkiselkeytys	0,72	1,1

Veden kiintoainepitoisuuksiin biosuodatin järjestelmä vaikutti kaiken kaikkiaan hyvin vähän. Suodattimella 3 saatiin kiintoainepitoisuuksia laskemaan hiukan tutkimuksen aikana, mutta kaikkien suodattimien kiintoainepidätyskyky oli hyvin epävakaa. Kaikki kolme biosuodatinta näyttivät aluksi pidättävän kiintoainetta jonkun verran, mutta pian tulokset alkoivat heittelehtiä. Ensimmäisen huoltokatkon jälkeen kiintoainepitoisuus analysoiduissa vesinäytteissä tasaantui hiukan, mikä saattoi olla seurausta mm. vastavirtahuuhtelun käyttöönotosta joka saattaa tasata kiintoaineen irtoamista. Toisaalta myös Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksen kiintoainepitoisuudet heittelehtivät merkittävästi. Biosuodattimien kiintoaineen pidätyskykyyn näyttää vaikuttavan kantoaineen rouheko, siten että suuremmalla rouhekoolla pidätyskyky on suurempi. Biosuodattimen käyttöönotto saattaa kuitenkin edellyttää jälkiselkeytystä, koska biosuodattimesta saattaa vapautua ajoittain suuria määriä kiintoainetta. Etenkin huoltokatkojen aikana kiintoainetta saattaa irrota suodattimesta suuria määriä.

Tutkitun biosuodattimen vaikutukset veden pH-arvoon olivat melko vähäisiä. pH ei nouse tai laske merkittävästi suodattimessa. Typenpoiston kannalta pH pysyi suunnilleen sopivalla tasolla koko tutkimuksen ajan. Myöskään huoltokatkot eivät vaikuttaneet pH-arvoon. Kun kokonais- sekä ammoniumtyppi saatiin vähenemään suodatetussa vedessä, myös pH laski hiukan, ollen tällöin 7,1 – 7,2.

Heinolan Jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksen sulfaattipitoisuuksia ei ole mitattu. Siksi vain suodatinten välistä vertailua sulfaattipitoisuuksien arvioinnissa on mahdollista tehdä. Sulfaattipitoisuudet eivät poikenneet juurikaan kolmen suodattimen välillä, joten on mahdollista olettaa, että kantoaineen rouhekoolla ei ole vaikutusta puhdistettavan veden sulfaattipitoisuuksiin. Jos puhdistettavassa vedessä on runsaasti sulfaatteja, on asiaa tutkittava enemmän.

Toimiessaan oikein biosuodattimet näyttivät vähentävän sisään menevän veden alkaliteettiä merkittävästi. Muuten vaikutus alkaliteettiin oli korottava. Etenkin typenpoiston alkaminen näkyy selvästi alkaliteettipitoisuuksien laskuna. Typen poiston nopeuttamiseksi suodattimen käynnistysvaiheessa on ehkä syytä säätää suodattimen alkaliteettitasoa.

Alkuaineista rengasrouheesta vapautuu veteen eniten rautaa. Rauta saattaa myös edistää suodattimen fosforin pidätyskykyä. Rautaa liukeni runsaasti etenkin ensimmäisten kahden kuukauden aikana jonka

jälkeen raudan liukeneminen tasaantui kaikissa suodattimissa jokseenkin samalle tasolle. Lähtökohtaisesti arveltiin rautaa liukenevan eniten suodattimesta 3. Tämä olettaus piti paikkansa suodatinjärjestelmän käynnistysvaiheessa, mutta pian sen jälkeen rautapitoisuudet tasaantuivat jokseenkin samalle tasolle kaikissa suodattimissa. Sekä 2 että 3 suodattimet poistivat keskimäärin yhtä paljon fosforia, ja suodatin 1 vähiten. Yksittäiset huippulukemat saatiin suodattimella 3, joten luultavasti suurista rautamääristä on kuitenkin hyötyä.

Muista mitatuista metalleista eniten vapautui mangaania, jota kaikista suodattimista 160 – 170 µg/l. Myös sinkkiä vapautui hiukan, 40–70 µg/l. Muiden metallien pitoisuudet pysyivät hyvin matalina. Haitallisista metalleista seurattiin lyijyn pitoisuuksia. Lyijyä vapautui keskimäärin 5 – 6 µg/l. Yllättäen suodattimesta 2 vapautui vähiten lyijyä, 4,72 µg/l, ja eniten suodattimesta 1 6,07 µg/l. Erot ovat kuitenkin hyvin pieniä. Heinolan jätevedenpuhdistamon jälkiselkeytyksen veden metallipitoisuustietoja ei ole, mutta on syytä olettaa että ainakin rauta liukenee lähes 100 % rengasrouheesta.

