

DESINFIOINNIN JA PUTKIMATERIAALIN VAIKUTUS TALOUSVESIVERKOSTON VEDEN LAATUUN

Matti Ruokolainen
Desinfioidin ja putkimateriaalin vaikutus talousvesiverkoston veden laatuun
Pro gradu –tutkielma
Ympäristötiede
Itä-Suomen yliopisto, ympäristö- ja biotieteiden laitos
toukokuu 2019

ITÄ-SUOMEN YLIOPISTO, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta

Ympäristötiede

Matti Ruokolainen: Desinfiointin ja putkimateriaalin vaikutus talousvesiverkoston veden laatuun

Pro gradu –tutkielma 67 sivua

Tutkielman ohjaajat: Eila Torvinen, Sallamaari Siponen ja Jenni Ikonen

toukokuu 2019

avainsanat: biofilmi, desinfiointi, mikrobiologia, putkimateriaali, talousvesi

TIIVISTELMÄ

Vesilaitosten suorittamalla desinfioinnilla ja vedenjakeluverkostossa käytetyillä putkimateriaaleilla on vaikutusta talousvesiverkoston mikrobiologiaan ja veden laatuun. Desinfiointiaineiden desinfiointikyvyissä on eroa, minkä seurauksena ne voivat muokata mikrobilajistoa tiettyyn suuntaan. Maailmalla yleisimmin käytetty desinfiointimenetelmä on klooraus johtuen sen helppoudesta ja edullisuudesta muihin menetelmiin nähden. Jakeluverkoston putkimateriaalit puolestaan voivat hillitä tai tehostaa mikrobien kasvua. Tähän vaikuttavat putkista mahdollisesti irtoavat käyttökelpoiset ravinteet tai materiaalin toksisuus mikrobeille.

Tässä tutkimuksessa vertailtiin kahden eri putkimateriaalin ja desinfiointiaineen vaikutusta talousvesiverkoston veden ja biofilmien fysikaalis-kemialliseen laatuun ja mikrobiologiaan pilotmittakaavan talousvesiverkostossa. Materiaaleina olivat kupari ja PEX-muovi, eli ristisilloitettu polyeteeni. Desinfiointiaineina käytettiin natriumhypokloriittia ja klooriamiinia. Kokeen ensimmäisen 9 viikon aikana biofilmien annettiin kasvaa putkissa, minkä jälkeen desinfiointi aloitettiin. Vesi- ja biofilminäytteitä kerättiin ja analysoitiin viikoittain koko kokeen keston ajan.

Putkimateriaalin ja desinfiointiaineiden havaittiin vaikuttavan talousveden fysikaalis-kemialliseen laatuun ja mikrobiologiaan. Kupariputkista havaittiin liukenevan kuparia sekä veteen että biofilmeihin ja se kykeni hillitsemään mikrobien kasvua verkostossa ennen desinfiointin aloittamista. Klooripitoisuudet nousivat PEX-putkissa kupariputkia korkeammiksi. Tämän perusteella kupariputkissa vaaditaan enemmän klooria, jotta jäännöskloorin pitoisuus saadaan muoviputkien tasolle. Desinfiointi laski veden aktiivisten mikrobien määrää, muttei vaikuttanut niiden kokonaislukumäärään. Lisäksi desinfiointiaine vaikutti putkimateriaalia enemmän bakteeriyhteisöjen aktiiviseen rakenteeseen.

UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND, Faculty of Science and Forestry

Environmental Science

Matti Ruokolainen: The effects of disinfection and pipe material to the water quality in drinking water distribution system

MSc Thesis 67 pages

Supervisors: Eila Torvinen, Sallamaari Siponen ja Jenni Ikonen

May 2019

keywords: biofilm, disinfection, drinking water, microbiology, pipe material

ABSTRACT

Disinfection performed by water treatment plants and the pipe materials used in water distribution networks affect the microbiology and water quality in drinking water distribution systems. Disinfectants have differences in their disinfection potential, which can alter the structure of the microbial community in drinking water distribution systems. Chlorination is the most commonly used disinfection method in the world because it is easy to apply and has low costs compared to other disinfection methods. The pipe materials used in drinking water distribution systems can either control or enhance microbial growth. The main reasons for this are microbially available nutrients leaching from materials or the possible toxicity of material to microbes.

In this study we compared the effects of two different pipe materials and disinfectants to the physicochemical quality and microbiology of water and biofilms in a pilot-scale drinking water distribution system. Material used were copper and cross-linked polyethylene (PEX). Disinfectants used were sodium hypochlorite and chloramine. During the first 9 weeks of the study, biofilms were allowed to grow inside the water distribution pipes. After this disinfection was applied, both water and biofilm samples were collected and analyzed weekly during full length of the study

We observed the effect of pipe material and disinfectant on both the physicochemical and microbiology of drinking water. Copper was found to leach from copper pipes and it was able to control microbial growth before disinfection was applied. Chlorine concentrations rose higher in PEX-pipes compared to copper pipes. This indicates that copper pipes demand more chlorine to reach the residual chlorine concentration of PEX-pipes. Disinfection decreased the number of active microbes in water but didn't affect their total number. The active microbial community structure was more strongly altered by disinfectant compared to pipe material.

ESIPUHE

Tämä tutkielma tehtiin osana Suomen Akatemian vuosina 2014 – 2018 rahoittamaa hanketta Microbiome dynamics in drinking water distribution systems (DWDSOME), joka tehtiin yhteistyössä Itä-Suomen yliopiston ja Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) kanssa. Tutkielman rahoittajana toimi Vesihuoltolaitosten kehittämisrahasto, jolle haluan osoittaa erityisen kiitokseni.

Haluan suuresti kiittää ohjaajiani Eila Torvista, Sallamaari Siposta ja Jenni Ikosta antamastaan ohjauksesta, kannustuksesta ja kärsivällisyydestä. Haluan myös kiittää Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen Ilkka Miettistä, Tarja Pitkäästä, Anna-Maria Hokajärveä, sekä Vesi -ja terveys yksikön henkilökuntaa, joiden kanssa minun oli ilo työskennellä. Kiitoksen ansaitsee myös Savonia-ammattikorkeakoulun henkilökunta, jotka auttoivat minua työskennellessäni Itä-Suomen yliopiston ja Savonia-ammattikorkeakoulun yhteisessä vesilaboratoriossa.

Lopuksi kiitos perheelleni ja ystäväilleni osoittamastanne tuesta.

Kuopiossa 3.5.2019

Matti Ruokolainen

LYHENTEET JA MÄÄRITELMÄT

AOC	(assimilable organic carbon), mikrobeille käyttökelpoinen hiili
ATP	(adenosine triphosphate), adensiinitrifosfaatti
DAPI	(6-diamino-2-phenylindole), 6-diamino-2-fenyyli-indoli
EPS	(extracellular polymeric substance), solunulkoinen matriksi biofilmeissä
MAP	(microbially available phosphorus), mikrobeille käyttökelpoinen fosfori
NGS	(next-generation sequencing), uuden sukupolven sekvensointi
NTU	(nephelometric turbidity unit), nefelometrinen sameusyksikkö
PE	(polyethylene), polyeteeni
PEX	(cross-linked polyethylene), ristosilloitettu polyeteeni
PMY	pesäkettä muodostavaa yksikköä
PVC	(polyvinyl chloride), polyvinyylikloridi
R2A	(Reasoner's 2A agar), Reasonerin 2A agar
RNA	(ribonucleic acid) ribonukleiinihappo
STM	Sosiaali –ja terveystieteiden tutkimuskeskus
UV	(ultraviolet), ultravioletti
WHO	(World Health Organization), Maailman terveysjärjestö

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	8
2. KIRJALLISUUSKATSAUS	10
2.1 TALOUSVEDEN MÄÄRITELMÄ	10
2.2 TALOUSVEDEN LAATU JA SEN SEURANTA	10
2.3 TALOUSVEDEN TUOTANTO JA JAKELU	12
2.4 TALOUSVEDEN DESINFIOINTI	13
2.4.1 Desinfointimenetelmät	13
2.4.2 Kloorikaasu	15
2.4.3 Natriumhypokloriitti	16
2.4.4 Kalsiumhypokloriitti	17
2.4.5 Klooriamiinit	18
2.4.6 Klooridioksidi	19
2.4.7 UV-desinfointi	20
2.4.8 Otsonointi	20
2.4.9 Desinfioinnin sivutuotteet	21
2.5 PUTKIMATERIAALIT	21
2.6 TALOUSVESIVERKOSTOJEN MIKROBIT	23
2.6.1 Biofilmit	24
3. TYÖN TAVOITTEET	26
4. AINEISTO JA MENETELMÄT	27
4.1 KOEVERKOSTO	27
4.2 NÄYTTEENOTTO	30
4.3 MITATUT PARAMETRIT	32
4.3.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat	32
4.3.2 Mikrobiologiset muuttujat	34
4.4 TILASTOLLISET MENETELMÄT	36
5. TULOKSET	37
5.1 FYSIKAALIS-KEMIALLISET MUUTTUJAT	37
5.1.1 Lämpötila	37
5.1.2 pH	37
5.1.3 Sähkönjohtavuus	38
5.1.4 Sameus	39
5.1.5 Absorbanssi (254 nm)	40
5.1.6 Absorbanssi (420 nm)	41

5.1.7 Kloori ja klooriamiini.....	42
5.1.8 Kupari.....	44
5.1.9 Rauta.....	46
5.2 MIKROBIOLOGISET MUUTTUJAT	47
5.2.1 Heterotrofinen pesäkeluku	47
5.2.2 Mikrobien kokonaislukumäärä.....	49
5.2.3 ATP	51
5.2.4 Bakteeriyhteisön rakenne	53
6. TULOSTEN TARKASTELU	55
6.1 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET MUUTTUJAT	55
6.1.1 Lämpötila	55
6.1.2 pH.....	56
6.1.3 Sähkönjohtavuus	56
6.1.4 Sameus.....	56
6.1.5 Absorbanssi.....	56
6.1.6 Kloori.....	57
6.1.7 Kupari.....	57
6.1.8 Rauta.....	58
6.2 MIKROBIOLOGISET MUUTTUJAT	58
6.2.1 Heterotrofinen pesäkelukumäärä	58
6.2.2 Mikrobien kokonaislukumäärä.....	59
6.2.3 ATP	60
6.2.4 Bakteeriyhteisön rakenne	60
7. JOHTOPÄÄTÖKSET JA YHTEENVETO	61
LÄHDELUETTELO	63

1. JOHDANTO

Puhdas talousvesi on yksi elämän perusedellytyksistä. Hyvälaatuisen raakavesilähteen valitsemisella, veden käsittelyllä ja desinfioinnilla pyritään varmistamaan veden korkea laatu ja turvallisuus sen lähtiessä vesilaitokselta kuluttajille. Talousveden laatu voi kuitenkin muuttua vesijohtoverkostossa kohti kuluttajia. Tähän vaikuttavat sekä lähtevän veden laatu, vesijohtoverkoston ikä, kunto ja veden viipyminen verkostossa, kuin myös putkimateriaali ja desinfiointiaine.

Edellä mainitut tekijät vaikuttavat myös vesijohtoverkoston mikrobeihin, jotka esiintyvät pääasiallisesti verkoston seinämille kiinnittyneinä bakteerikasvustoina eli biofilmeinä. Biofilmeillä on merkittävä vaikutus talousveden laatuun, sillä ne voivat syövyttää putkistoja ja niihin voi pesiä taudinaiheuttajia tilanteessa, jossa talousvesi on päässyt saastumaan.

Talousveden tuotannon viimeinen vaihe on desinfiointi. Siihen käytetään usein kloorausta, jossa klooripitoista kemikaalia lisätään veteen. Klooraus on tehokas menetelmä poistamaan vedestä haitallisia taudinaiheuttajia. Lisäksi veteen jäävä jäännöskloori hillitsee mikrobien kasvua myöhemmin verkostossa. Annostelu on kuitenkin tehtävä tarkoin, sillä liian suuri määrä klooria aiheuttaa helposti haju- ja makuhaittoja veteen. Desinfiointiin voidaan käyttää myös UV-valoa ja otsonointia, jotka molemmat tarjoavat hyvän desinfiointitehon. Näillä menetelmillä ei kuitenkaan ole mikrobien kasvua ehkäisevää jälkivaikutusta verkostossa, joten useassa tapauksessa tarvitaan myös kloorausta.

Talousveden kloorauksessa käytettävät kemikaalit ovat kloorikaasu, natriumhypokloriitti, klooridioksidi ja klooriamiini. Kloorikaasulla ja natriumhypokloriitilla saavutetaan kohtalainen desinfiointikyky, mutta ne eivät tehoa alkueläimiin. Huonona puolena ovat myös haitallisten sivutuotteiden, kuten trihalometaanin muodostuminen orgaanisen aineen kanssa. Klooridioksidilla saavutetaan hyvä desinfiointiteho. Se tehoaa myös alkueläimiin ja desinfiointin jälkivaikutus verkostossa on hyvä. Haittapuolena on kloriitin muodostuminen, joka on haitallinen desinfiointin sivutuote. Klooriamiinin vahvuutena on sen hyvä jälkivaikutus verkostossa, mutta se ei ole yhtä tehokas desinfiointiaine muihin kloorauskemikaaleihin verrattuna.

Talousvesiverkostossa yleisesti käytettyjä putkimateriaaleja ovat esimerkiksi rauta, betoni, erilaiset muovit ja kupari. Erilaisten putkimateriaalien käyttö voi vaikuttaa talousveden laatuun ja mikrobiologiaan. Kupariputket voivat mahdollisesti hillitä mikrobien kasvua perustuen kuparin kykyyn tappaa mikrobeja. Muoviputket puolestaan saattavat tehostaa mikrobien kasvua niistä irtoavien ravinteiden, kuten mikrobeille käyttökelpoisen fosforin takia.

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää kahden eri putkimateriaalin ja kahden eri desinfiointiaineen vaikutusta talousveden ja talousvesiverkoston veden ja biofilmien laatuun. Tutkimuksessa käytetyt putkimateriaalit olivat kupari ja PEX, eli ristisilloitettu polyeteeni. Desinfiointiaineina olivat natriumhypokloriitti ja klooriamiini.

2. KIRJALLISUUSKATSAUS

2.1 TALOUSVEDEN MÄÄRITELMÄ

Talousvesi on määritelty Terveydensuojelulaissa (Terveydensuojelulaki 1994/763), jonka mukaan talousvedellä tarkoitetaan juomavettä, ruuanvalmistukseen käytettävää vettä ja kotitaloustarkoituksiin käytettävää vettä riippumatta siitä, tapahtuuko veden toimitus vedenjakeluverkon kautta, tankeissa, pulloissa tai säiliöissä. Talousvedeksi luetaan myös vesi, jota käytetään elintarvikelaissa määritellyssä elintarvikehuoneistossa elintarvikkeiden valmistamiseen, niiden jalostukseen ja säilytykseen sekä myyntiin (Terveydensuojelulaki 763/1994). Epävirallisesti talousvedestä käytetään usein nimitystä juomavesi. Talousvesiasetuksen 17.11.2015/1352 (STM 2015, STM 2017) mukaan talousveden on oltava soveltuvaa käyttötarkoitukseensa, eikä se saa aiheuttaa terveydellistä haittaa. Talousvesi ei myöskään saa syövyttää vesiputkia ja vedenottolaitteita tai aiheuttaa niihin haitallisia saostumia.

2.2 TALOUSVEDEN LAATU JA SEN SEURANTA

Talousveden laadun minimivaatimukset on määritelty Euroopan Unionin juomavesidirektiivissä 98/83/EY (Euroopan Unioni 1998). Direktiivin tarkoitus on turvata vedenkäyttäjien terveyttä ja varmistaa juomaveden esteettinen puhtaus. Juomavesi ei saa olla epämiellyttävän väristä, hajuista tai makuista. Direktiivissä on lisäksi määritelty 48 kemiallista ja mikrobiologista muuttujaa, joita on säännöllisesti seurattava ja mitattava. Jäsenmaiden on täytettävä vähintään direktiivissä asetetut vaatimukset, mutta myös omien tiukempien määräysten asettaminen on mahdollista (Euroopan Unioni 1998).

Talousveden tulee täyttää Sosiaali- ja terveysministeriön talousvesiasetuksen 17.11.2015/1352 (STM 2015, STM 2017) terveysperustaiset laatuvaatimukset. Talousvesi ei saa sisältää pieneliöitä, loisia tai muita haitallisia aineita sellaisia määriä, joista on haittaa terveydelle. Veden käyttökelpoisuutta koskevat laatuvaatimukset on myös annettu talousvesiasetuksessa 17.11.2015/1352 (STM 2015, STM 2017). Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 17.11.2015/1352 (STM 2015, STM 2017) määrittelee Suomen kohdalla vaatimukset ja suositukset talousveden laadulle. Asetus koskettaa terveydensuojelulaissa (Terveydensuojelulaki 763/1994) määriteltyä talousvettä, jota toimitetaan vuorokaudessa vedenjakelualueelle vähintään 10 m³ tai vähintään 50 henkilön tarpeisiin. Laadun tarkkailu suoritetaan vedenkäyttäjän hanasta. Talousveden toimittajan vastuu veden laadusta yltyä siihen pisteeseen, jossa kiinteistön vesijohto liittyy jakeluverkostoon. Kiinteistön omistajan vastuulla on, että veden laatu säilyy kiinteistön

vesijohtoverkostossa määräykset täyttävänä matkalla jakeluverkon liittymispisteestä aina vedenkäyttäjien hanoihin asti (STM 2015, STM 2017). Pienet yksiköt noudattavat Sosiaali- ja terveysministeriön asetusta 401/2001 (STM 2001) talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Pienillä yksiköillä tarkoitetaan laitoksia, jotka toimittavat vuorokaudessa vettä vedenjakoalueelle vähemmän kuin 10 m³ tai alle 50 henkilön tarpeisiin. Pieniin yksiköihin luetaan myös elintarvikealan yritykset, joihin ei kunnan terveydensuojeluviranomaisen päätöksestä sovelleta STM:n asetusta (461/2001), sekä yksityiset kaivot (STM 2001).

Talousveden laatua tarkkaillaan vesilaitosten omavalvonnalla sekä viranomaisvalvonnalla, joka kuuluu Suomessa kuntien terveydensuojeluviranomaisille. Laadun viranomaisvalvonta sisältää jatkuvaa valvontaa sekä jaksoittaista seurantaa. Jatkuvan valvonnan tarkoituksena on seurata säännöllisesti veden mikrobiologista ja aistivaraista laatua, sekä hankkia tietoa desinfiointin onnistumisesta. Jaksottaisella seurannalla puolestaan varmistetaan, että talousvesi täyttää kaikki Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen 17.11.2015/1352 liitteen 1 mukaiset vaatimukset (STM 2015, STM 2017).

Talousveden hyvä mikrobiologinen laatu pyritään turvaamaan vedenkäyttäjien terveyden suojelemiseksi. Taudinaiheuttajamikrobien eli patogeenien suora tunnistus talousvedestä on haastavaa, minkä takia patogeenien läsnäolon tunnistamiseen käytetään helpommin havaittavia indikaattorimikrobeja. Indikaattorimikrobit ovat suolistoperäisiä ja niiden osoittaminen käytössä olevilla määritysmenetelmillä onnistuu huomattavasti patogeenejä helpommin (Keinänen-Toivola ym. 2007). Mikäli talousvesi ei täytä Sosiaali- ja terveysministeriön 17.11.2015/1352 (STM 2015, STM 2017) liitteen 1 taulukoiden 1 ja 5 mikrobiologisia laatuvaatimuksia, tai vedessä havaitaan terveydelle haitallisia määriä pieneliöitä tai loisia, vaatii tilanne välittömiin toimenpiteisiin ryhtymistä ongelman selvittämiseksi, jotta vältetään terveyshaittojen syntyminen (STM 2015, STM 2017). Talousveden mikrobiologisten laatuvaatimusten lisäksi on olemassa myös mikrobiologisia laatusuosituksia, jotka on määritellyt Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen 17.11.2015/1352 liitteessä 1 (STM 2015, STM 2017). Laatusuosituksia voidaan pitää tavoitetasoina ja niiden mukaan *Clostridium perfringensin* ja koliformisten bakteerien raja on 0 pmy/100 ml eikä pesäkkeiden lukumäärässä 22 °C lämpötilassa saa olla havaittavissa epätavallisia muutoksia. Talousvesiasetuksen enimmäisarvojen perusteet ja säännöskohtaiset soveltamisohjeet on annettu Valviran (Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto) Talousvesiasetuksen soveltamisohjeessa 6/2018, joka on laadittu avuksi talousvesilaitoksille, kuntien terveydensuojeluviranomaisille ja asiantuntijoille (Valvira 2018).

2.3 TALOUSVEDEN TUOTANTO JA JAKELU

Vesihuoltolaitokset ottavat tarvitsemansa raakaveden pintavedestä, pohjavedestä ja tekopohjavedestä, joka on pohjavesiesiintymään pumpattua pintavettä (Maa- ja metsätalousministeriö 2019). Pohjaveden laatu on Suomessa korkea ja se täyttää usein sellaisenaan talousvedelle asetetut vaatimukset (GTK 2019). Pintavesi sisältää pohjavettä enemmän epäpuhtauksia, minkä takia talousveden valmistus pintavedestä vaatii useamman käsittelyvaiheen, jotka yleisesti koostuvat fysikaalisista ja kemiallisista menetelmistä.

Veden fysikaalisen käsittelyn pääasiallisena tarkoituksena on poistaa kiintoainesta. Mahdollisia menetelmiä ovat välppäys, siivilöinti, sekoitus, ilmastus, laskeutus, flotaatio, sentrifuugit ja pyörreselkeyttimet, suodatus, kalvotekniikat, tislaukset ja kiteytys. Välppäyksessä ja siivilöinnissä vesi johdetaan ahtaiden rakojen tai aukkojen kautta, mikä poistaa kiintoainesta. Sekoituksella pyritään saavuttamaan vedessä yhtenäiset pitoisuustasot, mikä helpottaa veden jatkokäsittelyä. Ilmastuksella puolestaan muutetaan veteen liuenneiden kaasujen määrää. Laskeutuksessa kiintoainesta poistuu nimensä mukaisesti painovoiman avulla altaan pohjalle. Flotaatiossa vettä kuplitetaan, jolloin kiintoaineksen pinnalle tarttuvat ilmakuplat nostavat ne pintaan. Sentrifuugien ja pyörreselkeyttimien avulla vedestä poistetaan kiintoainesta keskipakovoiman avulla. Suodatuksessa vesi johdetaan suodattimen läpi, mikä poistaa kiintoainesta. Kalvotekniikoissa vedestä poistetaan kiintoainesta johtamalla se puoliläpäisevän kalvon lävitse ulkoisen voiman avulla. Tislauksessa veden epäpuhtauksien poisto perustuu veden haihduttamiseen. Kiteytyksessä vettä jäädytetään, jolloin muodostuvien jääkiteiden pinnan huuhtelulla voidaan poistaa niistä suolaa (Karttunen ym. 2004).

Kemialliseen saostukseen kuuluvat kemiallinen koagulaatio, kemiallinen saostus, neutralointi, mineralisaatio, aggressiivisuuden poisto, liuenneiden aineiden poisto ja desinfiointi. Kemiallisessa koagulaatiossa savi -ja humuskolloidien varaus neutraloidaan, jolloin niiden koko kasvaa ja poisto vedestä helpottuu. Kemiallisessa saostuksessa veteen lisätään sopivaa kemikaalia, joka muodostaa veden epäpuhtauksien kanssa heikosti liukenevan sakan. Neutralisaatiossa ja mineralisaatiossa veden pH säädetään halutulle tasolle. Aggressiivisuuden poistossa puolestaan vähennetään vedestä ylimääräistä hiilidioksidia. Liuenneiden aineiden poisto perustuu hapetus-pelkistysprosesseihin, joilla veden epäpuhtaudet saadaan liukenemattomaan muotoon. Desinfiointilla taas pyritään poistamaan vedestä haitalliset taudinaiheuttajat (Karttunen ym. 2004).