PAH pitoisuuksia seurattiin ottamalla yhteisnäyte kaikista kolmesta suodattimesta. PAH pitoisuudet pysyivät koko tutkimuksen ajan hyvin matalina. PAH pitoisuudet nousivat hiukan tutkimuksen alkuvaiheessa mutta laskivat nollaan tutkimuksen edetessä. Heinolan jätevedenpuhdistamolta tulleen jäteveden PAH-pitoisuuksista ei ole tietoa.

5.1 Rengasrouheen soveltuvuus biosuodattamiseen

Rengasrouhe sinällään vaikuttaa toimivan biosuodattimen kantoaineena varsin hyvin. Mielenkiintoiseksi rengasrouheen tekee etenkin sen kyky pidättää fosforia merkittäviä määriä melko helposti. Paremmin fosforin poisto näyttää toimivan silloin, kun puhdistettavan veden fosforipitoisuudet ovat hiukan korkeammat. Suodattimet pystyivät kuitenkin laskemaan myös entuudestaan hyvin matalia fosforipitoisuuksia. Biosuodatin saattaa vapauttaa fosforia, jos se menee epäkuuntoon.

Fosforinpoisto toimi parhaiten isokokoisemmilla rengasrouhekoilla (Suodatin 2: 50 x 50 mm ja Suodatin 3: 100 x 300 mm). Suodattimet 2 ja 3 saavuttivat 33 % paremman puhdistustuloksen fosforin osalta verrattuna suodattimeen 1.

Typhen- ja ammoniumtyphen poisto suodattimella on mahdollista ja suodattimen toimiessa oikein typhen poisto toimii hyvin. Typhen poisto vaatii kuitenkin melko rajatut olosuhteet. Veden virtauksen suodattimelle pitää olla tasaista ja ilmastuksen toimia optimaalisesti. Myös säännöllinen vastavirtahuuhtelu saattaa tehostaa toimintaa. Typhenpoiston huippulukemat saavutettiin suodattimella 1, jossa oleva rouhe oli pienintä (15 x 15 mm). Typhenpoisto käynnistyi suodattimessa 1 vasta, kun ilmastusta nostettiin merkittävästi. Myös muilla rouhekoilla päästiin hyviin typhenpoistolukemiin. Niiden ilmastus toimi helpommin, kuin suodattimessa 1, jonka vuoksi niissä typhen poisto käynnistyi aikaisemmin. Typhenpoistossa

erot olivat suodattimien välillä hyvin pieniä. Eniten eroa oli suodattimen 1 ja 3 välillä, suodattimen 1 poistaessa typpeä 5 % tehokkaammin, kuin suodatin 3.

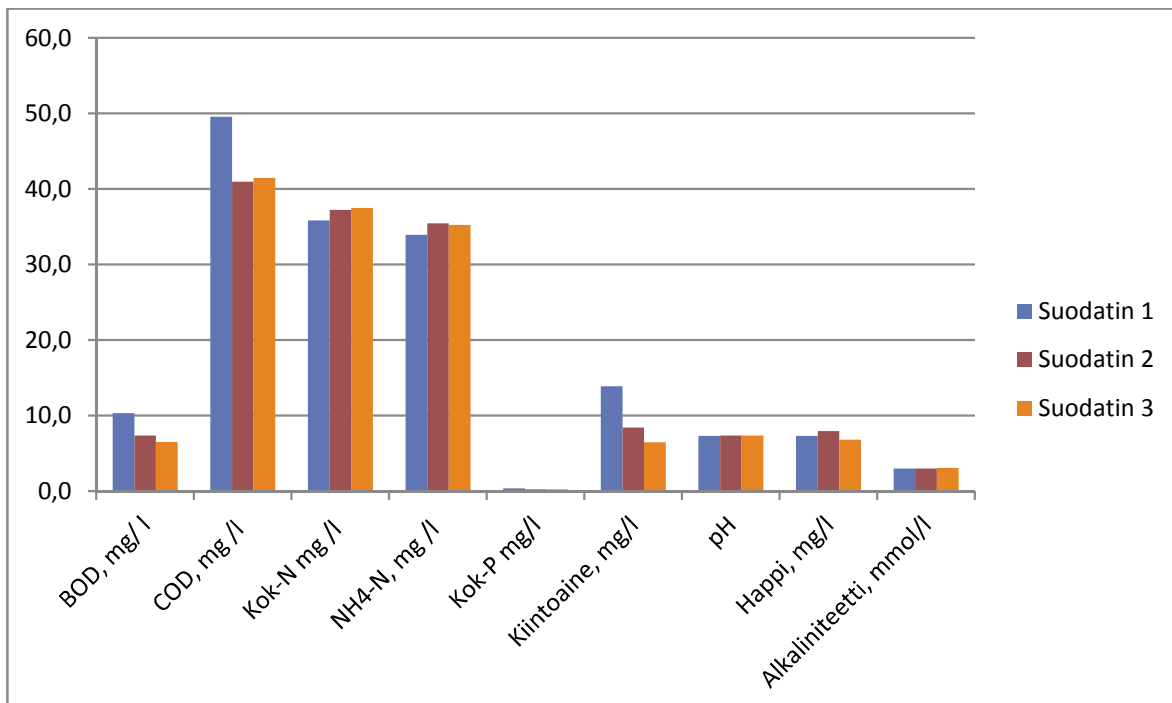
6. Yhteenveto

Vaikuttaa siltä, että rouhekoolla on merkitystä niin fosforin, kuin typenkin poistossa. Fosforia saatiin poistettua tehokkaammin suuremmalla rouhekoolla ja typpeä vastaavasti enemmän pienemmällä. Erot typen poistossa olivat kuitenkin pieniä. Eri rouhekokojen väliset fosforin pidätyskyvyt on esitetty myös kaavioissa 15 ja 16.

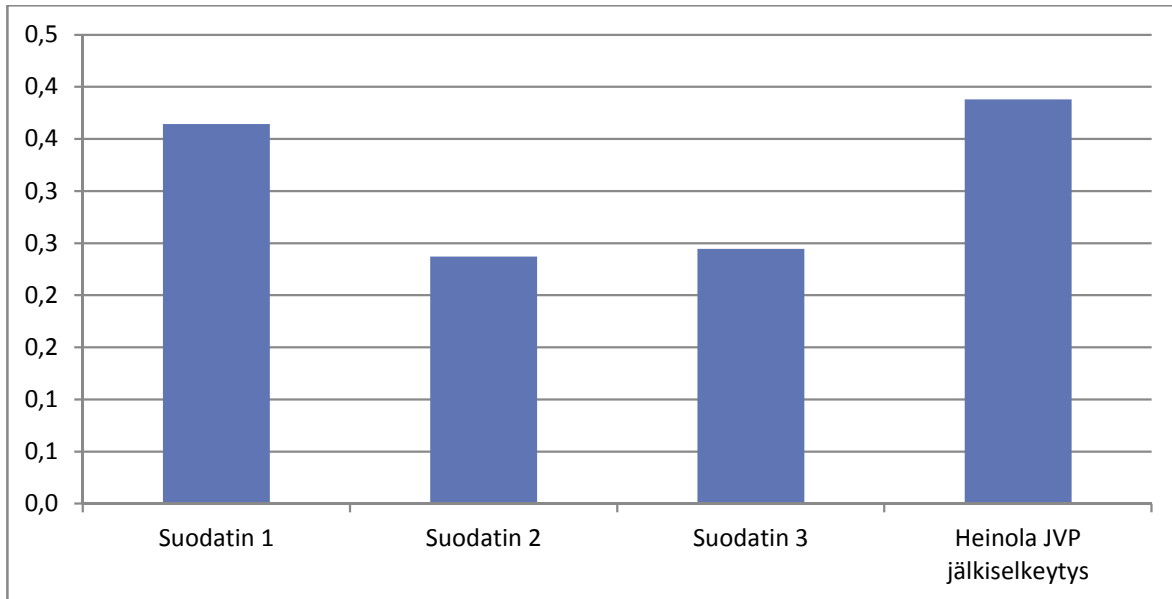
COD- ja BOD pitoisuudet saadaan laskemaan, kun suodattimen ilmastus toimii tasaisesti. BOD-pitoisuuksia saatiin laskemaan keskimäärin parhaiten suodattimella 3, joka vähensi BOD-pitoisuutta 37 % paremmin kuin suodatin 1. COD-pitoisuuden kohdalla suodatin 2 antoi parhaat lukemat, mutta erot sen ja suodattimen 3 välillä olivat marginaaliset.

Kiintoainepitoisuuksien heittelemisen vuoksi biosuodatin saattaa edellyttää jälkiselkeytystä. Tässäkin tapauksessa kiintoaine saatiin hallittua helpoiten suodattimella 3. Vertailua eri rouhekokojen välillä on tehty kaaviossa 15.

Kaavio 15 Puhdistustulosten vertailu kolmen suodattimen välillä



Kaavio 16 Fosforin pidätyskyvyn vertailu kolmen eri suodattimen välillä sekä verrattuna Heinolan kaupungin jäteveden puhdistamon jälkiselkeytyksaltaasta lähtevän vedenfosforipitoisuuteen (mg/l)



Kaikkien tulosten perusteella voidaan arvioida suurimpien rouhekokojen toimivan parhaiten, lukuun ottamatta typenpoistoa, jossa erot kuitenkin pienempään rouhekokoon olivat pienet. Etenkin erittäin hyvä fosforin pidätyskyky puhuu suuremman rouheeseen käytön puolesta.