Pintavettä raakavetenä käyttävä vedenpuhdistuslaitos on esimerkiksi Suomessa Helsingin Vanhankaupungin vedenpuhdistuslaitos. Ensimmäisessä vaiheessa veden kemiallinen saostus ferrisulfaatilla saa aikaan orgaanisen aineen saostumisen. Seuraavassa vaiheessa sakkaa

hämmennetään, jolloin sakkahiutaleet törmäilevät toisiinsa ja niiden koko kasvaa. Muodostunut sakka erotetaan jälkiselkeytysaltaissa ja hiekkasuodatuksessa. Veden pH säädetään kalkkivedellä ja alkaliteetti hiilidioksidilla. Otsonointi tuhoaa vedestä mikrobeja ja parantaa veden hajua ja makua. Jäljelle jäänyttä orgaanista ainesta poistetaan kaksivaiheisella aktiivihiilisuodatuksella ja vesi desinfioidaan UV-valon avulla. Lopuksi vesi kloorataan klooriamiinilla, mikä hillitsee mikrobien kasvua jakeluverkostossa (HSY 2015).

Valtaosa suomalaisista kuuluu keskitetyn vedenjakelun piiriin. Vuonna 2017 Suomen väestöstä (5 513 000 henkilöä) (Tilastokeskus 2019) vesijohtoverkkoon oli liittynyt noin 70 % (3 865 681) (Ympäristöhallinto 2019). Loput väestöstä saa vetensä omista kaivoista. Vuonna 2015 Suomen vesilaitoksien käyttämän raakaveden määrä oli yhteensä 359 miljoonaa litraa, josta pohjavettä oli 160 miljoonaa litraa (45 %). Pintavettä raakavetenä vesilaitokset käyttivät 140 miljoonaa litraa (39 %) ja tekopohjavettä 33 miljoonaa litraa (15 %). Loput 6 miljoonaa litraa tulivat muista lähteistä (Maa- ja metsätalousministeriö 2019). Vaikka suurin osa vesilaitosten käyttämästä raakavedestä on pohjavettä, vain pieni osa koko pohjavesivarannoista tulee hyödynnetyksi. Suomessa pohjavettä muodostuukin yli 2 miljardia litraa vuodessa (Maa- ja metsätalousministeriö 2019).

Suomessa jaettavan talousveden hygieeninen laatu on lähtökohtaisesti korkea. Laatuun vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi käytetty raakavesilähde, veden käsittelymenetelmät, jakeluverkoston kunto ja kuluttajien vedenkäyttötottumukset. Talousveden jakelussa on myös ensiarvoista huomioida veden laadun mahdolliset muutokset jakeluverkostossa. Veden laatu voi heikentyä matkalla kuluttajille putkistojen korroosion, aineiden liukenemisen tai biofilmien seurauksena (Keinänen-Toivola ym. 2007).

2.4 TALOUSVEDEN DESINFIOINTI

Talousveden desinfiointin tarkoituksena on poistaa vedestä taudinaiheuttajia, joita ovat bakteerit, virukset ja alkueläimet. Talousveden laatuun voidaan vaikuttaa jo ennen veden varsinaista desinfiointia valitsemalla mahdollisimman hyvä raakaveden lähde. Hyvän vesilähteen ei tulisi sisältää ulosteperäisiä taudinaiheuttajia. (Tuhkanen 2007).

2.4.1 Desinfiointimenetelmät

Yleisimmin käytetty desinfiointimenetelmä maailmalla on klooraus, jossa veteen lisätään klooripitoista kemikaalia. Kloorauksen teho perustuu klooriyhdisteiden bakteereja tappavaan vaikutukseen, sillä kloori on voimakas hapetin (Valve & Isomäki 2007). Kloori häiritsee mikrobien solujen läpäisevyyttä, mikä johtaa proteiinien, DNA:n ja RNA:n vuotamiseen, sekä kaliumin oton,

proteiinisynteesin ja DNA:n synteesin heikkenemiseen aiheuttaen solun kuoleman. Lisäksi kloori vahingoittaa mikrobien nukleiinihappoja ja entsyymejä, tukahduttaa geenien transkriptiota, heikentää ATP:n tuotantoa ja estää soluhengityksen (Bitton 2014). Klooraus menetelmänä on edullinen ja yksinkertainen tapa veden desinfiointiin (Vesilaitosyhdistys 2014). Kloorausmenetelmä riippuu käytettävästä kloorauskemikaalista ja vesilaitoksen koosta. Suurilla vesilaitoksilla klooraukseen voidaan käyttää kloorikaasua. Pienillä vesilaitoksilla on tavallista käyttää natriumhypokloriittia. Kloorin syöttö tehdään aina käsittelyn loppuvaiheessa puhtaaseen veteen, millä pyritään estämään terveydelle haitallisten orgaanisten klooriyhdisteiden syntyminen desinfiointin sivutuotteena (Valve & Isomäki 2007). Kloorauksen lisäksi talousveden desinfiointiin voidaan käyttää myös UV-valoa ja otsonointia. Desinfiointimenetelmien väliset erot on esitetty Taulukossa 1.

Maailman terveysäitiön mukaan talousveden raja kokonaiskloorille on 5,0 mg/l (WHO 2017). Suomessa käytetyt pitoisuudet ovat alhaisempia ja esimerkiksi pääkaupunkiseudulla verkostosta otetuista näytteistä klooria mitataan 0,03-0,5 mg/l (HSY 2019). Kloorauksen tehokkuuteen vaikuttavat useat eri tekijät. Näitä tekijöitä ovat käytetty klooriyhdiste, kloorin pitoisuus ja sen kontaktiaika. Käytetystä klooriyhdisteestä riippuen muita vaikuttavia tekijöitä ovat pH, lämpötila, veden laatu, käsiteltävät mikrobit ja vesijohtoverkoston ominaisuudet. Desinfiointikemikaalien teho ilmoitetaan desinfiointikemikaalin pitoisuuden ja viipymän tulona ja siitä käytetään termiä Ct-arvo. Viipymällä tarkoitetaan aikaa, jona käytetty desinfiointikemikaali vaikuttaa vedessä. Kloorikaasuun ja natriumhypokloriittiin desinfiointiteho heikkenee pH:n ollessa korkea (Vesilaitosyhdistys 2014), vastaavasti klooridioksidin teho kasvaa emäksisessä pH:ssa (LeChevalier & Au 2004). Korkea lämpötila nostaa desinfiointin tehokkuutta, mutta myös nopeuttaa kloorin häviämistä verkostossa. Veden sisältämä kiintoaines, orgaaninen aines, sekä muut hapettuvat aineet, kuten rauta ja mangaani, heikentävät desinfiointitehoa kuluttamalla klooria. Käsiteltävät mikrobit vaikuttavat desinfiointiin ja erityisesti alkueläimien poisto vaatii vesilaitoksella joko otsonoinnin, UV-valolla desinfiointin, tai voimakkaan kloorihapettimen, kuten klooridioksidin käyttöä (Vesilaitosyhdistys 2014). Bittonin (2014) mukaan mikrobien kyky sietää desinfiointia kasvaa seuraavassa järjestyksessä: ei-itiöivät bakteerit < enteriset virukset < itiöivät bakteerit < alkueläinten lepoitiöt. Vesijohtoverkoston pituus, sen kunto ja käytetty putkimateriaali vaikuttavat desinfiointikemikaalin kulumisen ja viipymän kautta desinfiointitehoon. Vanhoissa ja laajoissa verkostoissa kloori voi kulua loppuun ennen äärlaitojen saavuttamista (Vesilaitosyhdistys 2014).

Desinfiointiaineella voi myös olla vaikutusta talousvesiverkostojen mikrobiyhteisöjen koostumukseen. Williamsin ym. (2005) tutkimuksessa kloorin ja klooriamiinin välillä havaittiin ero biofilmien mikrobiyhteisöjen rakenteessa. Klooriamiinilla desinfioidussa biofilmissä esiintyi

pääasiassa *Mycobacterium* ja *Dechloromonas* -sekvenssejä, kun taas kloorilla käsitellyssä biofilmmissä ja kahdessa kontrollibiofilmmissä esiintyi pääasiassa alfa- ja betaproteobakteereja. Puolestaan Wangin ym. (2014) tutkimuksessa biofilmien bakteeriyhdyskuntien koostumuksessa havaittiin paljon samankaltaisuutta, huolimatta siitä oliko desinfiointiin käytetty klooria vai klooriamiinia. Bakteerien runsaussuhteissa havaittiin kuitenkin eroavaisuuksia. Biofilmien bakteerikoostumuksien samankaltaisuuden arveltiin johtuvan kokeessa käytetyn veden laadusta, sillä tutkimuksessa käytetty vesi oli desinfioitu kahteen kertaan (Wang ym. 2014).

Taulukko 1. Erilaisten desinfiointimenetelmien vertailua (Vesilaitosyhdistys 2014)

	Kloori -ja hypokloriitti	Kloori-dioksidi	Klooriamiini	UV	Otsoni
Desinfiointikyky	Kohtalainen	Hyvä	Heikko	Erinomainen	Erinomainen
Riippuvuus pH-arvosta	On	Ei ole	Ei ole	Ei ole	Ei ole
Jälkivaikutus verkostossa	Kohtalainen	Hyvä	Erinomainen	Huono	Huono
Sivutuotteet	Trihalometaani, klooripitoiset orgaaniset yhdisteet	Kloriitti	Ei (oikein annosteltuna), nitriitti	Matalapaine-lampuilla ei ole, keskipaine-lampuilla mahdollisesti nitriitti	Ei ole

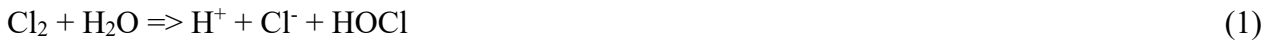
2.4.2 Kloorikaasu

Kloorikaasun käyttö desinfiointiaineena rajoittuu lähinnä suuriin vesilaitoksiin sen sisältämien riskien takia. Se on ilmaa raskaampaa, myrkyllistä ja vesiliuksena syövyttävää. Kloorikaasu toimitetaan vesilaitoksille säiliöissä paineenalaisena, jolloin se on nestemäisessä olomuodossa. Ilmaan vapautuessa kloori kaasuuntuu nopeasti paineen laskiessa. Painesäiliössä kloorikaasu säilyy erinomaisesti toimittaessa ohjeiden mukaan. Se on myös edullisin desinfiointiin käytettävä klooriyhdiste, mutta sen käyttö vaatii erityistä huolellisuutta (Valve & Isomäki 2007). Kloorikaasu on desinfiointiteholtaan ja jälkivaikutukseltaan kohtalainen (Taulukko 1). Kloorikaasun ainoastaan kohtalainen desinfiointiteho selittyy sillä, että se tehoaa huonosti alkueläimiin (LeChevalier & Au 2004). Kloorikaasun desinfiointiteho on pH-riippuvainen, lisäksi sivutuotteina voi muodostua trihalometaania ja orgaanisia klooriyhdisteitä (Taulukko 1).

Klooraus kloorikaasulla tehdään liuottamalla kloorikaasu ensin veteen alipaineistetussa säiliössä, minkä jälkeen muodostunut kloorivesi voidaan syöttää prosessiin. Klooriveden tuoton ohjaaminen

tapahtuu magneettiventtiilin tai pumpun avulla, jota ohjaa virtaamamittari tai vesilinjassa sijaitseva pumppu. Kloorisäiliöt sijoitetaan vaakojen päälle, jolloin kloorin kulutusta pystytään seuraamaan (Valve & Isomäki 2007).

Kloorikaasu reagoi veden kanssa seuraavasti:



Kloorin liuetessa veteen muodostuu alikloorihapoketta HOCl, joka on heikko happo. Kyseinen reaktio tapahtuu hyvin nopeasti tavanomaisissa lämpötiloissa (reaktio 1). Syntynyt alikloorihapoke protolysoituu vedessä oksoniumioniksi ja kloridi-ioniksi (reaktio 2). Alikloorihapokkeen ja veden hypokloriitti-ionin OCl^- välinen tasapaino on riippuvainen veden pH:sta reaktion 3 osoittamalla tavalla. Alikloorihapoketta ja hypokloriittia kutsutaan yhdessä nimellä ”vapaa kloori” (Vesilaitosyhdistys 2014) Vapaa kloori reagoi voimakkaasti useiden bakteerisolun osien kanssa (LeChevalier & Au 2004). Veden pH:n ollessa alle 7, alikloorihapoke on pääosin dissosioitumattomassa muodossa HOCl. Kun veden pH on yli 8, alikloorihapoke on täysin dissosioituneessa muodossa OCl^- . Oikean pH:n merkitys on desinfiointin onnistumisen kannalta tärkeää, koska dissosioitumaton alikloorihapoke on peräti 80-100 kertaa tehokkaampi bakteerien tuhoamiseen verrattuna dissosioituneeseen muotoon. Kloorikaasun lisäys veteen alentaa veden pH:ta ja alkaliteettia jonkin verran. (Vesilaitosyhdistys 2014).

2.4.3 Natriumhypokloriitti

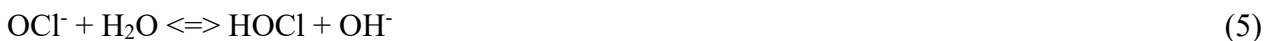
Natriumhypokloriitti (NaOCl) toimitetaan vesilaitokselle vesiliuoksena, jonka aktiivisen kloorin pitoisuus vaihtelee välillä 10-15 % (Valve & Isomäki 2007). Sitä voidaan kuitenkin myös valmistaa paikan päällä elektrolyyttisesti ruokasuolaliuoksesta Väriltään natriumhypokloriittiliuos on kellertävää, voimakkaan emäksistä ja haisee pistävälle. Natriumhypokloriitti on emäksistä ja heikosti syövyttävää. Se hajoaa säilytettäessä, joten varastointiaika on rajallinen. Natriumhypokloriitin säilyvyys riippuu useasta eri tekijästä. Korkea lämpötila ja klooripitoisuus, sekä pH:n lasku alle 11 heikentävät sen säilyvyyttä. Lisäksi altistuminen valolle ja liuoksen rauta-, kupari ja mangaanipitoisuus heikentävät sitä (Vesilaitosyhdistys 2014).

Natriumhypokloriitin käytön hyviin puoliin kuuluvat sen käytön helppous, hyvä saatavuus, yksinkertaisuus ja turvallisuus esimerkiksi kloorikaasuun käyttöön verrattuna (Valve & Isomäki

2007). Natriumhypokloriittia käytetään veden desinfiointiin erityisesti pienillä vesilaitoksilla (Vesilaitosyhdistys 2014). Natriumhypokloriitilla on kohtalainen desinfiointiteho ja jälkivaikutus verkostossa, lisäksi sen desinfiointikyky riippuu pH-arvosta ja sivuotteina on mahdollista muodostua trihalometaania ja orgaanisia klooriyhdisteitä (Taulukko 1).

Natriumhypokloriitin annostelu tehdään säiliöstä kalvo –tai mäntäpumpun avulla. Pumppujen, putkien ja letkujen materiaaliksi soveltuvat polypropeeni tai teflonpinnoite. Natriumhypokloriitin tarpeen ollessa pieni, tulee liuosta laimentaa sopivassa suhteessa riittävän tarkan annostelun turvaamiseksi. Syöttöpisteen täytyy sijaita ennen paineallasta tai varastosäiliötä. Tällä taataan myös niiden suojaaminen kloorilla ja saadaan kasvatettua veden viipymää ennen sen päätymistä jakeluverkostoon. Natriumhypokloriittisäiliö vaatii suoja-altaan mahdollisten vuotojen varalle. Suurilla laitoksilla suoja-altaaseen on sijoitettava pumppu, joka pumppaa vuotaneen liuoksen takaisin säiliöön (Vesilaitosyhdistys 2014).

Natriumhypokloriitin reaktiot veden kanssa ovat seuraavanlaiset:



Natriumhypokloriitti reagoi veden kanssa dissosioitumalla täydellisesti (reaktio 4). Muodostunut hypokloriitti-ioni ja alikloorihapoke asettuvat edelleen tasapainoon reaktion 5 osoittamalla tavalla. Natriumhypokloriitin lisääminen veteen nostaa sen pH:ta ja alkaliteettia. Tämä johtuu siitä, että hypokloriitit ovat vahvan emäksen ja heikon hapon muodostamia suoloja (Vesilaitosyhdistys 2014).

2.4.4 Kalsiumhypokloriitti

Kalsiumhypokloriitin toimitus vesilaitoksille tehdään kiinteässä olomuodossa. Se voi olla joko jauheena tai tabletteina, joiden vapaan kloorin pitoisuus on 60–70 %. Kalsiumhypokloriitti on voimakkaasti hapettava aine, minkä takia se tulee säilyttää suljetussa astiassa kuivassa ja viileässä. Se reagoi voimakkaasti orgaanisten yhdisteiden kanssa ja on vesiliuoksena syövyttävää. Kalsiumhypokloriitti säilyy vesiliuoksena huonosti ja kuivanakin vain noin puoli vuotta säilytysastian avaamisesta. Kalsiumhypokloriitin käyttö desinfiointissa on turvallista, mutta sen aiheuttama palo- ja räjähdysvaara tulee ottaa huomioon (Valve & Isomäki 2007). Kalsiumhypokloriitti on desinfiointiteholtaan ja jälkivaikutukseltaan kohtalainen, teho on riippuvainen pH:sta ja sivutuotteina voi muodostua trihalometaania ja klooripitoisia orgaanisia yhdisteitä (Taulukko 1).

Kalsiumhypokloriitin reaktiot veden kanssa:



Kalsiumhypokloriitti dissosioituu natriumhypokloriitin tavoin täydellisesti reagoidessaan veden kanssa (reaktio 6), minkä jälkeen muodostunut hypokloriitti-ioni asettuu tasapainoon veden alikloorihapokkeen kanssa (reaktio 7). Kuten natriumhypokloriitti, myös kalsiumhypokloriitti on vahvan emäksen ja heikon hapon muodostama suola ja veteen liuetessaan nostaa sen pH:ta ja alkaliteettia (Vesilaitosyhdistys 2014).

2.4.5 Klooriamiinit

Klooriamiineilla tarkoitetaan mono-, di- ja triklooriamiineja, joiden kemialliset merkit ovat vastaavasti NH_2Cl , NHCl_2 ja NHCl_3 (Vesilaitosyhdistys 2014). Klooriamiinien jälkidesinfiointivaikutus vesijohtoverkossa on muita klooriyhdisteitä parempi. Klooriamiini ei kuitenkaan yksin ole yhtä tehokas kuin esimerkiksi natriumhypokloriitti, joten sitä käytetäänkin muiden desinfiointimenetelmien rinnalla vedenkäsittelyn viimeisessä vaiheessa. (Valve & Isomäki 2007). Klooriamiinilla desinfiointi ei ole riippuvainen pH-arvosta. Lisäksi klooriamiinit eivät oikein annosteltuna muodosta sivutuotteita. Nitriitin muodostuminen on kuitenkin mahdollista (Taulukko 1).

Klooriamiinin käyttö desinfioinnissa tarjoaa ammoniakkin lähteen, minkä seurauksena voi tapahtua nitrifikaatiota (Pressman ym. 2012). Nitrifikaatiossa nitrifioivat bakteerit, kuten esimerkiksi ammoniakkia hapettavat *Nitrosomonas* ja *Nitrospira*, sekä nitriittiä hapettavat *Nitrospira* ja *Nitrobacter*, käyttävät veden ylimääräistä ammoniakkia ravintonaan tuottaen nitriittiä ja nitraattia. Suuret nitriitti ja nitraattipitoisuudet vedessä ovat ongelmallisia, koska ne voivat johtaa syöpää aiheuttavien nitrosamiinien muodostumiseen ja methemoglobinemiaan, jossa hapen sitoutuminen vereen häiriintyy (Bitton 2014). Nitriitin muodostumista voi tapahtua erityisesti jakeluverkoston osissa, jossa veden virtaus on hidasta (LeChevalier & Au 2004). Pressmanin ym. (2012) tutkimuksessa havaittiin, että suuri vapaa ammoniakkin määrä monoklooriamiinilla desinfioitaessa mahdollisti suuremman biomassan säilymisen biofilmeissä ja nopeamman aerobisen toiminnan palautumisen mahdollistaen nitrifikaation. Pressmanin ym. (2012) mukaan talousvesijärjestelmissä tapahtuvaa nitrifikaatioita voidaan hillitä pitämällä kloori-typpi suhde korkealla.

Klooriamiiniklooraus tehdään syöttämällä veteen kloorin lisäksi ammoniakkia tai ammoniumsuolaa. Kloorin syöttö tapahtuu vesilaitoksilla yleensä ennen ammoniakkia tai ammoniumsuolaa ja sen

annetaan reagoida vähintään puoli tuntia hyvän desinfiointitehon takaamiseksi. Vasta tämän jälkeen tapahtuu ammoniakkin tai ammoniumsulan lisäys, jolloin veden vapaa kloori sitoutuu klooriamiineiksi (Valve & Isomäki 2007).

Klooriamiinit muodostuvat vedessä klooriyhdisteiden ja ammoniumin reagoissa:



Klooriamiinikloorauksessa on tavoitteena valmistaa monoklooriamiinia (reaktio 8), sillä di- ja triklooriamiiniamiinit (reaktiot 9 ja 10) aiheuttavat veteen haju- ja makuhaittoja (Vesilaitosyhdistys 2014). Tapahtuviin reaktioihin vaikuttavat erityisesti kloorin ja typen määrän suhde, sekä vähäisemmissä määrin kontaktiaika ja lämpötila (LeChevalier & Au 2004). Monoklooriamiinia muodostuu parhaiten pH:n ollessa välillä 7-8,5 ja kloorin ja ammoniumin painosuhteen ollessa 5:1. Diklooriamiinia muodostuu kloorin ja ammoniumin painosuhteen ollessa 1:10, muodostumisnopeus lisäksi kasvaa pH:n lähestyessä arvoa 5. Triklooriamiinia puolestaan muodostuu kloori-ammonium painosuhteen ollessa 25:1. Triklooriamiinin muodostumisnopeus kasvaa pH:n ollessa alle 5. Klooriamiinit ovat esimerkki veden ”sidotusta” kloorista, jolla tarkoitetaan typpiyhdisteisiin sidottua klooria. Aiemmin mainitut vapaa kloori ja sidottu kloori muodostavat yhdessä veden ”kokonaiskloorin” (Vesilaitosyhdistys 2014).

2.4.6 Klooridioksidi

Klooridioksidi on veteen liuotettu kaasu, joka on muita klooriyhdisteitä tehokkaampi desinfiointiaine. Se tehoaa muista desinfiointiin käytetyistä klooriyhdisteistä poiketen myös viruksiin ja alkueläimiin. Klooridioksidia ei voida varastoida, joten sen valmistus on tehtävä paikan päällä (Valve & Isomäki 2007). Klooridioksidi on voimakas hapetin ja sen avulla voidaan parantaa veden hajua ja makua, sekä poistaa rautaa ja mangaania (LeChevalier & Au 2004). Klooridioksidilla on hyvä jälkivaikutus verkostossa ja sen teho on riippumaton pH-arvosta (Taulukko 1). Sivutuotteena voi kuitenkin muodostua kloriittia ja kloraattia. Nämä yhdisteet ovat haitallisia ihmiselle, koska niiden hapetuskyky voi vahingoittaa punasoluja (Vesilaitosyhdistys 2014).