Biosuodatin oli kokonaisuudessaan myös helpompi hallita kun rouhekoko oli suuri. Ilmastusta vaadittiin vähemmän eikä suodatin näyttänyt tukkeutuvan yhtä helposti kuin pienempi rouhekoko. Suurin rouhekoko, 100 x 300 mm, on myös edullisinta valmistaa, sillä sitä on käsiteltävä vähemmän kuin pienempää kokoa. Typenpoiston tehokuutta voidaan luultavasti lisätä esimerkiksi sekoittamalla suodattimessa 2 käytettyä 50 x 50 mm kokoista rouhetta suuremman rouheen sekaan.

Suodattimen toiminta varmistetaan ylläpitämällä siinä tasaista ilmastusta.

6.1 Jatkotoimenpiteet ja mahdolliset muut sovellukset

Heinolassa tehdyssä tutkimusprojektissa ongelmaksi muodostui teknisen laitteiston epävakaas ja soveltumattomuus tarkoitukseensa. Tutkimuksessa käytetty suodatintyyppi saattaa muutenkin olla hankala hallita. Siksi rengasrouhetta on hyvä kokeilla myös muun tyyppisissä, kenties vakaammassa sovelluksissa. Tällaisia voivat olla esimerkiksi erilaiset kosteikkotyypiset ratkaisut, jossa rengasrouhe toimii suodatinpatjana, jonka päällä kasvaa kosteikkokasvillisuutta. Kasvillisuus saattaa stabiloida sen toimintaa. Rengasrouhesuodattimen käynnistymistä saatetaan nopeuttaa lisäämällä alussa ympäri joka sisältää biosuodattimen toiminnan kannalta haluttua mikrobikantaa.

Rengasrouhe voi sopia monien erityyppisten jätevesien suodattamiseen, mutta sen etuna on etenkin sen kyky pidättää tehokkaasti fosforia. Siksi se on parhaimmillaan juuri fosforipitoisten vesien puhdistuksessa. Sen lisäksi sillä voidaan tavanomaisen biosuodattimen tavoin poistaa typpeä, sekä mahdollisesti laskea veden COD, BOD ja kiintoainepitoisuuksia.

Olemassa olevaa koekonttia on mahdollista käyttää useisiin erilaisiin suodatuskokeisiin. Sillä voidaan mm. tehdä vertailevaa tutkimusta erilaisten kantoaineiden välillä, sekä tutkia happipitoisuuksien tai virtausnopeuden vaikutusta suodatusominaisuuksiin tarkemmin. Koekonttiin on kuitenkin syytä tehdä joitakin muutoksia, jotta sillä voidaan tehdä pidempään yhtäjaksoista tutkimusta.

LIITE I

MENETELMÄKUVAUKSET

Koosteet Metropolilab:ssa vesinäytteiden tutkimuksissa käytetyistä menetelmäkuvauksista.

Veden kemiallinen hapen kulutus COD_{Cr}

Menetelmä: Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Cr}) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaatilla

Viitteet: ISO 15705:2002. Fotometrinen mittaaminen. Akkreditoitu FINAS 1996.

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä on tarkoitettu lähinnä jätevesille. Sitä voidaan käyttää vesille, joiden COD_{Cr}-arvo on suurempi kuin 15 mg/l. Suurin COD_{Cr}-arvo, joka voidaan määrittää laimentamattomasta näytteestä, on 1500 mg/l. Jos COD_{Cr}-arvo ylittää tämän, näyte laimennetaan.

Näytettä keitetään kaksi tuntia suljetussa näyteputkessa väkevän rikkihapon, elohopeasulfaatin, hopeakatalysaattorin ja tunnetun kaliumdikromaattimäärän kanssa. Rikkihapon konsentraatio hapetuksen aikana on noin 9,5 mol/l. Näytteessä oleva hapettava aine pelkistää osan dikromaatista. Jäljelle jäävä dikromaattimäärä määritetään fotometrisesti. COD_{Cr}-arvo ilmoitetaan happena näytteen kuluttamasta dikromaattimäärästä. 1 mooli dikromaattia (Cr₂O₇²⁻) vastaa noin 1,5 moolia (O₂).

Laitteet

Reaktioputket (Käytetään kaupallisia putkia.)

Polttokennosto, Macherey-Nagel Nanocolor 500D tai Hach

Fotometri Macherey-Nagel Nanocolor Vario3

Veden biokemiallinen hapenkulutus BOD₇

Menetelmä: Biokemiallisen hapen kulutuksen (BOD_n) määrittäminen n vuorokauden kuluttua. Laimennus- ja siirrostusmenetelmä.

Viitteet: Allyyliitiourealisäys, SFS-EN 1899-1/28.9.1998. Akkreditoitu FINAS 1996.

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä on tarkoitettu lähinnä jätevesille. Sitä voidaan käyttää vesille, joiden BOD₇-arvo on suurempi kuin 1 mg/l.

Näyte laimennetaan ravinteita sisältävällä vedellä, joka on kyllästetty hapella. Tarvittaessa lisätään siirrosta. Nitrifikaation estämiseksi lisätään allyyliitioureaa (ATU). Sen jälkeen määritetään näytteen happipitoisuus. Näyte inkuboidaan täydessä ja tulpalla suljetussa pullossa 20 ± 1 °C lämpötilassa pimeässä $7 d \pm 4 h$, minkä jälkeen happipitoisuus määritetään uudestaan. BOD₇-arvo lasketaan happipitoisuuksien erotuksesta ottaen huomioon laimennuksen sekä siirroksen ja laimennusveden hapenkulutuksesta aiheutuvat korjaukset. Kuluneen hapen massa lasketaan litraa kohti näytettä.

Laitteet

Hiotuilla tulpilla varustetut inkubointipullot, joiden tilavuus on 292 ml.

Inkubaattori: lämpökaappi, esim Termaks

Mittauslaitteisto: Skalar SP50, jossa happimittaus seuraavilla

- happimittari: Thermo Scientific Orion 3 Star™ -happimittari ja RDO® happianturi.
- happielektrodi Thermo Scientific RDO® happianturi

Kokonaistyyppi- ja fosfori

Menetelmä: Kokonaisfosforin- ja typpipitoisuuksien määrittäminen vesinäytteistä AQUAKEM-laitteella alkalisen peroksidisulfaattihapetuksen jälkeen.

Viitteet: Aquakem method PHOS 002/ 01.01.06. Aquakem method TON 002/01.01.06. Aquakem 250 (Konelab 20) käyttöohje 05/09/2005. SFS-EN 1189 standardi Veden laatu. Fosforin määrittäminen. Ammoniummolybdaatti spektrometrinen menetelmä. SFS-EN ISO 11905-1(C2) standardi Veden laatu. Typpien määrittäminen. Peroksidisulfaattihapetus. (Hydratsiinipelkistys). lms:ssä esim. seuraavat: VV-kok-fos-AQ-mg/l, VV-kok-fos-AQ-vv-µg/l. SFS 3026:1986

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä soveltuu vesistö- ja jätevesien kokonaisfosforin, -liuoksen fosforin ja kokonaistypen, -liuoksen typen pitoisuuksien määrittämiseen. Fosforimäärittäminen voidaan tehdä happokestävöidystä näytteistä, AQ:lla erillinen menetelmä. Typpimäärittäminen ei voi tehdä happokestävöidystä näytteistä. Laboratoriossa ei näytteitä yleensä kestäväidä. Käyttökelpoinen pitoisuusalue: 0,01 – 1,0 mg P/l ja 0,1 – 3,0mg N/l. Väkevämmät liuokset voi laimentaa kaksinkertaisesti vielä autoklavoinnin jälkeen, mutta suuremmat pitoisuudet laimennetaan ennen hapetusta. Menetelmän määrittämissä rajat ovat: Fosforilla 3 µg P/l ja Typpillä 100 µg N/l.

Vesinäytteet hapetetaan emäksisessä liuoksessa kaliumperoksidisulfaatilla autoklaavissa 30 minuutin ajan 120°C lämpötilassa 200kPa paineessa. Tällöin orgaaniset fosforiyhdisteet ja polyfosfaatit hapettuvat tai

hydrolysoituvat ortofosfaatti-ioniksi (PO₄³⁻). Orgaaniset ja epäorgaaniset typpiyhdisteet hapettuvat nitraatti-ioniksi (NO₃⁻). Kalibrintikäyrä tehdään hapetetuista standardiliuoksista.

Ortofosfaatti-ioni muodostaa happamassa liuoksessa ammoniummolybdaatin ja antimonikaliumtartraatin kanssa antimoni-12-fosforimolybdeenihappokompleksin. Tämä kompleksiyhdiste pelkistetään askorbiinihapolla, jolloin muodostuu sininen kompleksiyhdiste, jonka absorptio mitataan 880 nm aallonpituudella. Nitraatti-ioni pelkistetään nitriitiksi hydratsiinilla, jonka jälkeen nitriitti-ioni happamassa liuoksessa muodostaa sulfaniilamidin kanssa diatsoyhdisteen. Syntynyt diatsoniumioni muodostaa N-(1-naftyyli)etyleenidiamiini dihydrokloridin kanssa vaaleanpunaisen kompleksiyhdisteen, jonka absorptio mitataan 540 nm aallonpituudella. Sivuaallonpituus on 700 nm.