Klooridioksidi reagoi seuraavalla tavalla:



Klooridioksidin valmistus tapahtuu useimmiten yhdistämällä natriumkloriittia ja kloorikaasua (reaktio 11), jolloin muodostuu klooridioksidia ClO_2 ja natriumkloridia NaCl . Klooridioksidin hajoamisreaktiossa (reaktio 12) se hajoaa kloridi-ioniksi Cl^- ja okso-ioniksi O^{2-} (Vesilaitosyhdistys 2014).

2.4.7 UV-desinfiointi

Ultraviolettilin käyttö desinfioinnissa on lisännyt suosiotaan talousveden desinfioinnissa, sillä se tehoaa moniin eri taudinaiheuttajiin, eikä muodosta haitallisia desinfioinnin sivutuotteita (Martin & Gehr 2007). UV-valon kyky tuhota taudinaiheuttajia perustuu sen aiheuttamiin DNA:n ja RNA:n vaurioihin. (Beck ym 2017). Eräät bakteerit kuitenkin kykenevät korjaamaan UV-säteilyn aiheuttamat vauriot, mikä voi johtaa niiden uudelleen aktivoitumiseen ”fotoreaktivaatioon” myöhemmin verkostossa. Fotoreaktivaation lisäksi on olemassa myös pimeäreaktioita, joissa vaurioitunut DNA korvataan uusilla ehjillä nukleotideilla ilman valoenergiaa (Martin & Gehr 2007). UV-säteily ei siis yksin riitä veden desinfiointiin vaan vaatii rinnalleen jonkin kemikaalin jälkivaikutuksen varmistamiseksi talousvesiverkostossa (Lyon ym. 2012).

Talousveden desinfiointiin käytetään pääasiassa kahta erilaista UV-järjestelmää, jotka ovat monokromaattinen matalapaine UV-laite ja polykromaattinen keskipaine UV-laite. Monokromaattinen matalapaine-UV tuottaa valoa ainoastaan yhdellä tietyllä aallonpituudella (254 nm), kun taas polykromaattinen keskipaine UV-laite tuottaa valoa usealla eri aallonpituudella UV-A, -B, -C ja näkyvän valon alueella. UV-valolla tapahtuvan desinfioinnin onnistumiseen vaikuttavat desinfioitavan veden laatu, käytetty aallonpituus ja säteilyannoksen suuruus (Choi & Choi 2010). Taulukosta 1 huomataan, että UV-valon desinfiointiteho on erinomainen, riippumaton pH:sta ja ainoana mahdollisena sivutuotteena on keskipainelamppujen käytössä muodostuva nitriitti. UV-desinfioinnin jälkivaikutus verkostossa on kuitenkin huono.

2.4.8 Otsonointi

Otsoni on tehokas desinfiointiaine, eikä sen tehokkuus ole riippuvainen veden pH-arvosta (Taulukko 1). Myöskään ammoniakilla ei ole vaikutusta otsonin desinfiointitehoon (Driedger ym. 2001) Otsonin käyttö on kuitenkin kloorausta kalliimpaa, eikä sillä ole jälkivaikutusta verkostossa. Otsonilla desinfiointiin yhdistetäänkin joskus loppuvaiheen klooraus, jolla turvataan kloorin jälkivaikutus verkostossa (Bitton 2014).

2.4.9 Desinfiointin sivutuotteet

Desinfiointin sivutuotteet muodostuvat desinfiointiaineiden reagoitessa vedessä esiintyvän orgaanisen materiaalin, ihmisperäisten saasteiden, bromidin tai jodidin kanssa talousveden valmistuksen aikana. Muodostuvia sivutuotteita ovat esimerkiksi trihalometaanit ja halogenoidut etikkahapot. Monet näistä desinfiointin sivutuotteista ovat ihmiselle haitallisia ja voivat aiheuttaa syöpää (Richardson ym. 2007). Sivutuotteita muodostuu erityisesti kloorauksessa, mutta esimerkiksi Aljundin (2011) mukaan myös otsonoinnissa voi syntyä sivutuotteena terveydelle haitallista bromaattia, mikäli desinfiointi vesi sisältää bromidia. Bromaatti luokitellaan ihmiselle syöpävaaralliseksi aineeksi. Guilhermen ym. (2015) mukaan desinfiointin sivutuotteita on laaja kirjo koostuen lukuisista eri kemikaaleista ja niiden pitoisuuksien valvonta vaihtelee eri maiden väleillä. Erityisesti trihalometaanit ja haloetikkahapot valvotaan monissa maissa, mutta suurinta osaa desinfiointin sivutuotteista ei valvota. Richardsonin ym. (2007) mukaan eräät valvomattomista sivutuotteista ovat jopa genotoksisempia, kuin valvonnan alla olevat.

2.5 PUTKIMATERIAALIT

Talovesiverkoston ja kiinteistöjen vesiputket voidaan rakentaa erilaisista putkimateriaaleista (Inkinen ym. 2014). Veden jakeluverkostossa käytettäviä materiaaleja ovat esimerkiksi valurauta, ruostumaton teräs, betoni ja erilaiset muovit (Bitton 2014). Kiinteistöissä vesiputkien materiaaleina käytetään sekä sinkittyä- ja ruostumatonta terästä, kuparia, messinkiä ja erilaisia muoveja. Muita metalleja, kuten esimerkiksi alumiinia ja pronssia, käytetään pääasiassa verkoston hanoissa, liitoksissa, venttiileissä ja vesimittarien rungoissa (Kekki ym. 2007). Putkissa kiertävä vesi ja putkimateriaalit ovat vuorovaikutuksessa keskenään. Näihin kahteen kytköksissä olevia tekijöitä ovat raakaveden laatu ja sen käsittely, verkoston hydrauliset ja sen ulkopuoliset olosuhteet, sekä materiaalin tuotanto, kuljetus ja asennus (Kekki ym. 2007). Putket joutuvat olemaan kosketuksissa niin kuuman kuin kylmänkin veden kanssa, mikä voi johtaa aineiden liukenemiseen, korroosioon, materiaalin kulumiseen ja biofilmien muodostumiseen (Inkinen ym. 2014). Eri metallien liukeneminen putkien liitoskohdista on myös mahdollista. Nämä veteen liukenevat metallit voivat olla ihmiselle haitallisia suurina pitoisuuksina (Inkinen ym. 2014) Esimerkki tällaisesta metallista on lyijy, joka on erityisen haitallista pienille lapsille ja raskaana oleville naisille (CHER 2011).

Metalliputkien syöpyminen, eli korroosio voi heikentää veden laatua (Luntamo & Ahonen 2007). Yleisellä korroosiolla tarkoitetaan tilannetta, jossa metallin syöpyminen on tasaista. Tässä tapauksessa metalleja voi liueta veteen ihmiselle haitallisia määriä. Paikallinen korroosio puolestaan tarkoittaa metallin syöpmistä pieniltä alueilta, mikä voi johtaa putkien vuotamiseen (Luntamo &

Ahonen 2007). Seosmetalliputkien kohdalla voi tapahtua myös selektiivistä liukenemista, jolloin jokin seoksen osa liukenee muuta metallia nopeammin. Esimerkki tällaisesta tilanteesta on sinkin liukeneminen messinkiputkesta (Kekki ym. 2007). Metallien syöymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat veden pH, liuenneen hapen ja suolojen määrä, alkaliteetti ja veden kovuus (Luntamo & Ahonen 2007). Korroosion nopeuteen vaikuttaa voimakkaasti myös veteen liuenneen hiilidioksidin määrä. Neutraaleissa olosuhteissa hiilidioksidi esiintyy lähinnä bikarbonaattina, kun taas alkalisissa olosuhteissa karbonaateina. Happamissa oloissa hiilidioksidi esiintyy pääosin vapaana hiilihappona, joka lisää veden syövyttävyyttä (Kekki ym. 2007). Veden pH:n ollessa neutraali syöpyminen perustuu riittävän suureen liukoisen hapen määrään. Alkaliteetti ja veden kovuus puolestaan voivat hillitä putkissa tapahtuvaa korroosiota muodostamalla putkien sisäpinnoille suojaavan kerrostuman (Luntamo & Ahonen 2007).

Veden laatuun vaikuttavien aineiden liukeneminen ei rajoitu ainoastaan metalliputkiin, vaan niitä voi myös liueta sementtipohjaisista ja orgaanisista materiaaleista. Orgaanisia materiaaleja ovat esimerkiksi erilaiset muovit ja kumi. Sementtipohjaisille putkimateriaaleille aineiden liukenemisen kannalta haitallisinta on hapan ja pehmeä vesi, jolla on alhainen alkaliteetti (Luntamo & Ahonen 2007). Liukeneminen on betoniputkissa voimakkainta heti asennuksen jälkeen ja se heikkenee ajan kuluessa (Kekki ym. 2007). Muoviputkissa ongelmana ovat lisäaineiden liukeneminen. Lisäaineet eivät yleensä ole sitoutuneena muovin polymeerirakenteeseen, minkä seurauksena ne liukenevat helpommin muovin perusrakenteeseen verrattuna (Luntamo & Ahonen 2007). Muoviputket eivät metallien tavoin kärsi korroosiosta, mutta myös niissä voi esiintyä materiaalin vanhenemista, mikä heikentää niiden rakennetta (Kekki ym. 2007). Muoviputkista voi myös liueta veteen haisevia orgaanisia yhdisteitä, jotka voivat heikentää veden esteettistä laatua (Bitton 2014).

Biofilmit, eli mikrobeista koostuvat kerrostumat, muodostuvat putkistojen sisäpinnoille mikrobitoiminnan seurauksena (Luntamo & Ahonen 2007). Biofilmikerrostumien paksuus voi vaihdella mikrometreistä jopa millimetreihin asti (Kekki ym. 2007). Biofilmeissä esiintyvät bakteerit eivät yleensä muodosta terveysriskiä ihmisille, mutta ne voivat myös toimia taudinaiheuttajien lähteinä. Biofilmien tarjoama suoja voi tällöin estää desinfiointiainetta tuhoamasta taudinaiheuttajia. Biofilmeissä esiintyvät mikrobit saavat ravinteensa kiinnittymisalustansa materiaalista, sekä virtaavasta vedestä. Materiaalin vaikutus mikrobien kasvuun voi olla joko hillitsevä tai tehostava. Myös putken sisäpinnan rakenteella on merkitystä biofilmien kasvuun (Luntamo & Ahonen 2007). Esimerkiksi Chang ym. (2003) havaitsivat biofilmien kasvun olevan suurempaa karkeammilla materiaaleilla, kuten valurauta, betoni ja galvanoitu teräs verrattuna polyvinyylikloridista valmistettuun muoviputkeen.

Putkimateriaaleilla voi olla myös vaikutusta talousvesiverkoston biofilmien bakteerikoostumukseen. Esimerkiksi gram-negatiivisia bakteereja havaittiin enemmän kupariputkien biofilmeissä verrattuna polyeteenistä valmistettuun muoviputkeen (Lehtola ym. 2004). Lehtolan ym. (2004) tekemässä tutkimuksessa havaittiin lisäksi, että virusmaisten partikkeleiden määrä oli alhaisempi kupariputkien biofilmeissä ja ulostulevassa vedessä verrattuna polyeteenistä valmistettuihin muoviputkiin. Norton & LeChevallier (2000) havaitsivat tutkimuksessaan, että PVC-muoviputkissa *Stenotrophomonas* ja *Nocardia* muodostivat valtaosan mikrobeista, kun taas vastaavan käsittelyn rautaputkissa lajisto oli monipuolisempi ja enemmistön mikrobeista muodostivat *Nocardia*, *Acidovorax*, *Xanthobacter*, *Pseudomonas* ja *Stenotrophomonas*. Wangin ym. (2014) tutkimuksessa, joissa vertailtavina putkimateriaaleina olivat PVC-muovi, rauta ja sementti, putkimateriaalin havaittiin muokkaavan bakteeriyhteisöjen rakennetta sekä kloori- että klooriamiinidesinfioiduissa putkissa. Wangin ym. (2014) mukaan erityisesti raudan kohdalla kemiallinen ja biologinen korroosio voivat johtaa alhaisempaan desinfiointijäännökseen, sekä pienempään liunneen hapen määrään.

Biofilmien kasvua verkostossa voivat edesauttaa erityisesti muoviputkista irtoavat ravinteet, kuten mikrobeille saatavilla oleva fosfori (MAP) (Lehtola ym. 2004) ja hiili (AOC) (Bucheli-Witschel ym. 2012) Suomessa vesi on yleensä hiilirikasta ja mikrobien kasvua rajoittavana tekijänä toimii pääasiallisesti niille käyttökelpoisen fosforin määrä (Miettinen ym. 1997). Lehtolan ym. (2004) tutkimuksessa havaittiin PE-putkista irtoavan merkittäviä määriä fosforia, mikä nosti veden MAP-pitoisuutta sekä kokonaisfosforin määrää. Myös virtausnopeuden kasvattamisen on havaittu lisäävän bakteerien määrää putkien sisäpinnoilla olevissa biofilmeissä (Lehtola ym. 2006). Putkimateriaalin vaikutus biofilmien kasvuun havaitaan usein parhaiten alkuvaiheessa. Kupariputkien on alkuun havaittu hillitsevän biofilmien muodostumisnopeutta muoviputkiin verrattuna, mutta pitemmällä aikavälillä kyseinen ero materiaalien välillä pienenee (Lehtola ym. 2004). Kuparin mikrobien kasvua hillitsevä vaikutus perustuu sen toksisuuteen mikro-organismeille (Bitton 2014).

2.6 TALOUSVESIVERKOSTOJEN MIKROBIT

Talousvesiverkoston mikrobikirjo on erittäin laaja, eikä merkittävää osaa kyetä havaitsemaan, saati tunnistamaan. Mikrobipitoisuudet vaihtelevat erilaisten vesien välillä ja esimerkiksi jäteveden saastuttamat pintavedet sisältävät selvästi puhtaita vesiä enemmän mikrobeja. Vesimikrobiologiassa käytetyt menetelmät suosivat usein mikrobeja, jotka kasvavat hyvin ravinnerikkailta kasvualustoilla, tällöin kuitenkin suuri määrä mikrobeja jää kokonaan havaitsematta. Tehokkaammin mikrobit pystytään havaitsemaan käyttämällä alhaisen ravinnepitoisuuden R2A-agaria, jolloin

viljelymenetelmilläkin pystytään havaitsemaan laajempi kirjo mikrobeja. Inkubaatioajan tulee tällöin kuitenkin olla pitempi (Fricker 2003).

Tavallisesti mikrobit kasvavat talousvesiverkoston vedessä ja putkien sisäpinnoilla biofilmeihin kiinnittyneinä. Suurin osa verkoston mikrobeista ei ole ihmiselle haitallisia, mutta talousvedessä voi myös esiintyä opportunistisia patogeenejä (Bartram ym. 2003), jotka ovat erityisesti riskiryhmille vaarallisia taudinaiheuttajia (Pruden ym. 2013). Opportunistiset patogeenit voivat kuitenkin joissain tilanteissa aiheuttaa myös täysin terveen henkilön sairastumisen (Pruden ym. 2013). Opportunistisiin patogeeneihin kuuluvat esimerkiksi *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium*, *Pseudomonas aeruginosa* ja *Acanthamoeba spp.* (Pruden ym. 2013).

Mikrobiaktiivisuuden rajoittaminen talousvesiverkostoissa on ensiarvoisen tärkeää ongelmien estämiseksi. Näitä ongelmia ovat esimerkiksi veden laadun heikkeneminen, mikrobien aiheuttamat vesivälitteiset taudit ja verkoston tekniset ongelmat. Mikrobien menestyminen verkostossa on paljolti riippuvainen energianlähteestä, joka voi olla peräisin vedestä (Bartram ym. 2003) tai esimerkiksi putkimateriaalista (Lehtola ym. 2004). Myös verkostoihin keräytyneet sedimentit voivat tehostaa mikrobien kasvua verkostossa (Fricker 2003). Bartramin ym. (2003) mukaan talousvesiverkoston mikrobiaktiivisuutta voidaan rajoittaa valitsemalla verkostoihin biologisesti stabiileja materiaaleja, jotka eivät reagoi helposti. Vesilaitoksilta lähtevän veden tulisi olla biologisesti stabiilia ja riittävän desinfiointijännöksen tulisi kattaa koko jakeluverkko. Lisäksi verkosto tulisi suunnitella siten, ettei vesi jäisi seisomaan pitkiä aikoja aiheuttaen sedimentoitumista. (Bartram ym. 2003, van der Kooij 2003).

2.6.1 Biofilmit

Biofilmillä tarkoitetaan mikrobien pinnoille muodostamaa kerrostumaa (Karatan & Watnick 2009). Suurimmassa osassa biofilmejä mikrobit muodostavat vain noin 10 % koko biofilmin kuivamassasta. Loput 90 % koostuu solunulkoisesta matriksista (EPS, extracellular polymeric substance), joka on pääosin mikrobien itsensä tuottamaa. Se koostuu pääosin polysakkarideista, proteiineista, nukleiinihapoista ja lipideistä muodostaen mikrobien välittömän ympäristön. EPS:n tehtävänä on turvata biofilmin mekaaninen kestävyys pitämällä biofilmin koossa ja mahdollistamalla sen kiinnittyminen pintoihin. EPS toimii myös mikrobien ulkoisena ravinnonsulattajana, pitämällä solunulkoiset entsyymit lähellä soluja, mikä mahdollistaa niiden kyvyn hajottaa kiinteitä, liuennaita ja kolloidisia polymeerejä, joita mikrobit voivat edelleen hyödyntää ravinteina ja energian lähteenä (Flemming & Wingender 2010).

Solunulkoisella matriksilla on olemassa muitakin tarkoituksia. Se sitoo solut paikoilleen pitäen ne hyvin lähellä toisiaan. Tämä mahdollistaa solujen välisen viestinnän. EPS toimii biofilmin kierrätyskeskuksena pitämällä hajonneiden solujen sisällön saatavilla ja tarvittaessa myös vararavinnon lähteenä, lisäksi se tarjoaa myös suojaa soluille. Ekologiselta kannalta tarkasteltuna EPS:ssä tapahtuva mikrobipopulaatioiden välinen yhteistyö ja kilpailu johtavat jatkuvaan sopeutumisen muutoksiin populaatioissa (Flemming & Wingender 2010). Xavierin & Fosterin (2007) mukaan biofilmi ei hyödytä kaikkia osapuolia samalla tavalla ja esimerkiksi polymeerejä tuottavat mikrobit menestyvät niiden kustannuksella, jotka eivät tuota polymeerejä.

3. TYÖN TAVOITTEET

Tämän tutkimus tehtiin pilot-mittakaavan talousvesiverkostossa tarkoituksena tutkia putkimateriaalin ja desinfioinnin vaikutusta talousvesiverkoston veden ja biofilmien fysikaalis-kemialliseen laatuun ja mikrobiologiaan. Fysikaalis-kemiallista laatua tutkittiin mittaamalla lämpötila, pH, sähkönjohtavuus, absorbanssi kahdella eri aallonpituudella (254 nm ja 420 nm) sekä kloori-, kupari- ja rautapitoisuus. Mikrobiologisen laadun selvittämiseksi määritettiin heterotrofinen pesäkelukumäärä, mikrobien kokonaislukumäärä ja ATP-pitoisuus. Aktiivisten mikrobiyhteisöjen rakennetta tarkasteltiin RNA sekvensoinnin avulla. Työn yksityiskohtaisena tarkoituksena oli selvittää:

- Eroavatko putkimateriaalit kupari ja ristisilloitettu polyeteeni (PEX) vaikutuksiltaan veden ja biofilmien fysikaalis-kemialliseen laatuun ja mikrobiologiaan.
- Eroavatko desinfiointiaineet natriumhypokloriitti ja klooriamiini vaikutuksiltaan veden ja biofilmien fysikaalis-kemialliseen laatuun ja mikrobiologiaan.

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1 KOEVERKOSTO

Koeverkosto rakennettiin Savonia-ammattikorkeakoulun ja Itä-Suomen yliopiston yhteiseen vesilaboratorioon. Verkostossa oli putkilinjastoja kaikkiaan 4 kpl koostuen kahdesta kuparilinjastosta (hehkutettu kupari) ja kahdesta PEX-linjastosta (ristisilloitettu polyeteeni) (*Kuva 1*). Tutkimuksessa käytetyt desinfiointiaineet olivat natriumhypokloriitti ja klooriamiini. Tällöin tutkimuksessa oli kupari- ja PEX-linja natriumhypokloriittikäsittelyllä ja kupari- ja PEX-linja klooriamiinikäsittelyllä. Tutkimuksessa käytetty raakavesi tuli Savonia-ammattikorkeakoulun pilot-pintavesilaitoksesta, jossa pintavesi käy läpi pikasekoituksen, kolmivaiheisen flokkauksen, flotaation, pikahiekkasuodatuksen ja pH:n säädön (Savonia-ammattikorkeakoulu, ympäristötekniikan opetus ja tutkimus 2019) ennen veden saapumista koeverkostoon. Pikasekoituksena käytettiin saostuskemikaalina ferrisulfaattia (PIX 322, Kemwater) ja pikahiekkasuodatuksessa käytettiin kaksoiskerrosrakenteena antrasiittia ja kvartsihiekkää.