Laitteet

Aquakem 250-analysaattori

autoklaavi esim. Tuttnauer 3850

Ammoniumtyppi

Menetelmä: Ammoniumin ja ammoniumtyypen määrittäminen salisylaattimenetelmällä Aquakem-analysaattorilla.

Viitteet: Aquakem method AMMDIC 002/01.01.2006. Aquakem 250 (Konelab 20) käyttöohje. Yleistä määrittäyksestä: ISO/CD 15923/19.01.2011. lims:ssä esim. seuraavat: VV-ammonium-AQ-mg/l, VV-ammoniumtyppi-AQ-mg/l

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä soveltuu erityyppisten vesinäytteiden (pohja-, pinta-, juoma- ja jätevesien) ammonium- ja ammoniumtyppipitoisuuden määrittämiseksi pitoisuuksissa yli 0,01 mg N/l . Käyttökelpoinen pitoisuusalue: 0 – 50 mg N/l. Menetelmän määrittämissä on 0,008 mg N/l.

Näytteen sisältämä ammonium reagoi alkalisessa liuoksessa hypokloriitin (ClO⁻) kanssa, joka sitä ennen on vapautettu dikloori-isosyanuraatista. Muodostunut klooriamiini reagoi salisylaatin kanssa nitroprussidin katalysoidessa +37 °C lämpötilassa muodostaen sinivihreää indofenoliväriainetta. Natriumsitraatti on lisätty naamioimaan häiritsevät kationit (magnesium ja kalsium). Värillisen yhdisteen absorbanssi mitataan automaattisen analysaattorin suodatinfotometrillä aallonpituudella 660 nm.

Laitteet

Aquakem 250-analysaattori

Ohjelmaversio: 7.2 AQ1

Sähkönjohtavuus

Menetelmä: Sähkönjohtavuuden määrittäminen. Akkreditoitu FINAS 1999.

Viitteet: Veden laatu. Sähkönjohtavuuden määrittäminen, SFS-EN 27888/1994-05-09.

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä soveltuu jätevesien sekä pinta- ja pohjavesien sähkönjohtavuuden määrittämiseen. Talousvesien ja muiden vähäionisten vesien sähkönjohtavuus mitataan useimmiten menetelmällä vv-sähkönjohtavuus-man. Tarvittaessa tätä menetelmää voidaan käyttää myös näiden vesien sähkönjohtavuuden määrittämiseen. Erittäin likaiset ja poikkeavat näytteet voidaan määrittää manuaalisesti akkreditoimattoman ohjeen vv-sähkönjohtavuus-man mukaan.

Sähkönjohtavuus on vedessä olevien ionien kuljettaman sähkövirran mitta. Menetelmässä 25°C lämpötilaan temperoidun näytteen sähkönjohtavuus mitataan johtokykykymittarilla.

Laitteet

Johtavuusmittari esim. Knick 702, WTW InoLab ja titraattori Metrohm 716 DMS Titrino (M3), Skalar SP50/WTW InoLab.

Johtavuuskenno esim. Metrohm 6.0915.100, WTW TetraCon 325, ZU6985 (Knick) ja WTW. TetraCon DU (Skalar).

Kiintoaine

Menetelmä: Veden kiintoaine (SS) määrittäminen. Akkreditoitu FINAS 1996.

Viitteet: Veden laatu. Kiintoaineen määrittäminen, Suodatus lasikuitusuodattimella SFS-EN 872:2005.

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä soveltuu kiintoaineen määrittämiseen raaka- jäte- ja purkuvesistä suodattamalla näyte lasikuitusuodattimen läpi. Määrittämisen alaraja on vesistövesille 2 mg/l ja jätevesille 2 mg/l. Ylärajaa ei ole määritetty.

Näyte suodatetaan lasikuitusuodattimen läpi vakuumi- tai painesuodatuslaitteen avulla. Sen jälkeen suodatin kuivatetaan 105 °C lämpötilassa ja suodattimelle jääneen jäännöksen massa punnitaan.

Laitteet

Lasikuitusuodatin Whatman GF/A 47 mm jätevesille.

Lasikuitusuodatin Whatman GF/C 47 mm vesistövesille.

Lasikuitusuodatin Whatman GF/F 47 mm vesistövesille, esim. KS ELY-keskus.

Imusuodatuslaitteisto. Lämpökaappi. Analyysivaaka. Vaakojen tietokoneliitäntä ja -ohjelma Mettler Balance link.

pH

Menetelmä: Veden pH-arvon määrittäminen titraattorilla. Akkreditoitu Finas 1999.

Viitteet: Veden pH-arvon määrittäminen, SFS 3021/12.2.1979.

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä soveltuu kaikenlaisien vesien pH-arvon määrittämiseen laboratorio-olosuhteissa. Näytteiden, jotka saattavat liata elektrodin tai joissa ei edellytetä suurta tarkkuutta, pH-mittaus suoritetaan

joko manuaalisesti (vv-pH-man-jv) tai kynä pH-mittarilla (TR72). Nämä menetelmät eivät ole akkreditoituja. Talousvesien ja muiden heikosti puskuroitujen vesien pH mitataan pääsääntöisesti menetelmällä vv-pH-man-talousvesi.

pH määritetään potentiometrisesti automaattisella titraattorilla, johon on liitetty yhdistelmäelektrodi.

Laitteet

Titraattori Metrohm 721 NET Titrino (M1) ja Metrohm 716 DMS Titrino (M3).

Elektrodi esim. Aquatrode (vähän puskuroidut vedet) ja Unitrode (yleiselektrodi).

Vesihaude. Lämpömittari. Tiemo-ohjelma.

Fluoridi, asetaatti, kloridi, bromidi ja sulfaatti

Menetelmä: Fluoridin, asetaatin, kloridin, bromidin ja sulfaatin määrittäminen ionikromatografilla.

Viitteet: ISO 10304-1:2007

Soveltamisalue ja periaate

Testauksella voidaan määrittää anioneista asetaatti, fluoridi, kloridi, bromidi ja sulfaatti järvi-, joki-, jäte- ja vesijohtovesistä. Määritysrajat kloridilla ja sulfaatilla ovat 0,5 mg/l. Asetaatin määrittäminen on 2 mg/l ja fluoridin määrittäminen on jätevesillä 0,5 mg/l ja puhtailla vesillä 20 ug/l.

Analysointi suoritetaan ionikromatografilla, joka on varustettu johtokykydetektorilla ja sähköisellä tai kemiallisella supressorilla

Laitteet

Dionex DX 120 tai DX 600 ionikromatografi varustettuna Chromeleon- ohjelmalla ja näytteenäytinjällä

PAH-yhdisteet

Menetelmä: Polysyklisen aromaattisten hiilivetyjen (PAH) määrittäminen vesinäytteistä

Viitteet: Menetelmä on laboratorion sisäinen menetelmä, KV-PAH (pohjana ISO/CD 28581:2008)

Soveltamisalue ja periaate

Puhtaat ja hieman epäpuhtaat vesinäytteet. STM461/2000 mukaisille talousvesille kvantitoidaan bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni ja indeno(1,2,3-cd)pyreeni. Muista kuin STM461/2000 mukaisista vesistä kvantitoidaan lisäksi: naftaleeni, 2-metyyli-naftaleeni, 1-metyyli-naftaleeni, bifenyyl-, 2,6-dimetyyli-naftaleeni, asenaftyleeni, asenafteni, 2,3,5-trimetyyli-naftaleeni, fluoreeni, fenantreeni, antraseeni, 1-metyylifenantreeni, fluoranteeni, pyreeni, bentso(a)antraseeni, kryseeni, bentso(e)pyreeni, peryleeni, ja dibentso(ah)antraseeni.

Määritysrajat ovat yhdisteestä riippuen alkaen 0,010 ug/l (BaP 0,003 ug/l). Menetelmä on validoitu 1,0 ug/l pitoisuuteen asti. Suuremmat pitoisuudet määritetään laimentamalla näytettä ja hyvin pieniä pitoisuuksia voidaan määrittää suuremmasta näytetilavuudesta.

Vesinäyte uutetaan pentaanilla tai heksaanilla. Uute kuivataan vedettömällä natriumsulfaatilla, konsentroidaan Zymarc-haihduttimella sekä tyypipuhalluksella ja vaihdetaan liuotin tolueeniin. Näyte analysoidaan kaasukromatografilla käyttäen massaselektiivistä detektoria. Kvantitointi suoritetaan ulkoista kalibrointisuoraa vasten sisäistä standardia hyväksikäyttäen.

Laitteet

Tavanomaisia laboratoriovälineitä. Kaasukromatografi ja massaselektiivinen detektori.

Alkuaineet

Menetelmä: Vesinäytteiden alkuaineet, analysointi ICP-MS laitteistolla

Viitteet: Testausohje soveltuu talous- ja vesistövesien alkuaineiden määrittämiseen ICP-MS tekniikalla.