Desinfiointiaineiden syöttö koeverkostoon tapahtui erillisistä kanistereista säädettävillä SMART digital -annostelupumpuilla (Grundfors, Tanska). Kokeen ensimmäisen 13 vrk:n aikana pumppujen virtaama oli 20-30 ml/h ja sen jälkeen 40 ml/h. Kanistereita oli kaikkiaan kolme, joista yksi sisälsi laimennettua ammoniakivettä (0,01 %) ja kaksi laimennettua natriumhypokloriittiliuosta (0,03 %). Kanistereihin vaihdettiin kahden viikon välein uudet laimennetut ammoniakkivesi- ja natriumhypokloriittiliuokset. Ensimmäisestä natriumhypokloriittikanisterista syötettiin desinfiointiainetta yhteen kuparilinjaan ja yhteen PEX-linjaan. Toisesta natriumhypokloriittikanisterista syötettiin desinfiointiainetta yhtä suurella virtaamalla ammoniakkiveden kanssa yhteen kuparilinjaan ja yhteen PEX-linjaan, jolloin muodostui klooriamiinia. Kunkin linjaston alussa oli 50 m pituinen putkikieppi, jonka jälkeen oli asennettu 38 kpl biofilmikeräimiä. Biofilmikeräimet koostuivat putkenpätkästä, jonka molempiin päihin oli kiinnitetty palloventtiili. Kutakin keräintä yhdisti lisäksi 7 cm:n mittainen välikappale. Keräimet olivat 15 cm pitkiä ja sisähalkaisijaltaan 10 mm tilavuuden ollessa noin 12 ml. Yhden linjan pituus oli 50 m (putkikieppi) + 38 * 0,15 m (biofilmikeräimet), jolloin kokonaispituudeksi tuli 55,7 m lukuun ottamatta palloventtiileitä ja välikappaleita. Palloventtiileiden jälkeen linjoihin asennettiin rotametrit, joiden avulla virtaamat säädettiin arvoon 250 ml/min, joka vastasi virtausnopeutta 0,053 m/s. Virtaamia seurattiin säännöllisesti ja säädettiin tarvittaessa, sekä aina jokaisen näytteenottokerran yhteydessä. Rotametreistä vedet johdettiin letkuilla purkuputken kautta viemäriin. Reynoldsin luvuksi muodostui 525 käyttämällä Kaavaa 1 ja 20 °C:ta vastaavaa kinemaattisen viskositeetin arvoa

$1,01 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Reynoldsin luku alitti turbulenttiselle virtaukselle asetetun raja-arvon 2300, joten virtaus oli laminaarista (Karttunen & Tuhkanen. 2003).

$$R_e = \frac{D \cdot v}{\nu} \quad (\text{Kaava 1})$$

jossa,

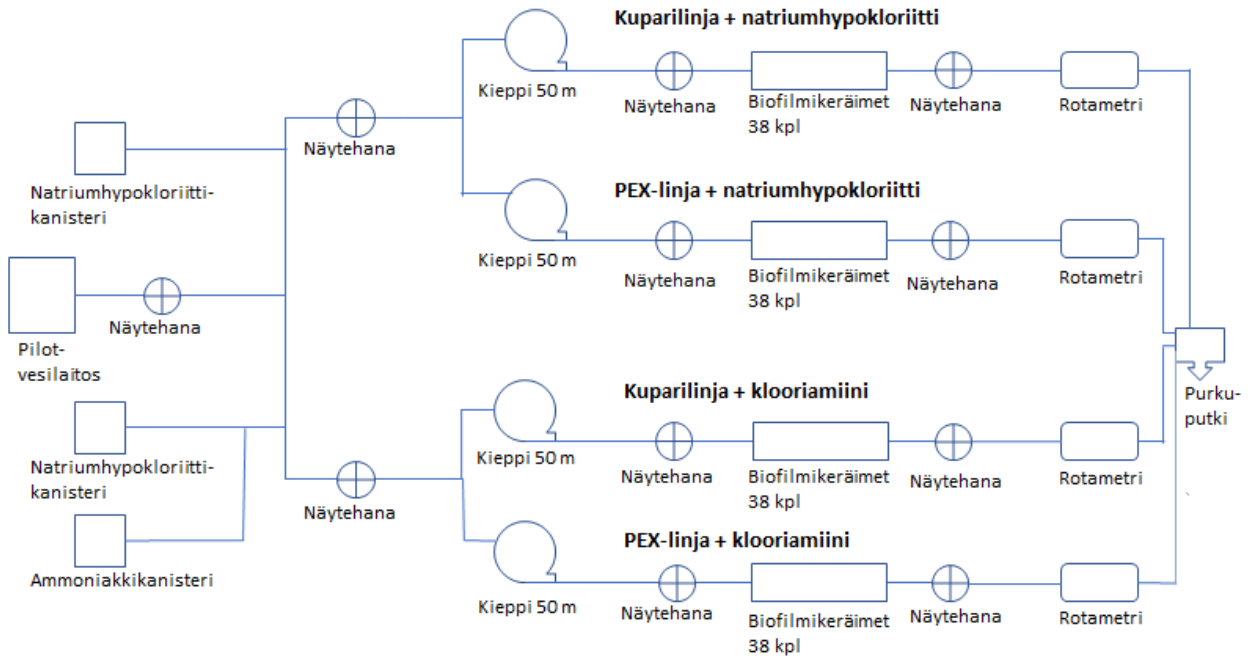
R_e = Reynoldsin luku

D = putken sisähalkaisija (m)

v = virtausnopeus (m/s)

ν = veden kinemaattinen viskositeetti (m^2/s)

Näytehanat asennettiin verkostoon vesinäytteiden ottoa varten. Hanojen sijainnit nähdään *Kuvan 1* kaaviokuvasta. Ensimmäinen verkostoon sisään menevän veden näytehana sijaitsee verkoston alkupäässä pilot-pintavesilaitoksen jälkeen. Tämän jälkeen verkosto haarautui natriumhypokloriittilinjaan ja klooriamiinilinjaan, joissa molemmissa näytehanat oli asennettu desinfiointiaineiden syöttöpisteiden jälkeen. Nämä kaksi linjastoa haarautuivat edelleen, jolloin kummastakin sai alkunsa yksi kuparilinja ja yksi PEX-linja. Kunkin linjan alussa olevien 50 m mittaisten putkikioppien jälkeen oli asennettu näytehanat. Viimeiset näytehanat sijaitsivat kussakin linjassa biofilmikeräimien jälkeen ennen rotametrejä. Ennen tutkimuksen aloittamista verkosto shokkikloorattiin ja huuhdeltiin hyvin deionisoidulla vedellä.



Kuva 1. Kaaviokuva pilot-verkostosta

4.2 NÄYTTEENOTTO

Kokeen yhdeksän ensimmäisen viikon aikana vettä juoksutettiin linjastossa ilman desinfiointia, jolloin biofilmit saivat muodostua verkoston putkien sisäpinnoille. Desinfiointiaineen syöttö verkostoon aloitettiin viikolla yhdeksän ja sitä jatkettiin viikolle 19 asti. Vesi- ja biofilminäytteiden ottaminen aloitettiin viikolla kolme ja sitä jatkettiin kokeen loppuun asti. Näytteet otettiin kerran viikossa lukuun ottamatta desinfiointin aloittamisviikkoa, jolloin näyteitä otettiin kahtena päivänä viikossa ennen desinfiointin aloittamista ja sen aloittamisen jälkeen (Taulukko 2). Tuloksissa esitetyt vesinäytteet otettiin kunkin putkilinjaston ulostulevista näytehanoista ennen rotametrejä, sekä sisään menevän veden näytehanasta heti pilot-vesilaitoksen jälkeen (Kuva 1).

Taulukko 2. Näytteenottokerrat koejakson aikana.

Näytetyyppi	Viikko																			
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9*	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Vesinäytteet				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Biofilminäytteet				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Desinfiointi ei käytössä

Desinfiointi käytössä

* = näytteet otettu kahdesti viikossa

x = näytteenottokerta

Fysikaalisia, kemiallisia ja mikrobiologisia kokeita varten vesinäytteet otettiin 1 litran steriileihin muovipulloihin, joihin oli pipetoitu 1 ml natriumtiosulfaattia (20 mg/l). Natriumtiosulfaatin lisäyksellä varmistettiin kloorin vaikutuksen loppuminen vesinäytteissä. NGS -analyysia (Next-Generation Sequencing) varten vesinäytteet otettiin steriileihin litran muovipulloihin, joihin natriumtiosulfaatti oli lisätty valmiiksi. Klooripitoisuuksien mittausta varten vesinäytteet otettiin happopestyihin hioksellisiin winkler-pulloihin ja klooripitoisuudet mitattiin välittömästi paikan päällä. Näytehanat liekitettiin ja niiden aukaiseminen ja sulkeminen tehtiin varovasti, millä pyrittiin ehkäisemään mahdollisten saostumien putkista irrottavien paineiskujen syntyminen linjastoissa. Vettä juoksutettiin noin 10 sekuntia ennen näytteenottoa ja kustakin näytehanasta tarvittavat näytteet otettiin kerralla kaikkiin pulloihin hanaa välillä sulkematta. Näytevesipullot säilytettiin kylmälaukuissa analysointiin asti.

Biofilminäytteiden ottoa varten sammutettiin ensin desinfiointiainepumput ja suljettiin eri linjojen ensimmäisten biofilmikeräimien palloventtiilit mahdollisimman yhtäaikaaisesti, jolloin virtaus linjastoissa lakkasi. Tämän jälkeen suljettiin linjojen viimeiset palloventtiilit, millä

estettiin veden karkaaminen biofilmikeräinten sisältä. Seuraavaksi irroitettavista keräimistä suljettiin ensimmäiset venttiilit, niiden väliventtiilit ja linjastoon jäävien viimeisten keräimien venttiilit. Kustakin linjastosta irroitettiin loppupäästä lähtien kaksi biofilmikeräintä yhtenä kappaleena mukaan lukien toiseksi viimeisen keräimen välikappale, jolloin verkoston kokonaispituus lyheni niiden pituuden verran. Ulostulevat hanat liitettiin lopuksi linjaston viimeisiin biofilmikeräimiin. Irroitetuista biofilmikeräimistä poistettiin toiseen päätyyn jätetty ylimääräinen välikappale. Irroitettuihin biofilmikeräimiin pipetoitiin kummastakin päästä automaattipipetillä 50 µl natriumtiosulfaattia, (18 mg/l) ilman väliventtiilien aukaisemista, minkä jälkeen päät tiivistettiin kietomalla ne parafilmillä. Tämän jälkeen keräimet pakattiin puhtaisiin muovipusseihin ja siirrettiin kylmälaukkuihin. Lopuksi linjastojen suljetut palloventtiilit aukaistiin käänteisessä järjestyksessä, desinfiointiainepumput käynnistettiin uudelleen ja kunkin linjan virtaama säädettiin uudelleen arvoon 250 ml/min rotametrien avulla.

Biofilmien irrotus keräimistä aloitettiin poistamalla kunkin linjaston keräinpaketin välinen välikappale jakoavaimella, jolloin kutakin linjastoa kohti oli kaksi keräinputkea. Kunkin keräimen pää liekitettiin ja huuhdeltiin steriilillä deionisoidulla vedellä. Tämän jälkeen kustakin keräinparista pipetoitiin suodatinkärjellä varustetulla automaattipipetillä 3 x 1 ml steriiliin lasipulloon. Kuhunkin keräimeen lisättiin 2 lusikallista steriilejä lasihelmiä ja ne asetettiin Vibramax 100 -ravistelijaan (Heidolph, Saksa). Keräimiä ravisteltiin 3 x 5 min 1350 rpm keräimiä taukojen välissä kiertäen. Ravistelun jälkeen kunkin keräimen pää liekitettiin uudelleen ja huuhdeltiin steriilillä deionisoidulla vedellä. Liekitetyn ja huuhdellun pään palloventtiili avattiin ja putken sisältö kaadettiin samaa linjaa vastaavaan steriiliin lasipulloon, johon oli pipetoitu vettä keräimistä edellä mainitulla tavalla. Lopuksi biofilmikeräimet huuhdottiin vastaavan linjan NGS-pullon näytevedellä pipetoimalla niihin 5 ml näytevettä ja kääntelemällä kerääjää. Lopuksi huuhteluvedet kaadettiin vastaavan linjan steriiliin lasipulloon. Yhden keräimen tilavuus oli 12 ml, jolloin suspension kokonaistilavuudeksi tuli 12 ml + 12 ml + 5 ml + 5ml = 34 ml. Ennen biofilmien analysointia näytepullot sonikoitiin 1 min 40 kHz Branson 3510 -sonikaattorissa (Branson Ultrasonics, Yhdysvallat).

4.3 MITATUT PARAMETRIT

4.3.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat

Lämpötila, pH ja sähkönjohtavuus

Veden lämpötila mitattiin näytteenoton yhteydessä Checktemp -lämpömittarilla (Hanna Instruments, Yhdysvallat). Mittaus tehtiin laskemalla näytehanasta vettä dekantterilasiin ja asettamalla lämpömittari lasiin. Samassa yhteydessä mitattiin veden pH ja sähkönjohtavuus Multi 3430i -mittarilla (WTW, Saksa). Mittaukset tehtiin näytehanasta dekantterilasiin otetusta vedestä. Näytteiden välillä anturit pestiin huuhdeltiin deionisoidulla vedellä ja kuivatiin pehmopaperilla.

Sameus ja Absorbanssi

Vesinäytteiden sameus mitattiin Turb555 IR -spektrofotometrillä (WTW, Saksa). Vesinäytteiden absorbanssi mitattiin kahdella eri aallonpituudella, jotka olivat 254 nm ja 420 nm. Mittaukseen käytettiin 1601 UV-spektrofotometria (Shimadzu, Japani).

Kloori

Vapaan kloorin ja kokonaiskloorin mittauksessa käytettiin DR 2800 -spektrofotometriä (Hach, Yhdysvallat). Vapaa kloori mitattiin valmistajan menetelmällä 8021 (määritysrajat 0,02 - 2,00 mg/l). Menetelmä perustuu näytteen sisältämän hypokloorihapon tai hypokloriitti-ionin reaktioon DPD-reagenssin (N,N-dietyyli-p-fenyleenidiamiini) kanssa. Tällöin näytteeseen muodostuu vaaleanpunainen väri, jonka voimakkuus on suoraan suhteessa pitoisuuteen. Kokonaiskloorin määrittämisessä käytettiin valmistajan menetelmää 8167 (määritysrajat 0,02 – 2,00 mg/l). Menetelmässä kokonaiskloori hapettaa jodidin jodiksi. Tämän jälkeen jodi ja vapaa kloori reagoivat DPD-reagenssin kanssa muodostaen punaisen yhdisteen. Sekä vapaan kloorin että kokonaiskloorin mittauksessa käytetty aallonpituus oli 530 nm.

Klooriamiini

Klooriamiinin pitoisuus määritettiin näytteistä Hach DR 2800 -spektrofotometrillä (Hach, Yhdysvallat) käyttämällä valmistajan menetelmää 10200 (määritysrajat 0,04 – 4,50 mg/l). Mittausmenetelmä perustuu näytteessä olevan monoklooriamiinin reaktioon substituoidun fenolin kanssa syanoferraatti-katalyytin läsnäollessa, jolloin muodostuu välituotteena monoiamiini-yhdiste. Välituote liittyy edelleen ylimäärään substituotua fenolia muodostaen

indofenolia, joka saa aikaan vihreän värin näytteeseen. Pitoisuus mitattiin aallonpituudella 655 nm.

Vapaa ammonium

Vapaan ammoniumin pitoisuus määritettiin DR 2800 -spektrofotometrillä (Hach, Yhdysvallat) käyttämällä valmistajan menetelmää 10200 (0,01 - 0,50 mg/l). Menetelmä on sama kuin klooriamiinin mittauksessa, sillä se mahdollistaa klooriamiinin ja vapaan ammoniumin mittauksen näytteestä yhdellä kertaa. Menetelmä perustuu näytteeseen lisätyn hypokloriitin aiheuttamaan värin voimakkuuden muutokseen. Mittauksessa käytettävä aallonpituus on 655 nm.

Kuparipitoisuus

Kuparipitoisuus mitattiin spektrofotometrillä DR 2800 (Hach, Yhdysvallat) käyttämällä valmistajan menetelmää 8506 (määrittäysrajat 0,04 – 5,00). Määrittäys perustuu näytteen sisältämän kuparin ja reagenssissa olevan bikinkoniinihapon suolan välisen kompleksin muodostumiseen. Menetelmän pienin määrittäysraja kuparille on 0,04 mg/l ja mittaus tehdään aallonpituudella 560 nm. Biofilminäytteiden suuren kuparipitoisuuden vuoksi niille tehtiin ennen mittausta laimennos steriiliin deionisoituun veteen suhteessa 1:20, millä saatiin pitoisuudet asettumaan menetelmän ala- ja ylämäärittäysrajojen sisään.

Rautapitoisuus

Näytteiden rautapitoisuuden mittaukseen käytettiin spektrofotometriä DR 2800 (Hach, Yhdysvallat) ja valmistajan menetelmää 8008 (0,02 – 3,00 mg/l). Menetelmän toiminta perustuu sen kykyyn muuttaa kaikki liukoinen rauta ja suurin osa liukenemattomasta raudasta liukoiseksi ferroraudaksi. Ferrorauta reagoi edelleen 1,10-fenantroliinin kanssa saaden aikaan oranssin värin. Menetelmän pienin määrittäysraja on 0,02 mg/l ja mittaus tapahtuu aallonpituudella 510 nm. Biofilminäytteiden suuren rautapitoisuuden vuoksi niille tehtiin ennen mittausta laimennos steriiliin deionisoituun veteen suhteessa 1:20, millä saatiin pitoisuudet asettumaan menetelmän ala- ja ylämäärittäysrajojen sisään.

4.3.2 Mikrobiologiset muuttujat

Heterotrofinen pesäkeluku

Heterotrofinen pesäkelukumäärä määritettiin laimennossarjamenetelmällä pintaviljelynä käyttämällä kasvualustana R2A-agaria. R2A-agarin valmistukseen käytetään 1 litraa laboratoriolaatuista vettä kohden 0,5 g hiivauutetta, 0,5 g proteoosi-peptonia, 0,5 g casaminohappoa, 0,5 g glukoosia, 0,5 g liukoista tärkkelystä, 0,3 g K_2HPO_4 , 0,05 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, 0,3 g pyruvaattia ja 15 g agaria (Reasoner & Geldereich 1985). Maljoja inkuboitii 7 vrk 22 °C lämpötilassa ennen pesäkkeiden lukumäärän laskemista.

Mikrobien kokonaislukumäärä

Mikrobien kokonaislukumäärä määritettiin DAPI-värjäyksellä, joka perustuu Porterin & Feigin (1980) artikkelissa kuvattuun menetelmään. Aluksi näyte suodatettiin läpi suodattimesta, jonka huokoskoko oli 0,2 µm ja halkaisija 25 mm (Whatman, Nuclepore, Yhdysvallat). Tämän jälkeen 0,8 - 1 ml DAPI-liuosta (10 µg/ml) (4,6-diamino-2-fenyyli-indoli dihydrokloridi) (Merck, Saksa) ja 1 ml 0,1 % tilavuusprosenttista Triton X-liuosta (Merck, Saksa) lisättiin suodattimelle. Liuosten annettiin reagoida 15 minuutin ajan, minkä jälkeen värjäytyneet solut laskettiin BX-51TF -epifluoresenssimikroskoopilla (Olympus Co, Japani) 1000x suurennuksella. Mikroskopoinnin suoritti aina sama henkilö, millä pyrittiin minimoimaan solujen laskemisesta syntynyt virhe.

ATP

ATP-pitoisuuden mittausta vesi- ja biofilminäytteistä tehtiin Kikkoman Lumitester C-110-luminometrillä (LuminUltra, Kanada) ja ATP-mittaukseen suunnitellulla ATP Biomass kit HS-sarjalla (BioThema, Ruotsi). Mitattavat näytteet pipetoitiin ensin 1,5 ml eppendorf-putkiin 1,0 ml kutakin näytettä. Biofilminäytteitä tehtiin edelleen laimennokset steriiliin deionisoituun veteen pipetoimalla 100 µl näytevettä ja 900 µl steriiliä deionisoitua vettä, jolloin laimennosuhteeksi tuli 1:10. ATP:n mittausta aloitettiin sekoittamalla ATP Reagent HS (BioThema, Ruotsi) ja Diluent B (BioThema, Ruotsi) pullojen sisällöt keskenään. 3,5 ml putkiin mittausta putkiin (Sarsted, Saksa) pipetoitiin 50 µl Extractant B/S liosta (BioThema, Ruotsi) ja 50 µl näytevettä. Tämän jälkeen putkiin pipetoitiin 300 µl ATP Reagent HS:n ja Diluent B:n yhdistyksessä saatua liuosta. Kukin putki mitattiin yksitellen ensin ilman ATP Standard (BioThema, Ruotsi) lisäystä ja sitten pipetoimalla putkeen 10 µl ATP Standard -liuosta.

Biofilminäytteiden laimennokseen käytetyn steriilin deionisoidun veden ATP pitoisuus mitattiin jokaisen mittauskerran yhteydessä kuten näytteet edellä.

Mittauksessa saadut tulokset olivat muotoa RLU (relative light unit), joten ne vaativat jatkokäsittelyä. Aluksi tulokset laskettiin yksikössä pmol ATP:tä jakamalla mittaustulos ilman standardia standardin lisäyksen jälkeisen tuloksen ja ilman standardia saadun tuloksen erotuksella. Tämän jälkeen tulos jaettiin näyteveden tilavuudella 50 µl eli 0,05 ml, jolloin tulokset saatiin muotoon pmol/ml Kaavan 2. mukaisesti.

$$\frac{\frac{\text{tulos ilman standardia (RLU)}}{(\text{tulos standardin kanssa (RLU)} - \text{tulos ilman standardia (RLU)})}}{\text{näytetilavuus (ml)}} \quad (\text{Kaava 2})$$

Biofilminäytteiden kohdalla huomioitiin 1:10 laimennus, jolloin niiden tulokset kerrottiin edelleen luvulla 10. Biofilmitulokset muutettiin edelleen muotoon pmol ATP/cm² Kaavan 3. avulla.

$$\left(\frac{\text{ATP}}{\text{cm}^2}\right) = \frac{(C(\text{biofilmi}) * V(\text{biofilmi})) - (C(\text{vesi}) * V(\text{vesi}))}{(2 * A(\text{putkikeräin}))} \quad (\text{Kaava 3})$$

jossa,

C(biofilmi) = ATP mittaustulos (pmol/ml) – laimennosveden ATP mittaustulos (pmol/ml)

V(biofilmi) = kahden biofilmikeräimen yhteenlaskettu nestetilavuus (ml) + huuhteluveden tilavuus (ml=)

C(vesi) = vastaavan linjan ulostulevan veden ATP mittaustulos (pmol/ml)

V(vesi) = kahden biofilmikeräimen yhteenlaskettu nestetilavuus (ml)

A(putkikeräin) = putkikeräimen sisäpinnan pinta-ala (cm²)

Bakteeriyhteisön rakenne

Aktiiviset bakteeriyhteisöt määritettiin uuden sukupolven syväsekvensointimenetelmällä (Next-Generation Sequencing, NGS). Vesinäytteiden tilavuus oli 1 litra ja biofilminäytteiden

27-32 ml. Näyte suodatettiin ensin polyeetterisulfonsuodattimelle huokoskooltaan 0,22 µm (Express Plus Membrane, Merck Millipore, Irlanti) ja pakastettiin syväjäähään -75 °C:een. Nukleiinihapot eristettiin suodattimelta käyttämällä Chemagic DNA plant -kit:iä (Perkin Elmer, Yhdysvallat) valmistajan ohjeen mukaan RNA:ta poistamatta. RNA puhdistettiin nukleiinihapoista TURBO DNA-free™ Kit:illä (TURBO DNase Treatment and Removal Reagents AM1907, Ambion RNA by Life Technologies) ja RNA:sta tuotettiin vastaava cDNA käyttämällä kaupallista tuotetta Invitrogen™ Superscript IV VILO (Thermo Fisher Scientific, Yhdysvallat). cDNA:n 16s-geenit sekvensoitiin alukkeilla 341F-785R (V3-V4 amplicon) (Klindworth ym. 2013) kaupallisessa laboratoriossa Illumina Miseq Amplicon sekvensointijärjestelmällä (Illumina, Yhdysvallat). Sekvensoinnista saaduista geenikirjastoista tunnistettiin aktiiviset bakteeriryhmät ja laskettiin niiden suhteelliset osuudet QIIME -ohjelmalla (Quantitative Insight Into Microbial Ecology).

4.4 TILASTOLLISET MENETELMÄT

Tulosten käsittelyyn käytettiin Microsoft Excel 2013 -ohjelmaa, jolla tulokset taulukoitiin ja jaettiin ryhmiin tilastollisen käsittelyn helpottamiseksi. Tulosten tilastolliseen tarkasteluun käytettiin IBM SPSS 25 -ohjelmaa.

Putkimateriaalin vaikutusta vesi -ja biofilminäytteisiin tarkasteltiin vertailemalla kupariputkia PEX-putkiin Mann-Whitney U-testillä, sillä muuttujat eivät noudattaneet normaalijakaumaa. Mann-Whitney U-testissä mitä pienempi p-arvo on, sitä voimakkaampaa on korrelaatio muuttujien välillä. Materiaalin vaikutusta muuttujiin tutkittiin erikseen sekä ennen että jälkeen desinfiointin aloittamisen.

Desinfiointiaineen vaikutusta vesi -ja biofilminäytteisiin tarkasteltiin myös Mann-Whitney U-testillä vertailemalla natriumhypokloriitti -ja klooriamiinilinjoja keskenään. Muuttujat eivät noudattaneet normaalijakaumaa. Desinfiointi ei ollut käytössä kokeen alussa, minkä vuoksi desinfiointin vaikutusta voitiin tutkia vasta sen aloittamisen jälkeen.