Soveltamisalue ja periaate

Testausohje soveltuu talous- ja vesistövesien alkuaineiden määrittämiseen ICP-MS tekniikalla.

Mikäli näyte ei vaadi erikoisjärjestelyjä, näytteet esikäsitellään seuraavasti:

- kirkkaat vesistö- ja talousvedet; pelkkä kestäväntointi 1 % typpihapon suhteen
- sameat ja roskaiset vedet sekä pohjavedet; suodatus ja sen jälkeen kestäväntointi 1 % typpihapon suhteen

Näyte siirretään nestemäisessä muodossa sumutinkammioon, jossa analysoidut alkuaineet saadaan "siirrettyksi" argon-kaasuun. Sumutinkammioista analysoidut yhdisteet jatkavat kaasumaisessa muodossa kohti plasmaliekkiä. Ionisoituneet alkuaineet johdetaan kvadrupolianalysointilaitteen läpi ilmaisimelle, joka havaitsee ilmaisimelle tulleet ionit massa / varaus suhteessa. Kaikista poikkeamista sovitaan erikseen asiakkaan kanssa.

Laitteet

HP 4500 ICP-MS analyysilaitteisto sekä PerkionElmer NEXion ICP-MS laitteisto

Laboratorion peruslaitteet

Alkaliteetti

Menetelmä: Veden alkaliteetin määrittäminen titraattorilla. Akkreditoitu FINAS 1999

Viitteet: Veden laatu. Alkaliteetin määrittäminen. Osa 1: Kokonais- ja yhdistelmäalkaliteetin määrittäminen, SFS-EN ISO 9963-1/1996-08-26

Soveltamisalue ja periaate

Menetelmä on tarkoitettu luonnonvedelle, käsitellylle vedelle (talousvedet) ja jätevedelle, jotka titrataan metyyliipunaindikaattorin osoittamaan päätepisteeseen 4,5. Merivesinäytteet titrataan päätepisteeseen 4.7. Menetelmä sellaisenaan ei sovi heikosti puskuroiduille vesille. Menetelmän määrittämissuoritus on 0,05 mmol/l.

Näyte titrataan standardihappoliuoksella kiinteeseen päätepisteeseen, joka mitataan potentiometrisesti. Pääteaste pH 4,5 vastaa likipitään vetyionin ja vetykarbonaatin ekvivalenttipistettä. Se tekee mahdolliseksi näytteen kokonaisalkaliteetin määrittämisen.

Laitteet

Titraattori Metrohm 721 NET Titrino (M1) ja ja Metrohm 785 DNP Titrino (M5): pH-elektrodi, Vesihaude, Tiimo-ohjelma

Skalar SP50/Metrohm 785 DMP Titrino

ⁱ Heinolan kaupunki. Vesihuollon kehittämissuunnitelma, esikopio. Ramboll 29.11.2011. s. 9-11

<http://www.heinola.fi/Dynasty/kokous/20122354-12-1.PDF>

ⁱⁱ Metcalf & Eddy; Wastewater Engineering; 3.p; s. 71; 1991

ⁱⁱⁱ Lähde, Jussi; Amoniumtyppi ilmastuksen ohjausparametrinä yhdyskuntajäteveden puhdistuksessa; Diplomityö; Lappeenrannan Teknillinen Yliopisto; 2008

^{iv} Lähde, Jussi; 2008

^v Lähde, Jussi; 2008

^{vi} Rantanen P; Biologinen typen- ja fosforinpoisto jätevesistä – Nitrifikaation tehostaminen vapaasti kelluvilla kantoainekappaleilla; Lisensiaattityö; Aalto yliopisto – Teknillinen korkeakoulu, s.15; 2010

^{vii} Harald Pleym ym.; Ympäristötekniikka; s.223; 1991

^{viii} Lähde, Jussi; 2008

^{ix} Pyykkönen, Olli Tapani; Jäteveden orgaanisen kuorman muuttuminen pitkissä viemäriinjoissa; Diplomityö; Oulun yliopisto; 2010

^x Pyykkönen, Olli Tapani; 2010

^{xi} Pyykkönen, Olli Tapani; 2010

^{xii} Rantanen, P; 2010

^{xiii} Rantanen, P.; 2010

^{xiv} Metcalf & Eddy; Wastewater Engineering; 3. p; s. 85; 1991

^{xv} A.C. van Haandel, J.G.M. van der Lubbe; Handbook of biological waste water treatment; s.117 -118, s. 122; 2012

^{xvi} Metcalf & Eddy; Wastewater Engineering; 3. p; s. 87; 1991

^{xvii} Satu Heino, Kokemäen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry; Julkaisu 582; Kiinteistökohtaisten jätevesijärjestelmien toimivuus; 2008