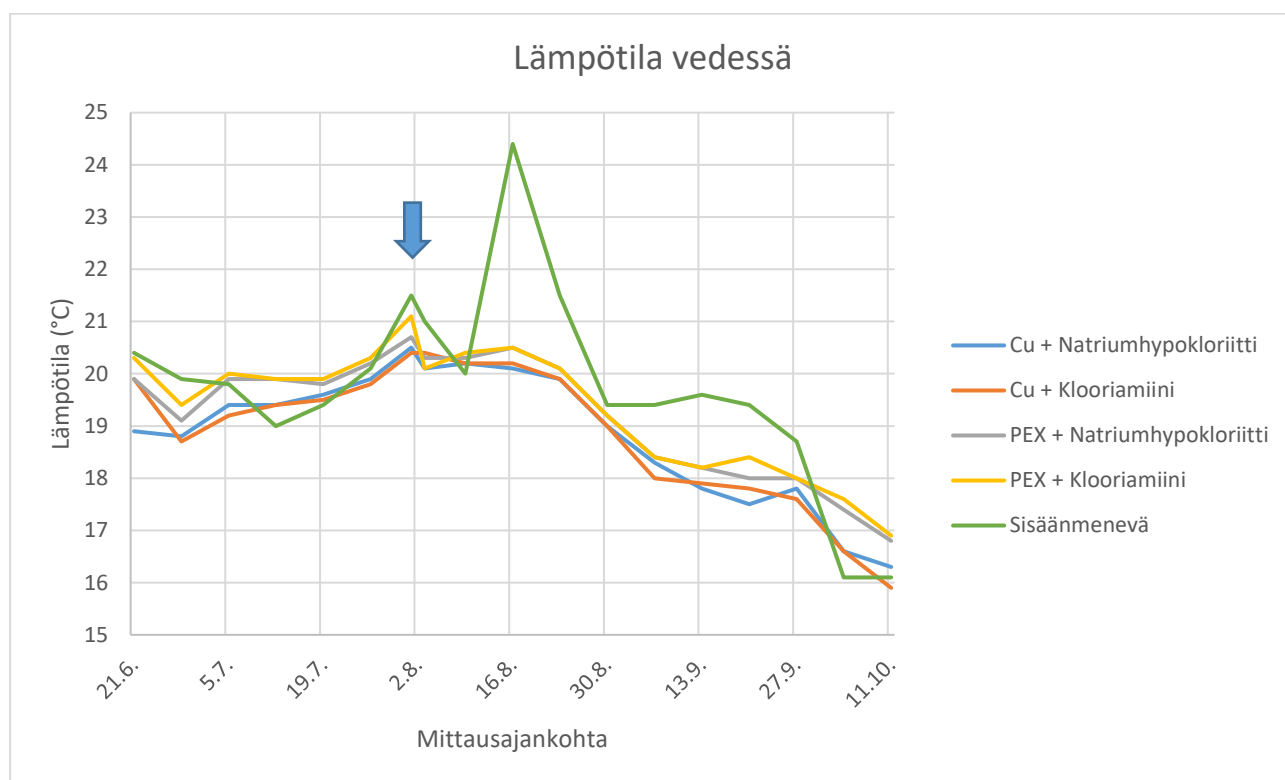
Yksittäisten linjojen välisiä eroja muuttujien suhteet tutkittiin Kruskal-Wallis -testillä, koska muuttujat eivät olleet normaalijakautuneita. Myös Kruskal-Wallis -testissä pienempi p-arvo merkitsee voimakkaampaa korrelaatiota. Yksittäisten linjojen erojen vertailussa tarkasteltiin tilannetta ennen desinfiointia ja desinfiointin aloittamisen jälkeen.

5. TULOKSET

5.1 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET MUUTTUJAT

5.1.1 Lämpötila

Ulostulevien putkilinjojen vesinäytteiden lämpötila kasvoi hieman kesäkuun loppupuolelta elokuun alkuun, minkä jälkeen lämpötilat lähtivät laskuun syyskuukausia kohti mentäessä (Kuva 2). Ennen desinfiointin aloittamista PEX-putkien vesi oli lämpimämpää verrattuna kupariputkiin (p-arvo 0,019). Desinfiointin aloittamisen jälkeen tilastollista eroa materiaalien välillä ei enää havaittu. Myöskään yksittäisten linjojen vesinäytteiden lämpötilat eivät poikenneet toisistaan.

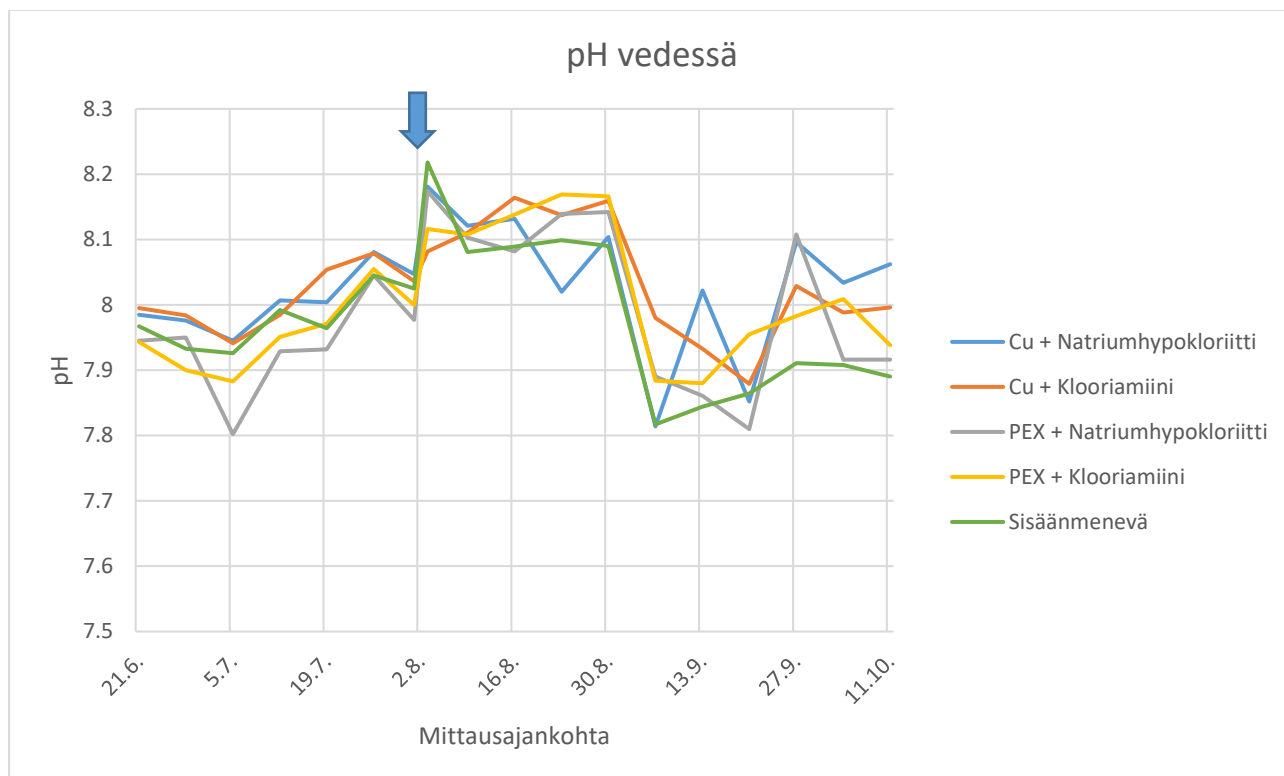


Kuva 2. Lämpötila (°C) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.1.2 pH

Ennen desinfiointia pH nousi hieman kaikissa linjoissa. Desinfiointin aloittamisen jälkeen havaitaan 30.8. selvä lasku kaikkien linjojen pH:ssa (Kuva 3). Sisään menevän veden pH pysyi kokeen keston ajan välillä 7,8-8,2. Tämä oli olennaista klooriamiinidesinfiointin onnistumiselle, sillä klooriamiinia muodostuu parhaiten veden pH:n ollessa välillä 7-8,5

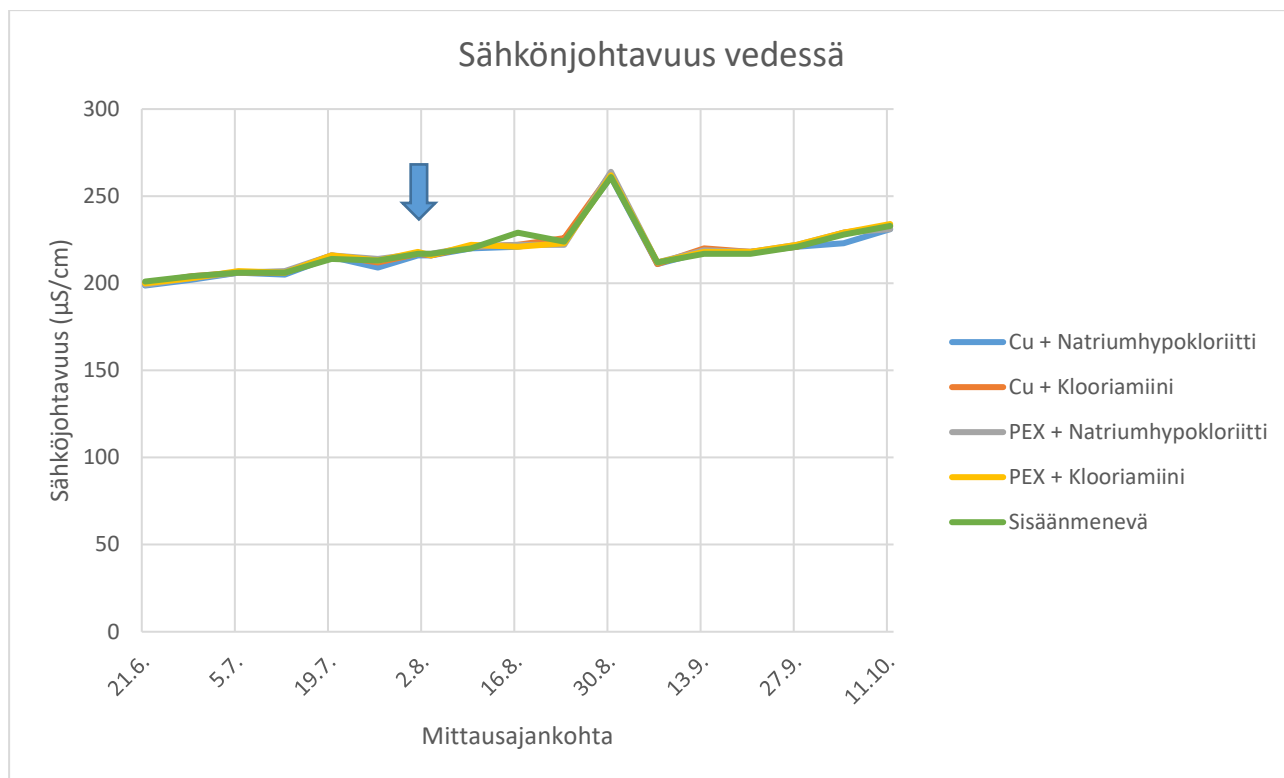
(Vesilaitosyhdistys 2014). Ennen desinfiointin aloittamista PEX-linjojen vesinäytteiden pH oli kuparilinjoja alhaisempi (p-arvo 0,007). Desinfiointin aloittamisen jälkeen materiaalien välillä ei ollut eroa. Desinfointiaineiden välillä ei havaittu eroa, eikä myöskään yksittäisten linjojen vesinäytteiden välillä ennen tai jälkeen desinfiointin.



Kuva 3. pH ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.1.3 Sähkönjohtavuus

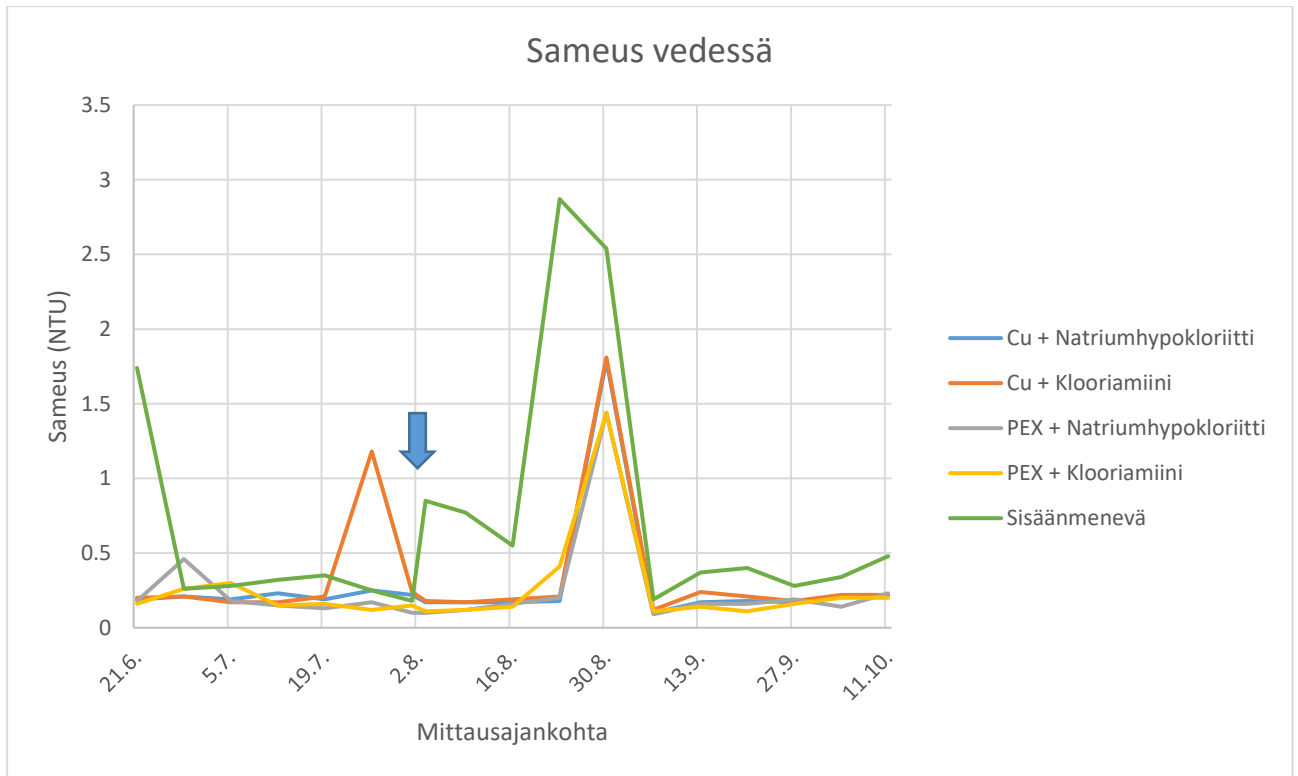
Sähkönjohtavuus vesinäytteissä kasvoi hitaasti kokeen edetessä. Kaikkien linjojen sähkönjohtavuuksissa havaitaan 30.8. selvä nousu (Kuva 4), jolloin pilot-vesilaitoksen saostuksessa oli ongelmia. Putkimateriaalien, eikä myöskään desinfointiaineiden välillä ollut eroa sähkönjohtavuudessa. Eroa ei myöskään havaittu yksittäisten linjojen vesinäytteiden vertailussa keskenään ennen tai jälkeen desinfiointin.



Kuva 4. Sähkönjohtavuus ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfioidin aloittamisajankohdan.

5.1.4 Sameus

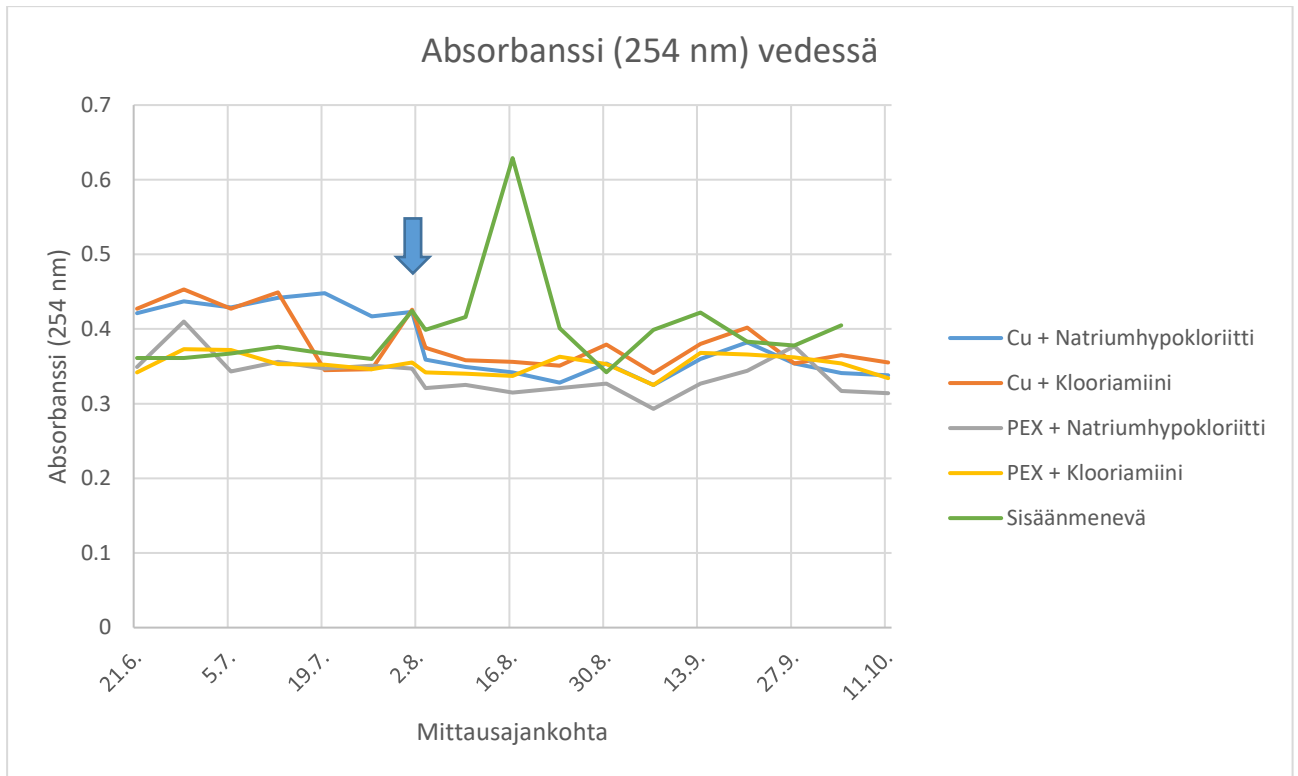
Kuparilinjojen vesinäytteiden sameus oli PEX-linjoja suurempaa (p-arvo 0,012) ennen desinfioidin aloittamista, sekä desinfioidin aloittamisen jälkeen (p-arvo 0,032). Desinfiointiaineet eivät eronneet toisistaan sameuden suhteen. Yksittäisten linjojen vesinäytteiden välillä ei havaittua eroa sameuden suhteen ennen eikä jälkeen desinfioidin. Sisään menevän veden kohdalla havaitaan 30.8. piikki, jolloin pilot-vesilaitoksen saostuksessa ilmeni häiriötä (Kuva 5).



Kuva 5. Sameus (NTU) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.1.5 Absorbanssi (254 nm)

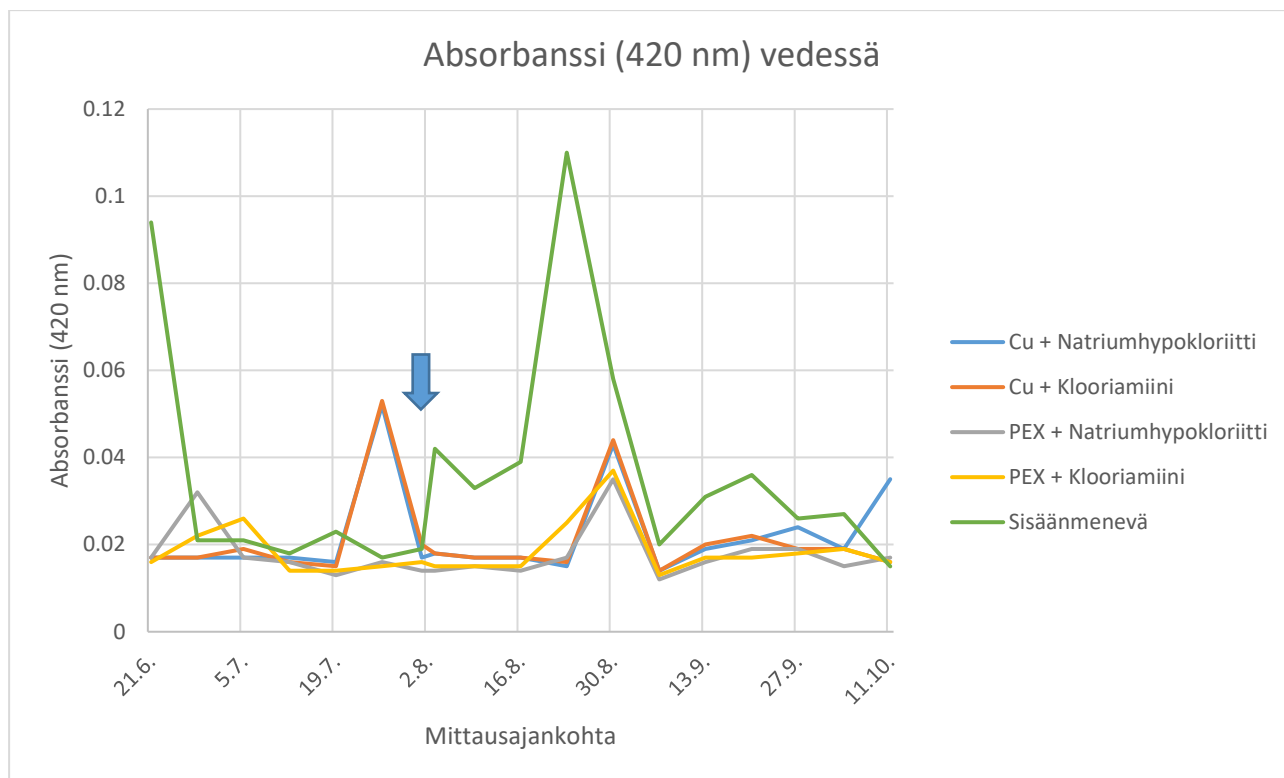
Kupariputkien vesinäytteiden absorbanssi aallonpituudella 254 nm oli suurempi kuin PEX-putkien ennen desinfiointia, sekä myös desinfiointin jälkeen (p-arvo 0,000). Tämä voidaan havaita Kuvasta 6. Yksittäisten linjojen vesinäytteiden vertailussa ennen desinfiointia kupari-natriumhypokloriittilinjan absorbanssi oli suurempaa kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,019) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,036). Vastaavasti desinfiointin jälkeen kupari-klooriamiinilinjan absorbanssi oli suurempi kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,000).



Kuva 6. Absorbanssi ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä mitattuna aallonpituudella 254 nm koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfioinnin aloittamisajankohdan.

5.1.6 Absorbanssi (420 nm)

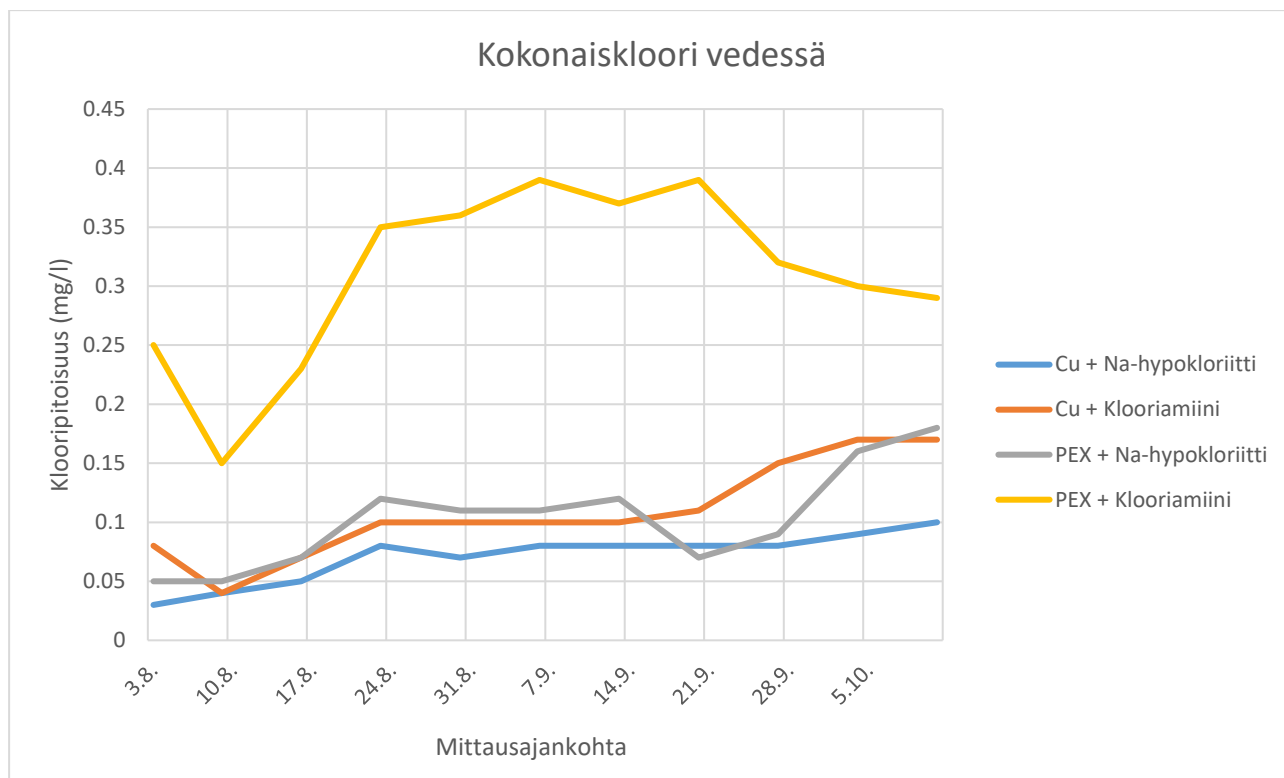
Aallonpituudella 420 nm mitattaessa ei havaittu eroa putkimateriaalien välillä ennen desinfiointia. Desinfiointin aloittamisen jälkeen kupariputkien absorbanssi oli suurempi PEX-putkiin verrattuna (p-arvo 0,047) (Kuva 7). Desinfiointiaineiden välillä eroa ei havaittu. Yksittäisten linjojen vesinäytteiden vertailussa ei havaittu eroa eri linjojen absorbansseissa ennen tai jälkeen desinfiointin aloittamisen.



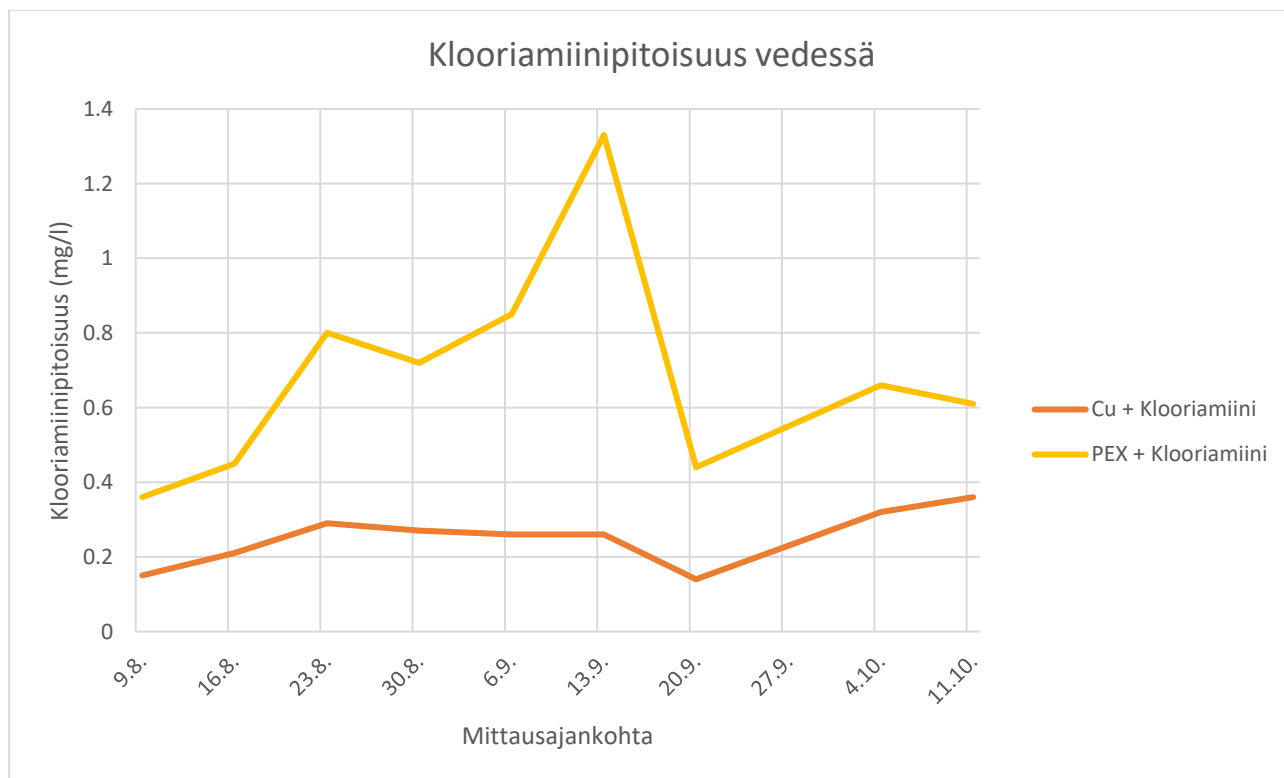
Kuva 7. Absorbanssi ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä mitattuna aallonpituudella 420 nm koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.1.7 Kloori ja klooriamiini

Kokonaiskloorin pitoisuus alkoi nousta ensimmäisen viikon kuluttua desinfiointin aloittamisajankohdasta. Desinfiointi verkostossa aloitettiin viikolla 9, jolloin myös aloitettiin klooripitoisuuksien mittaus linjastoista. Tämä selittää Kuvien 7 ja 8 x-akselin myöhemmän alkamishetken muihin muuttujiin verrattuna. Koko kokeen ajan PEX-klooriamiinilinjasta mitattiin muita linjoja korkeampia kokonaisklooripitoisuuksia (Kuva 8). PEX-klooriamiinilinja erosi muista linjoista seuraavasti: kupari-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,000), kupari-klooriamiini (p-arvo 0,006) ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,003). Klooriamiinin määrä klooriamiinilinjoissa alkoi puolestaan kasvaa välittömästi desinfiointin aloittamisen jälkeen. PEX-klooriamiinilinjasta mitattiin kupari-klooriamiinilinjaa korkeampia klooriamiinipitoisuuksia koko koejakson ajan (p-arvo 0,000) (Kuva 9). Ammoniumpitoisuudet olivat kaikilla näytteenottokerroilla alle 0,3 mg/l, mikä alitti Sosiaali- ja terveysministeriön (STM 2015, STM 2017) asettaman laatuvaatimuksen (0,5 mg/l) ammoniumille. Ammoniumin pitoisuutta mitattiin klooriamiinidesinfiointin onnistumisen seuraamiseksi.



Kuva 8. Kokonaisklooripitoisuus (mg/l) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä desinfiointijakson aikana.

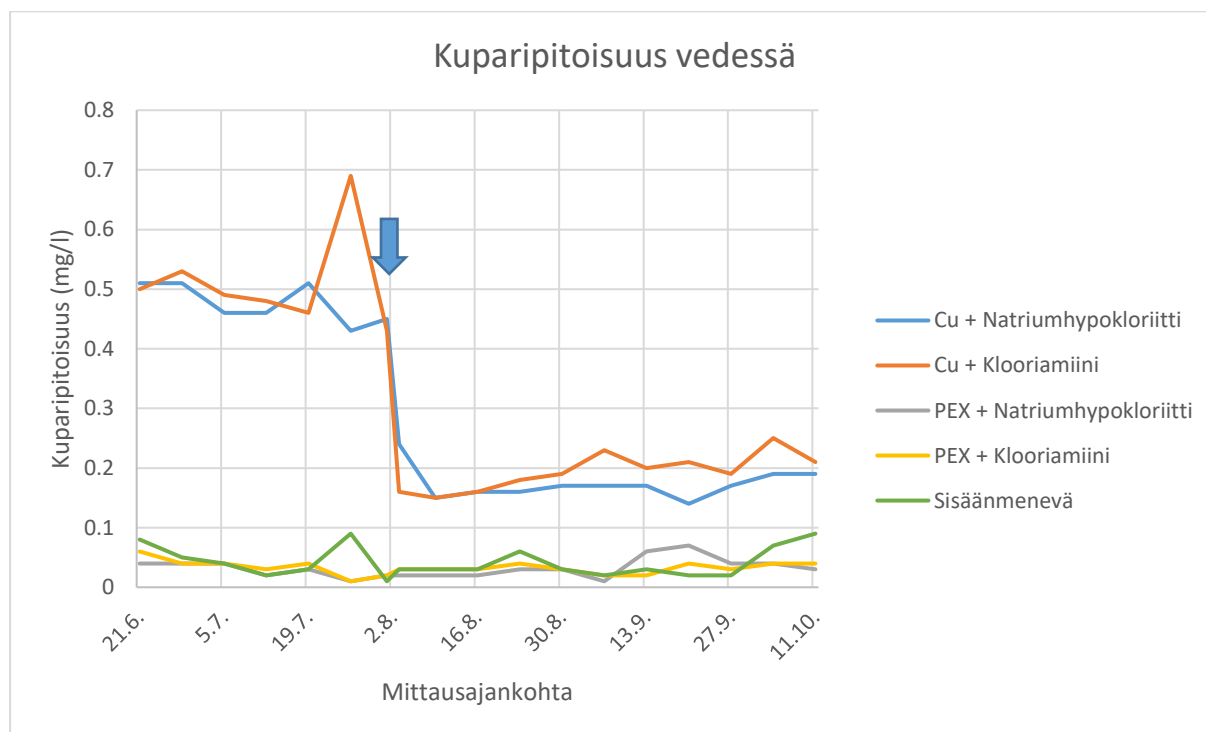


Kuva 9. Klooriamiinipitoisuus (mg/l) klooriamiinilla desinfioitujen putkilinjojen ulostulevissa vesinäytteissä desinfiointijakson aikana.

5.1.8 Kupari

Vesinäytteet

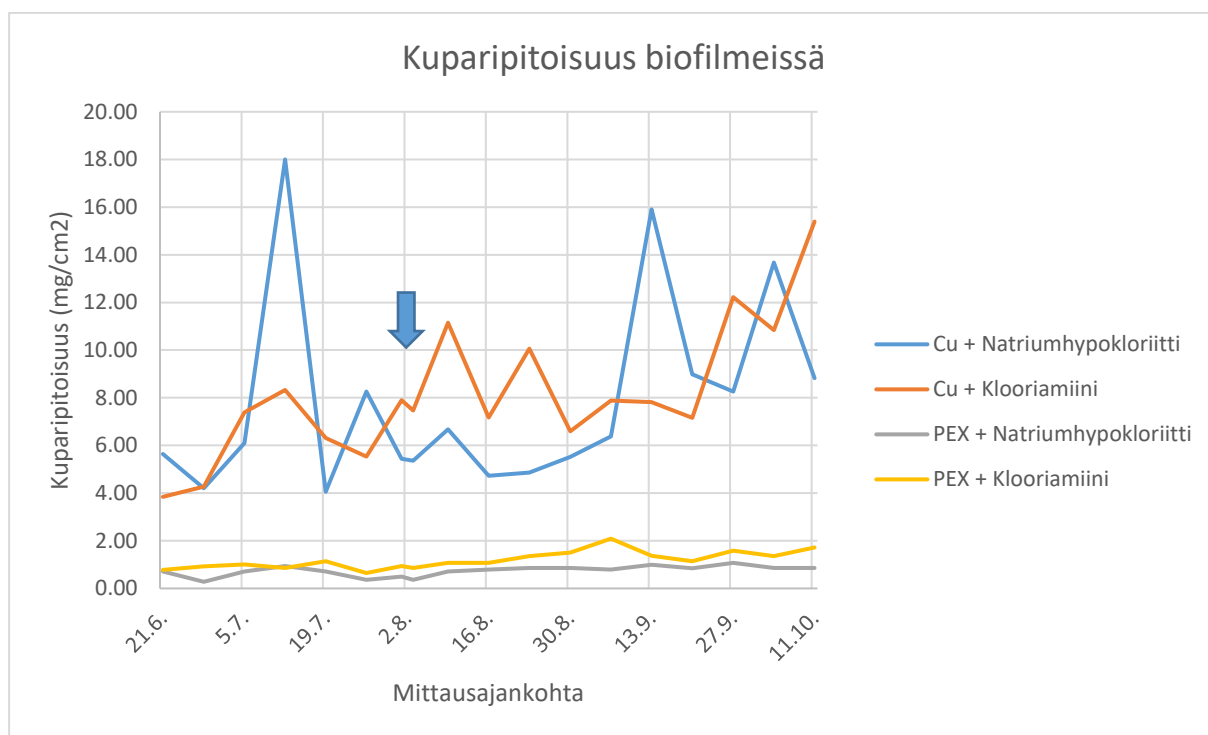
Vesinäytteissä kuparilinjojen kuparipitoisuudet olivat PEX-linjoja suurempia ennen desinfiointia ja desinfiointin jälkeen (ennen desinfiointia p-arvo 0,000 ja desinfiointin jälkeen p-arvo 0,000) (Kuva 10). Yksittäisten linjojen välisten vesinäytteiden tarkastelussa kuparilinjojen kuparipitoisuudet olivat PEX-putkia suurempia sekä ennen että jälkeen desinfiointin. Erot olivat ennen desinfiointia seuraavat: kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,008), kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,024), kupari-klooriamiini ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,002) ja kupari-klooriamiini ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,008). Desinfiointin jälkeen erot olivat seuraavat: kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,001), kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,002), kupari-klooriamiini ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,000) ja kupari-klooriamiini ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,000). Desinfiointiaineiden välillä ei ollut eroa kuparipitoisuuden suhteen desinfiointin aloittamisen jälkeen. Desinfiointin aloittamisen jälkeen nähdään Kuvasta 10 selvä lasku molempien kuparilinjojen kuparipitoisuuksissa.



Kuva 10. Kuparipitoisuus (mg/l) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan

Biofilminäytteet

Biofilminäytteiden kuparipitoisuudet olivat kuparilinjoissa PEX-linjoja suurempia ennen desinfiointia ja desinfiointin aloittamisen jälkeen (ennen desinfiointia p-arvo 0,000 ja desinfiointin aloittamisen jälkeen (p-arvo 0,000) (Kuva 11). Yksittäisten linjojen biofilminäytteiden vertailussa ennen desinfiointia kupari-natriumhypokloriittilinjan kuparipitoisuus oli PEX-natriumhypokloriittilinjaa korkeampi (p-arvo 0,001). Kupari-klooriamiinilinjan kuparipitoisuuden havaittiin olevan suurempi kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,001) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,044). Desinfiointin aloittamisen jälkeen molempien kuparilinjojen kuparipitoisuudet olivat PEX-linjoja suurempia. Tällöin erot olivat seuraavat: kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,000), kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,038), kupari-klooriamiini ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,000) ja kupari-klooriamiini ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,004). Desinfiointin aloittamisen jälkeen desinfiointiaineiden välillä ei havaittu eroa biofilminäytteiden kuparipitoisuuksissa.

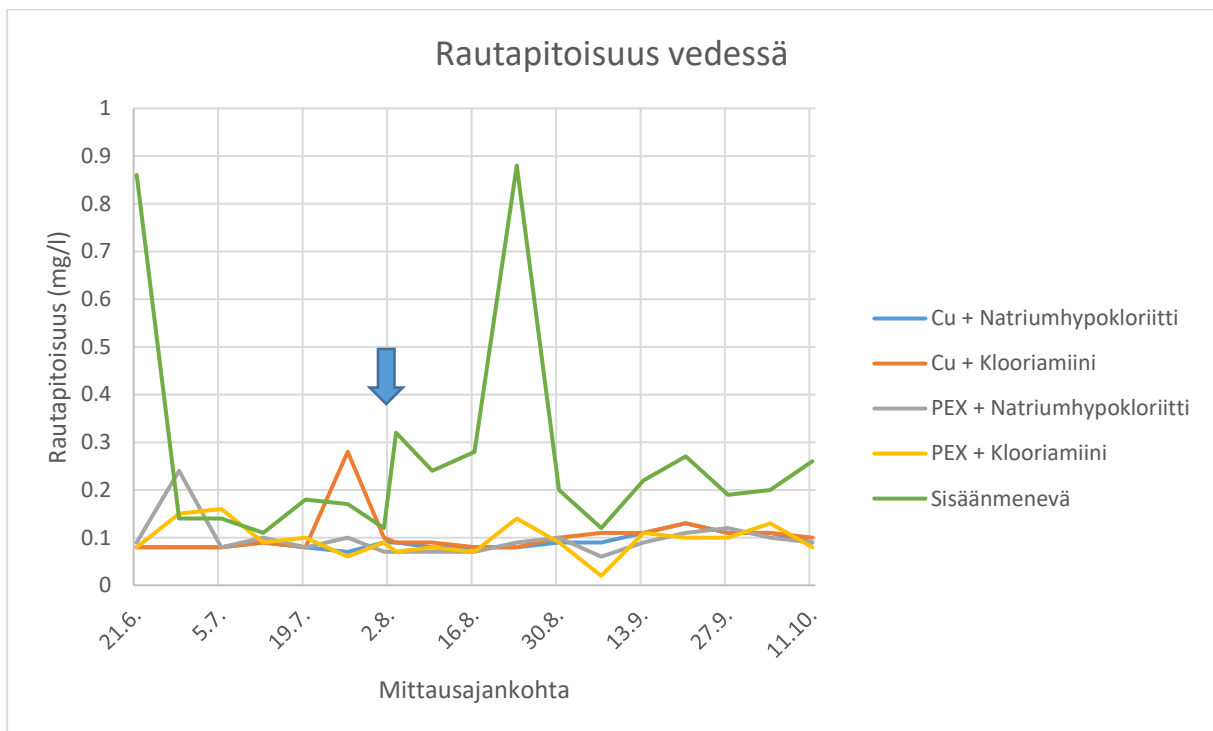


Kuva 11. Kuparipitoisuus (mg/cm^2) biofilminäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.1.9 Rauta

Vesinäytteet

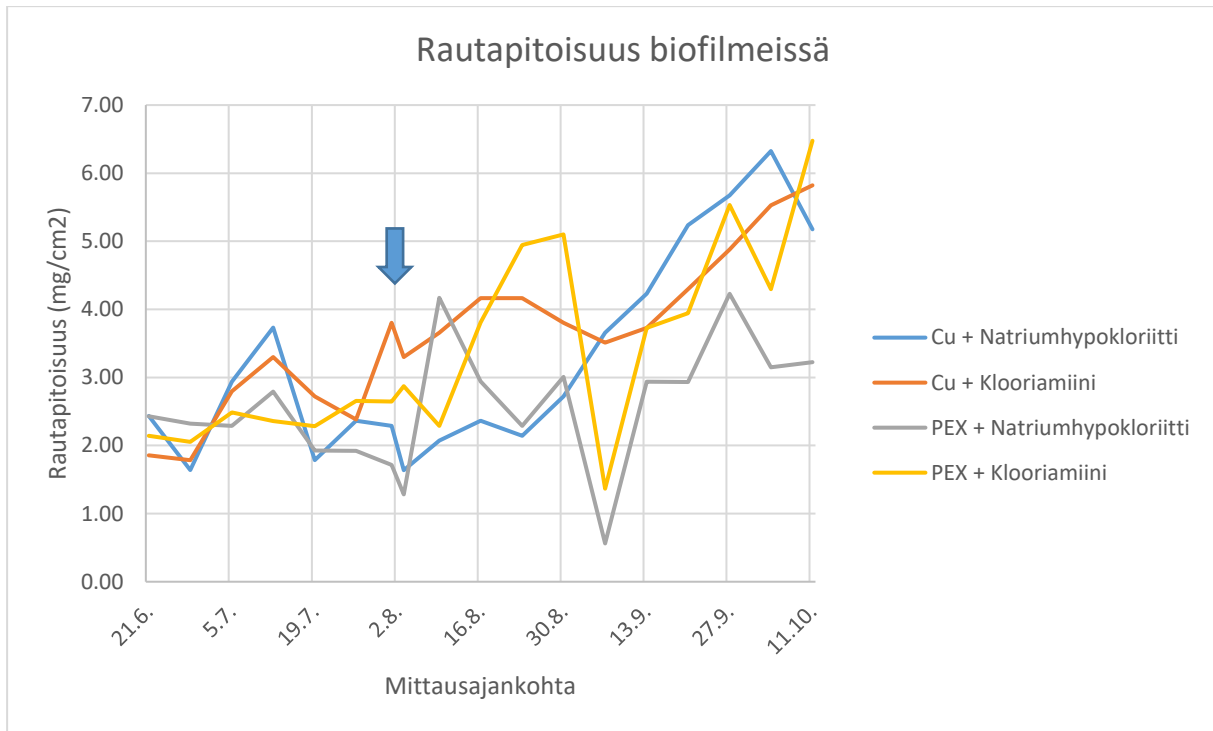
Putkimateriaalilla tai desinfiointilla ei ollut vaikutusta vesinäytteiden rautapitoisuuteen ennen tai jälkeen desinfiointin. Myöskään yksittäisten linjojen vesinäytteiden välisessä tarkastelussa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa eri linjojen välillä. Rautapitoisuutta mitattiin, koska pilot-vesilaitoksen saostuksessa käytettiin ferrisulfaattia. Mittauksilla seurattiin saostuksen onnistumista, sekä mahdollisia saostumisen irtoamisia.



Kuva 12. Rautapitoisuus (mg/l) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloitusajankohdan.

Biofilminäytteet

Putkimateriaalilla ei ollut vaikutusta biofilminäytteiden rautapitoisuuteen ennen tai jälkeen desinfiointin. Klooriamiinilinjoissa rautapitoisuudet olivat desinfiointin aloittamisen jälkeen suurempia kuin natriumhypokloriittilinjoissa (p-arvo 0,027). Yksittäisten linjojen biofilminäytteiden rautapitoisuuksien vertailussa ei havaittu eroja eri linjojen välillä. Kuvasta 13 voidaan nähdä rautapitoisuuksissa kohoavan kaikissa linjoissa kokeen edetessä.



Kuva 13. Rautapitoisuus (mg/cm^2) biofilminäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfioidin aloittamisajankohdan

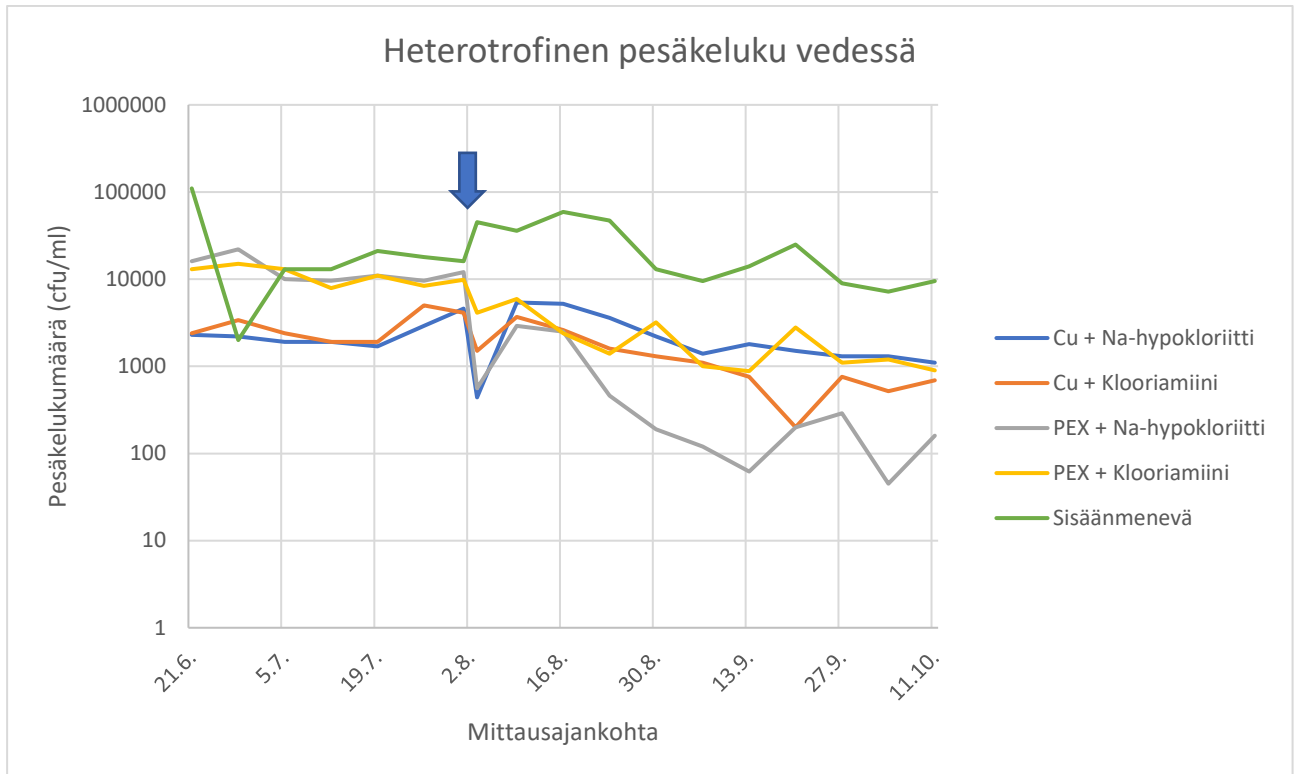
5.2 MIKROBIOLOGISET MUUTTUJAT

5.2.1 Heterotrofinen pesäkeluku

Vesinäytteet

Desinfioidin aloittamisen jälkeen kaikkien linjastojen veden heterotrofinen pesäkeluku oli sisäänmenevää vettä alhaisempi (Kuva 14). Desinfiointi laski vesien pesäkelukumääriä kupari-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,006), PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,000) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,000) verrattuna saman linjan tuloksiin ennen desinfiointia. Kuparilinjojen pesäkelukumäärät olivat ennen desinfiointia PEX-linjoja pienempiä (p-arvo 0,000). Desinfioidin aloittamisen jälkeen vesinäytteissä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa materiaalien, eikä desinfiointiaineiden välillä. Yksittäisten linjojen vesinäytteiden tarkastelussa ennen desinfiointia havaittiin, että kupari-natriumhypokloriittilinjan pesäkelukumäärä oli pienempi kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,002) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,005), lisäksi kupari-klooriamiinilinjan pesäkelukumäärä oli pienempi kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,014) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,032). Yksittäisten linjojen vesinäytteiden tarkastelussa desinfioidin jälkeen PEX-

natriumhypokloriittilinjan pesäkelukumäärä oli pienempi kuin kupari-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,007) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,010).

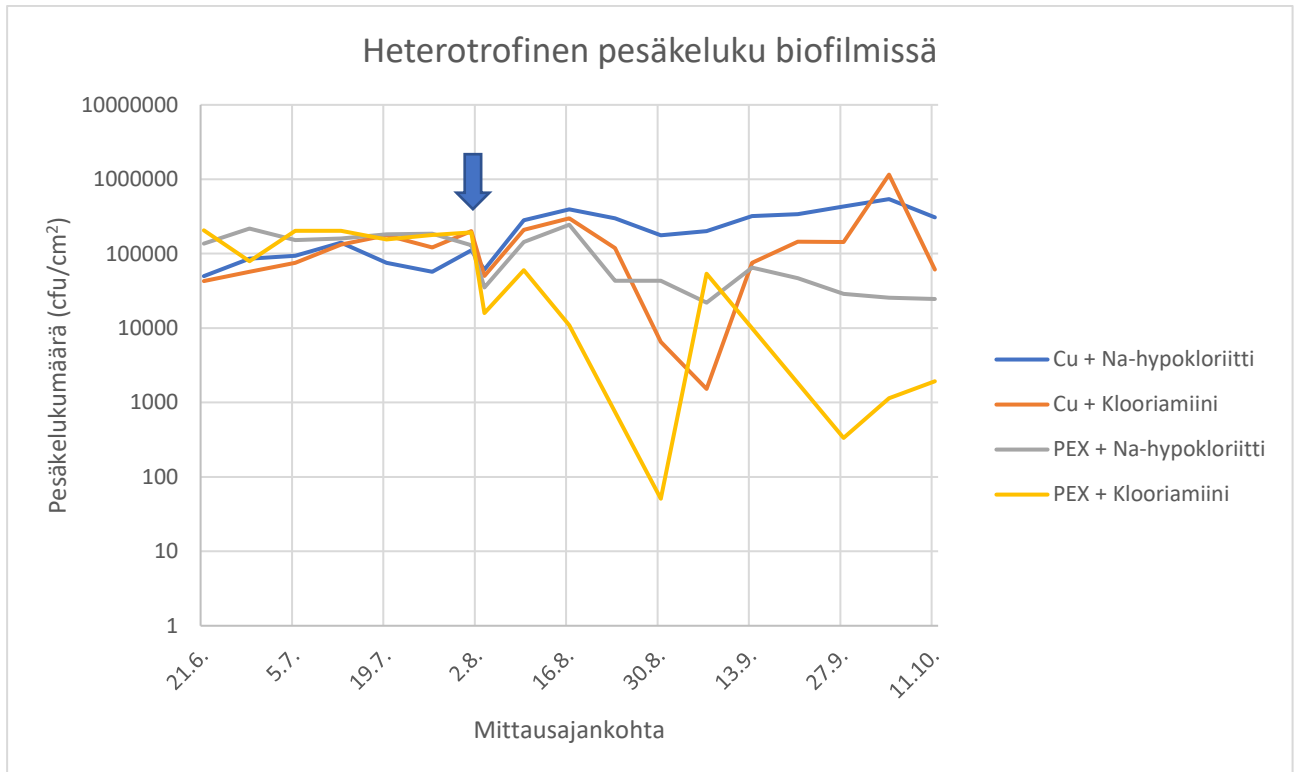


Kuva 14. pesäkelukumäärä (pmy/ml) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloitusajankohdan

Biofilminäytteet

Eri linjastojen väliset erot biofilmiä pesäkelukumäärissä kasvoivat selvästi desinfiointin aloituksen jälkeen (Kuva 15). Desinfiointi laski biofilminäytteiden pesäkelukumääriä PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,006) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,000) verrattuna aikaan ennen desinfiointia. Kuparilinjoissa vastaavaa laskua ei havaittu. Ennen desinfiointia biofilminäytteiden pesäkelukumäärät olivat kuparilinjoissa pienempiä kuin PEX-linjoissa (p-arvo 0,000), kun taas desinfiointin aloittamisen jälkeen puolestaan PEX-linjojen pesäkelukumäärät olivat pienempiä kuin kuparilinjojen (p-arvo 0,000). Desinfiointin aloittamisen jälkeen klooriamiinilinjojen pesäkelukumäärät olivat pienempiä verrattuna natriumhypokloriittilinjoihin (p-arvo 0,006). Yksittäisten linjojen biofilminäytteiden tarkastelussa ennen desinfiointia kupari-natriumhypokloriittilinjan pesäkelukumäärät olivat pienempiä verrattuna PEX-klooriamiinilinjaan (p-arvo 0,000). Vastaavasti desinfiointin jälkeen PEX-klooriamiinilinjan pesäkelukumäärät olivat pienimpiä, ja ne poikkesivat kupari-natriumhypokloriittilinjasta (p-arvo 0,000) ja kupari-klooriamiinilinjasta (p-arvo 0,009).

Lisäksi PEX-natriumhypokloriittilinjan pesäkelukumäärät olivat pienempiä kuin kupari-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0.010).

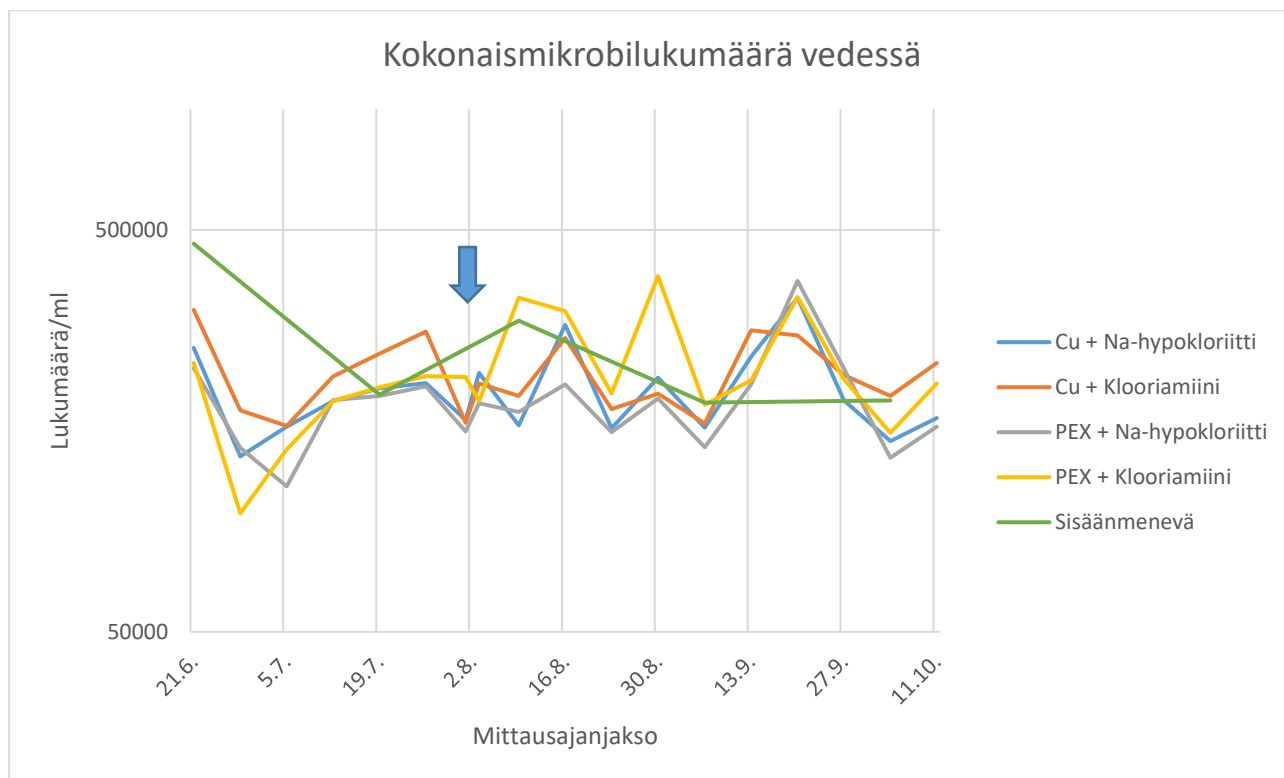


Kuva 15. Biofilminäytteiden pesäkelukumäärä (pmy/cm^2) koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfioinnin aloittamisajankohdan

5.2.2 Mikrobien kokonaislukumäärä

Vesinäytteet

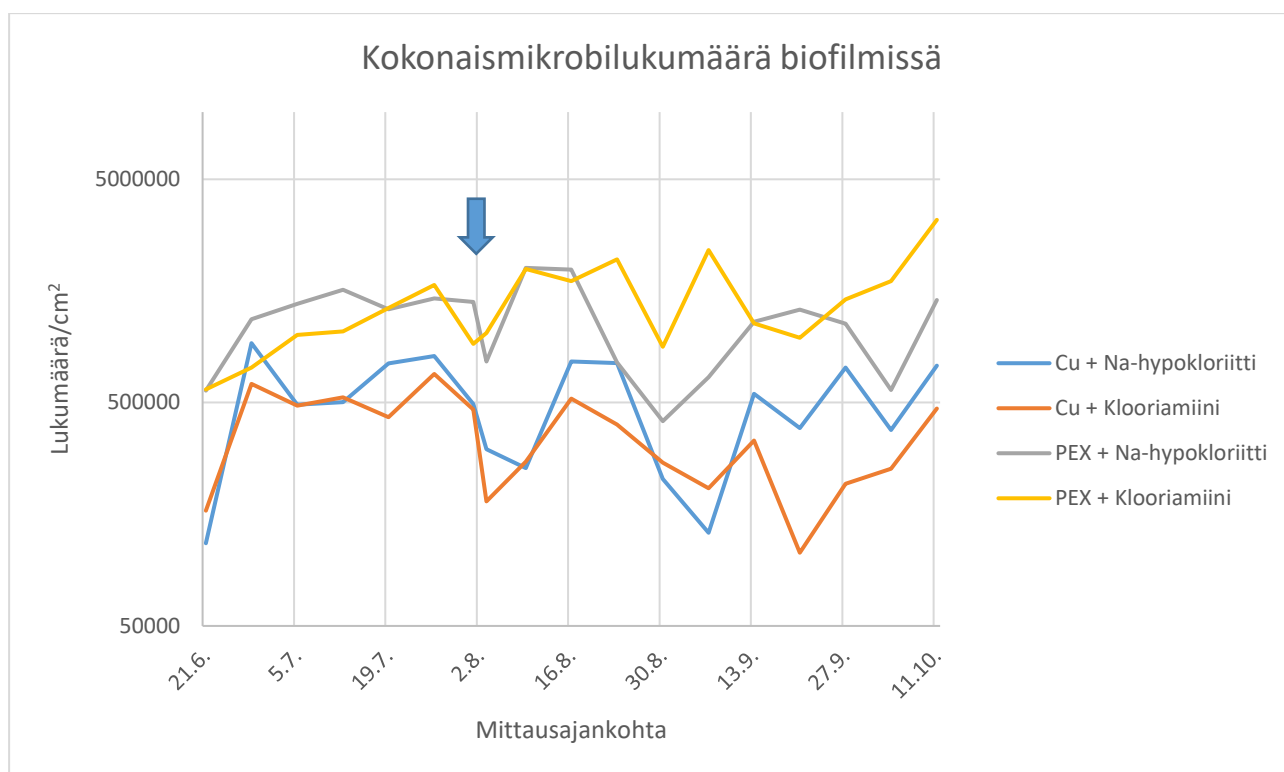
Linjastojen kokonaismikrobilukumäärissä ei ollut nähtävissä selvää trendiä koejakson aikana (Kuva 16), eikä desinfioinnilla ollut vaikutusta niiden määrään vesinäytteissä. Myöskään materiaalien välillä ei havaittu eroa ennen tai jälkeen desinfiointia. Desinfiointin jälkeen natriumhypokloriittilinjojen kokonaismikrobilukumäärät olivat alhaisempia verrattuna klooriamiinilinjoihin (p-arvo 0,042). Yksittäisten linjojen vesinäytteiden välisessä tarkastelussa ei havaittu eroa kokonaismikrobilukumäärissä eri linjojen välillä ennen tai jälkeen desinfiointia.



Kuva 16. Kokonaismikrobilukumäärä (solu/ml) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

Biofilminäytteet

Putkimateriaalien väliset erot olivat nähtävissä koko koejakson ajan (Kuva 17) Desinfiointi laski biofilminäytteiden kokonaismikrobilukumääriä molemmissa klooriamiinilinjoissa (p-arvot molemmissa tapauksissa 0,035), muttei natriumhypokloriittilinjoissa. Kuparilinjojen kokonaismikrobilukumäärät olivat PEX-linjoja alhaisemmat sekä ennen desinfiointia (p-arvo 0,000), että desinfiointin jälkeen (p-arvo 0,000). Yksittäisten linjojen biofilminäytteiden vertailussa ennen desinfiointia kupari-klooriamiinilinjan kokonaismikrobilukumäärien havaittiin olevan pienempiä kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,003) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,038). Lisäksi Kupari-natriumhypokloriittilinjan mikrobilukumäärät olivat pienemmät kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,038). Vastaavasti desinfiointin aloittamisen jälkeen kupari-klooriamiinilinjan kokonaismikrobilukumäärät olivat pienempiä kuin PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,009). Kupari-natriumhypokloriittilinjan kokonaismikrobilukumäärät olivat puolestaan pienemmät kuin PEX-natriumhypokloriittilinjassa (p-arvo 0,010) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,000).

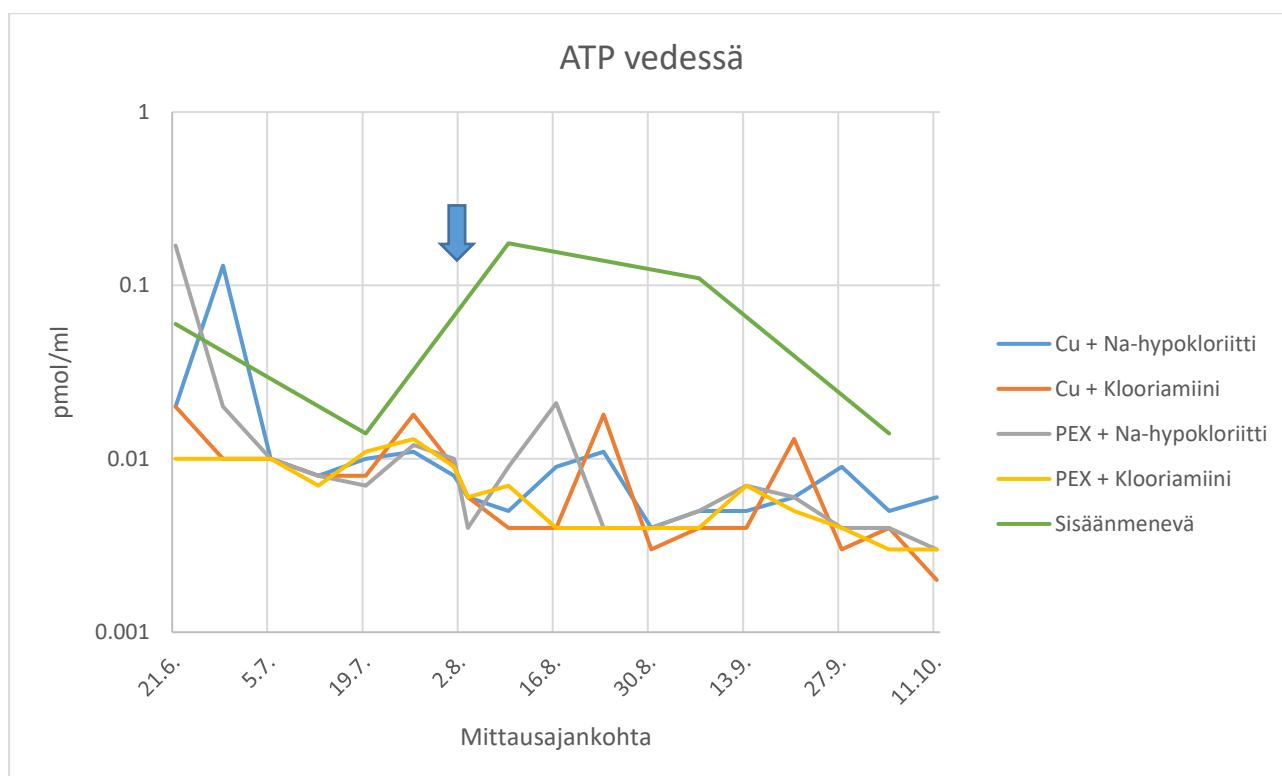


Kuva 17. Kokonaismikrobilukumäärä (solu/cm^2) biofilminäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfioinnin aloittamisajankohdan.

5.2.3 ATP

Vesinäytteet

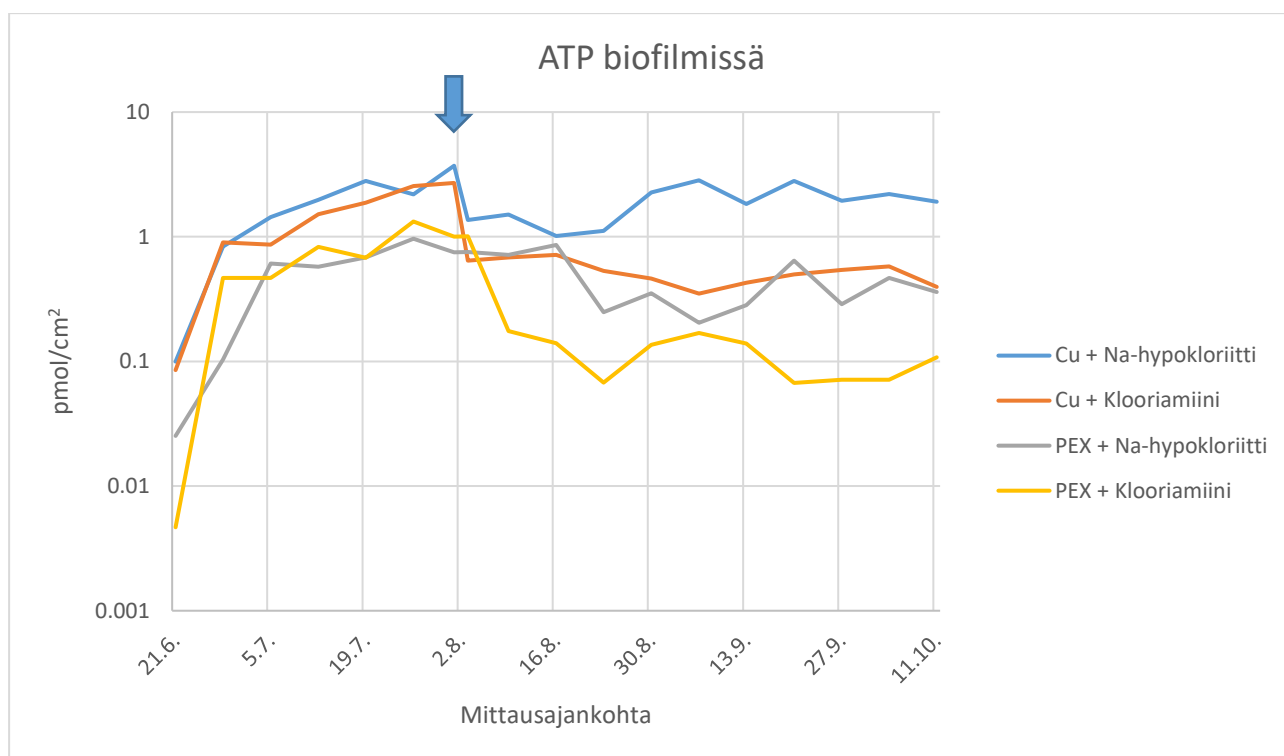
Desinfiointin aloittamisen jälkeen sisäänmenevän veden ja putkilinjastojen väliset erot ovat selvästi nähtävissä Kuvasta 18. Desinfiointi laski vesinäytteiden ATP-pitoisuutta kaikissa linjoissa seuraavasti: kupari-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,004), kupari-klooriamiini (p-arvo 0,008), PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,004) ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,000). Putkimateriaalilla ei ollut vaikutusta vesinäytteiden ATP-pitoisuuteen ennen tai jälkeen desinfiointin. Desinfiointin jälkeen desinfiointiaineista klooriamiinilinjojen ATP-pitoisuudet olivat pienempiä verrattuna natriumhypokloriittilinjoihin (p-arvo 0,035). Yksittäisten linjojen vertailussa ei havaittu eroa ennen tai jälkeen desinfiointin.



Kuva 18. ATP-pitoisuus (pmol/ml) ulostulevien putkilinjojen vesinäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan

Biofilminäytteet

Desinfointi laski biofilminäytteiden ATP-pitoisuuksia kupari-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,011) ja PEX-klooriamiinilinjassa (p-arvo 0,044). PEX-linjojen ATP-pitoisuudet olivat kuparilinjoja pienempiä ennen (p-arvo 0,002) ja jälkeen desinfiointin (p-arvo 0,000), mikä nähdään myös *Kuvasta 19*. Yksittäisten linjojen välisessä vertailussa ennen desinfiointia kupari-natriumhypokloriittilinjan ATP-pitoisuudet olivat suurempia verrattuna PEX-klooriamiinilinjaan (p-arvo 0,019). Desinfiointin jälkeen klooriamiinilinjojen ATP-pitoisuudet olivat pienempiä verrattuna natriumhypokloriittilinjoihin (p-arvo 0,000). Desinfiointin jälkeen yksittäisten linjojen välisessä vertailussa kupari-natriumhypokloriittilinjan ATP-pitoisuus oli suurempi kuin missään muussa linjassa. Erot olivat seuraavat: kupari-natriumhypokloriitti ja kupari-klooriamiini (p-arvo 0,018), kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-natriumhypokloriitti (p-arvo 0,004) ja kupari-natriumhypokloriitti ja PEX-klooriamiini (p-arvo 0,000). Lisäksi Kupariklooriamiinilinjan ATP-pitoisuus oli suurempi verrattuna PEX-klooriamiinilinjaan (p-arvo 0,042).

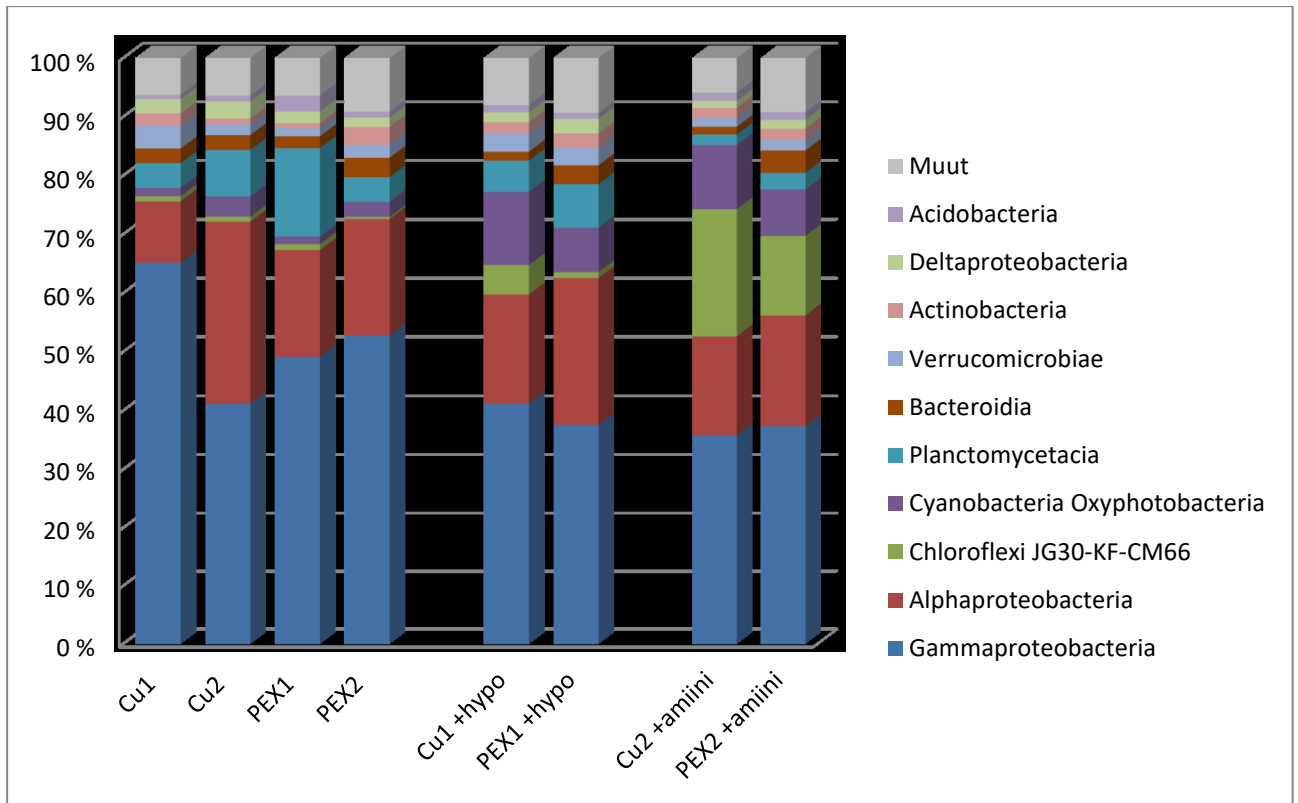


Kuva 19. ATP-pitoisuus (pmol/cm^2) biofilminäytteissä koejakson aikana. Sininen nuoli osoittaa desinfiointin aloittamisajankohdan.

5.2.4 Bakteriyhteisön rakenne

Vesinäytteet

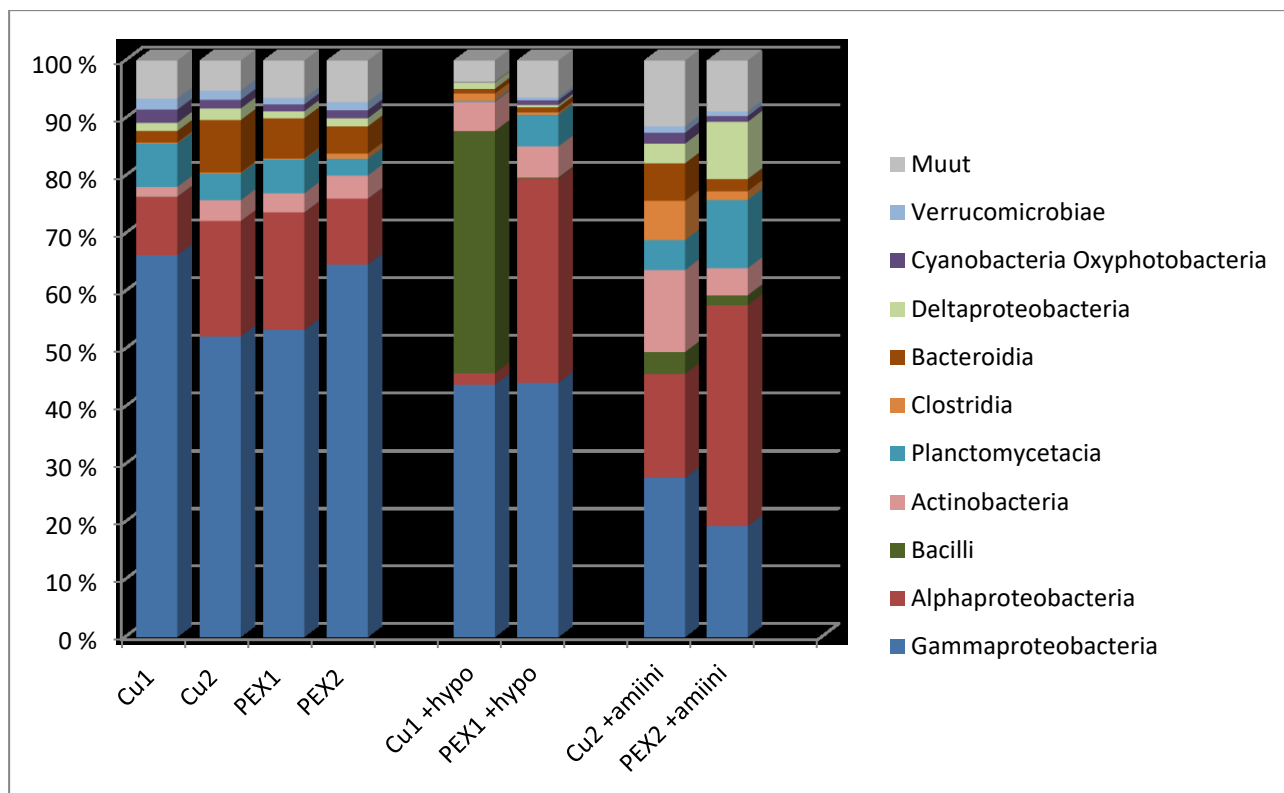
Ennen desinfiointin aloittamista putkimateriaalien väliset erot vesinäytteiden aktiivisten bakteerien yhteisöjen rakenteeseen olivat pieniä. Suurimmat luokat sekä ennen että jälkeen desinfiointin muodostivat gammaproteobakteerit ja alfaproteobakteerit. Desinfiointin aloittamisen jälkeen syanobakteerien osuus kasvoi kaikissa linjoissa, kun taas gammaproteobakteerien osuus laski kaikissa linjoissa. *Chloroflexi* -bakteerien määrä kasvoi kaikissa linjoissa lukuun ottamatta PEX-natriumhypokloriittilinjaa. Deltaproteobakteerien määrä puolestaan kasvoi kaikissa linjoissa lukuun ottamatta PEX-natriumhypokloriittilinjaa (Kuva 20).



Kuva 20. Runsaimmat bakteeriluokat vesinäytteissä ennen ja jälkeen desinfioinnin RNA:n sekvensoinnin perusteella.

Biofilminäytteet

Biofilminäytteiden materiaalien väliset erot ennen desinfiointia olivat myös pieniä ja suurimmat ryhmät olivat gamma- ja deltaproteobakteerit. Desinfiointia aloittamisen jälkeen gammaproteobakteerien suhteellinen osuus laski kaikissa linjoissa. *Bacillien* määrä osuus kupari-natriumhypokloriittilinjassa desinfiointia jälkeen. Alfaproteobakteerien osuus laski kupari-natriumhypokloriittilinjassa ja kasvoi molemmissa PEX-linjoissa. Deltaproteobakteerien määrä kasvoi molemmissa klooriamiinilla desinfioiduissa linjoissa. Lisäksi aktinobakteerien määrä kasvoi kupari-klooriamiinilinjassa (Kuva 21).



Kuva 21. Runsaimmat bakteeriluokat biofilmeissä ennen ja jälkeen desinfiointin RNA:n sekvensoinnin perusteella.

6. TULOSTEN TARKASTELU

6.1 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET MUUTTUJAT

6.1.1 Lämpötila

Ulostulevien putkilinjojen vesinäytteiden lämpötilan nousu kesäkuukausien aikana selittyy todennäköisesti ulkolämpötilan kasvulla. Lisäksi aurinko paistoi ajoittain voimakkaasti koehalliin, jossa pilot-koeverkosto sijaitsi. Vesien lämpötilan nousun kesäkuukausina koeverkostossa havaitsivat myös Lehtola ym. (2004) tutkimuksessaan pilot-mittakaavan talousvesiverkostossa. Syksyä kohti mentäessä laskevat ulkolämpötilat ja auringonpaisteen vähentyminen vuorostaan selittävät vesien lämpötilan laskun. Ennen desinfiointin aloittamista PEX-putkien vesistä mitattiin korkeampia lämpötiloja verrattuna kupariputkien vesiin. Tämä selittyy todennäköisesti sillä, ettei PEX-putkikielpejä oltu suojattu alumiinifoliolla auringonpaisteen lämmittävältä vaikutukselta. Lähempänä ikkunaa sijaitsevat kupariputkien kiepit sitä vastoin oli suojattu alumiinifoliolla kokeen alusta asti.

6.1.2 pH

Ulostulevien putkilinjojen ja linjastoihin sisään menevän veden pH pysyi koko kokeen keston ajan Sosiaali- ja terveysministeriön (STM 2015, STM 2017) antamien laatusuositusten (pH 6,5 – 9,5) sisällä. Pilot-pintavesilaitoksen saostuksessa ilmeni ongelmia 30.8., mikä todennäköisesti selitti pH:n laskun linjastoihin sisään menevässä vedessä ja linjastoista ulos tulevassa vedessä. *Kuvasta 3* nähdään, että ulostulevien vesien pH:n seurasi linjastoihin sisään menevän veden pH:ta.

6.1.3 Sähkönjohtavuus

Veden sähkönjohtavuus pysyi alle Sosiaali- ja terveysministeriön (STM 2015, STM 2017) antaman laatusuosituksen ($<2500 \mu\text{S}/\text{cm}$) sekään sisään menevän veden linjassa, että ulostulevissa linjoissa. 30.8. havaittu häiriö saostuksessa näkyi myös piikkinä vesien sähkönjohtavuuksissa. Kaikki linjojen sähkönjohtavuudet olivat hyvin lähellä toisiaan koko kokeen keston ajan (*Kuva 4*).

6.1.4 Sameus

Sosiaali- ja terveysministeriön mukaan (STM 2015, STM 2017) talousveden sameudessa ei saa olla epätavallisia muutoksia ja veden tulee olla käyttäjien hyväksyttävissä. Pintavettä käyttävien vesilaitosten tulisi kuitenkin pyrkiä arvoon alle 1 NTU (nefelometrinen sameusyksikkö) lähtevän veden suhteen. Ulostulevien linjojen vesinäytteiden sameus ylitti tämän tavoitearvon selvimmin 30.8. jolloin pilot-vesilaitoksen saostuksessa oli ongelmia. Tilanne kuitenkin parani seuraavaan näytteenotokertaan mennessä, minkä jälkeen vesien sameus pysyi alle arvon 0,5 NTU. Kupariputkien vesinäytteiden sameus oli PEX-putkia suurempaa sekä ennen että jälkeen desinfiointin. Tämä mahdollisesti aiheutui kupariputkista irtoavista saostumista, joita havaittiin myös vesinäytteiden oton yhteydessä.

6.1.5 Absorbanssi

Kupariputkien vesinäytteiden absorbanssi aallonpituudella 254 nm oli PEX-putkia suurempaa ennen ja jälkeen desinfiointin. Aallonpituus 254 nm on ultraviolettisäteilyn alueella ja sitä käytetään määrittäessä vedestä orgaanisen ainekseen määrää (Weishaar ym. 2003, Alberektiené ym. 2012). Yksittäisten linjojen tarkastelussa ennen desinfiointia kupari-natriumhypokloriittilinjan absorbanssi oli molempia PEX-linjoja suurempi, kun taas desinfiointin jälkeen kupari-klooriamiinilinjan absorbanssi oli suurempaa kuin PEX-

hypokloriittilinjassa. Tämän perusteella desinfiointiaine tuskin yksin vaikutti veden absorbanssiin aallonpituudella 254 nm.

Aallonpituudella 420 nm putkimateriaalien välillä ei ollut eroa ennen desinfiointia, mutta desinfiointin aloittamisen jälkeen kupariputkien absorbanssi oli suurempaa PEX-putkiin verrattuna. Aallonpituus 420 nm on näkyvän valon alueella ja sitä voidaan käyttää veden värin mittaukseen (Weyhenmeyer ym. 2014). Pilot-pintavesilaitoksen saostuksen ongelmat 30.8. näkyvät ulostulevien vesien absorbanssin (420 nm) kasvuna *Kuvassa 7*.

6.1.6 Kloori

Linjastojen vesinäytteiden kokonaisklooripitoisuuksien kasvu alkoi ensimmäisen viikon jälkeen desinfiointin aloittamisesta. Viive selittyy todennäköisesti biofilmien klooria kuluttavasta vaikutuksesta kokeen alussa. Lisäksi kupariputkien hapettuminen klooripohjaisten desinfiointiaineiden vaikutuksesta lisää kloorin kulutusta (Lyttle & Liggett 2016). Myös Lehtola ym. (2005) havaitsivat tutkimuksessaan kloorin kuluvan nopeammin kupariputkissa verrattuna polyetyyleeni-muovista valmistettuihin putkiin. PEX-klooriamiinilinjan kokonaisklooripitoisuus oli suurempi kuin kupariklooriamiinilinjassa, eli kupari ilmeisesti kulutti klooria reagoiessaan sen kanssa. Hypokloriittilinjoissa materiaalien välillä ei ollut tilastollisesti merkittävää eroa veden kokonaisklooripitoisuudessa, vaikka useimmilla mittauksilla PEX-linjan kokonaisklooripitoisuudet olivat suuremmat. Klooriamiinilinjoista PEX-linjan klooriamiinipitoisuudet olivat kuparilinjaa suurempia, mikä todennäköisesti selittyi myös kuparin klooria kuluttavalla vaikutuksella.

6.1.7 Kupari

Vesinäytteiden kuparipitoisuudet täyttivät Sosiaali- ja terveysministeriön (STM 2015, STM 2017) asettamat laatuvaatimukset talousveden kuparipitoisuudelle (< 2 mg/l). Kuparilinjojen vesinäytteiden kuparipitoisuudet olivat PEX-linjoja korkeampia sekä ennen että jälkeen desinfiointin, mikä aiheutuu kuparin liukenemisestä veteen kupariputkista. Kuparin liukenemisen kupariputkista havaitsivat myös Lehtola ym. (2004) ja Inkinen ym. (2014). Desinfiointin aloittamisen jälkeen kuparilinjojen vesinäytteiden kuparipitoisuuksissa tapahtui selvä lasku. Tämä mahdollisesti aiheutui kuparin liukoisuuden alenemisestä desinfiointin seurauksena. Kuitenkin esimerkiksi Hong & Macauley (1998) esittävät tutkimuksessaan, että jäännöskloori kiihdyttäisi kuparin liukenemistä vedenjakeluverkostossa. Vastaavasti desinfiointin aloittamisen jälkeen biofilminäytteiden kuparipitoisuudet alkoivat kasvaa

kuparilinjoissa, eli kuparia kertyi biofilmeihin. Myös biofilminäytteissä kuparipitoisuudet olivat kuparilinjoissa suurempia PEX-linjoihin verrattuna materiaalista johtuen.

6.1.8 Rauta

Ulostulevien linjojen vesinäytteiden rautapitoisuudet pysyivät alle Sosiaali- ja terveystieteiden tutkimuskeskuksen (STM 2015, STM 2017) laatuvaatimusten (<200 µg/l) lukuunottamatta PEX-natriumhypokloriittilinjaa ja kupariklooriamiinilinjaa, jotka molemmat kerran ylittivät laatuvaatimuksen mittauksen aikana (*Kuva 12*). Putkimateriaalilla tai desinfiointiaineella ei tulosten perusteella ollut vaikutusta vesinäytteiden rautapitoisuuksiin ennen tai jälkeen desinfioinnin. Linjastoihin sisään menevästä vedestä mitattiin ajoittain ulostulevia linjoja korkeampia rautapitoisuuksia (*Kuva 12*). Selittävä tekijä voi mahdollisesti olla putkiin kertyneen raudan irtoaminen näytteenoton aiheuttaman häiriön vuoksi, sillä suurimmat pitoisuudet havaittiin eri aikoina kuin pilot-vesilaitoksen saostusongelmat.

Biofilmien rautapitoisuuteen putkimateriaalilla ei ollut vaikutusta. Desinfioinnin jälkeen klooriamiinilinjojen biofilmeistä mitattiin natriumhypokloriittilinjoja korkeampia rautapitoisuuksia. Rauta ilmeisesti kertyi biofilmeihin, sillä esimerkiksi Wang ym. (2009) havaitsivat tutkimuksessaan, että korkeampi klooriamiinijäännös hillitsi raudan vapautumista juomavesiverkostossa.

6.2 MIKROBIOLOGISET MUUTTUJAT

6.2.1 Heterotrofinen pesäkelukumäärä

Desinfiointi vähensi kaikkien linjojen vesinäytteiden heterotrofista pesäkelukumäärää verrattuna aikaan ennen desinfiointia, lukuun ottamatta kuparinatriumhypokloriittilinjaa. (*Kuva 14*). Kuparinatriumhypokloriittilinjassa kokonaisklooripitoisuus jäi muita linjoja alhaisemmaksi ollen alle 0,1 mg/l viimeisintä mittauskertaa lukuunottamatta, kun taas esimerkiksi PEX-klooriamiinin kokonaisklooripitoisuus vaihteli suurimman osan ajasta välillä 0,3-0,4 mg/l. Klooripitoisuudet olivat kuitenkin koko kokeen ajan hyvin pieniä (*Kuva 8*). Alhainen kokonaisklooripitoisuus natriumhypokloriittilinjassa todennäköisesti selitti sen, ettei desinfiointi vähentänyt sen heterotrofista pesäkelukumäärää verrattuna aikaan ennen desinfiointia. Ennen desinfioinnin aloittamista kuparilinjojen pesäkelukumäärä oli alhaisempi verrattuna PEX-linjoihin, eli kupari ilmeisesti hillitsi mikrobien kasvua verkostossa. Myös Lehtola ym. (2004) havaitsivat tutkimuksessaan kupariputkien laskevan veden heterotrofista pesäkelukumäärää verrattuna PEX-putkiin. Kuparin mikrobien kasvua hillitsevä vaikutus

rajoittui kuitenkin Lehtolan ym. (2004) tutkimuksen 200 ensimmäiseen päivään, minkä jälkeen ne eivät eronneet PEX-putkista.

Desinfiointi laski biofilminäytteiden pesäkelukumäärää PEX-linjoissa, muttei kuparilinjoissa. Tutkimuksessaan Lehtola ym. (2005) havaitsivat desinfioinnin tehoavan heikommin kupariputkien biofilmeihin kuin polyetyleeniputkien biofilmeihin ja arvelivat tämän johtuvan kloorin nopeammasta kulumisesta verkostossa. Lehtola ym. (2005) esittivät myös kupariputkien biofilmeissä esiintyvien mikrobien sietävän klooria mahdollisesti paremmin verrattuna muoviputkien biofilmeissä eläviin mikrobeihin. Ennen desinfioinnin aloittamista kupariputkien pesäkelukumäärät olivat PEX-linjoja alhaisempia. Kuten edellä vesinäytteiden kohdalla, myös tässä tilanteessa kupariputket mahdollisesti hillitsivät biofilmien kasvua. Myös Moritz ym. (2010) havaitsivat tutkimuksessaan kuparin hillitsevän mikrobien kasvua biofilmeissä verrattuna PEX-muoviin tarkasteltaessa heterotrofista pesäkelukumäärää. Myös Lehtola ym. (2004) havaitsivat tutkimuksessaan biofilmien muodostumisen olevan nopeampaa muoviputkissa kupariputkiin verrattuna kokeen alkuvaiheessa, mutteivat enää pitemmän aikavälin tarkastelussa. Desinfiointiaineita vertaillen klooriamiinilinjojen pesäkelukumäärät olivat natriumhypokloriittilinjoja alhaisempia. Mahdollinen selitys tälle on monoklooriamiinin vapaata klooria tehokkaampi tunkeutuminen syvemmälle biofilmeihin, minkä havaitsivat myös Lee ym. (2011).

6.2.2 Mikrobien kokonaislukumäärä

Desinfioinnilla tai putkimateriaalilla ei ollut vaikutusta vesien kokonaismikrobilukumääriin ennen tai jälkeen desinfioinnin. Kuitenkin desinfioinnin jälkeen natriumhypokloriittilinjojen kokonaismikrobilukumäärä oli alhaisempi verrattuna klooriamiinilinjoihin, mikä mahdollisesti johtui natriumhypokloriitin paremmasta desinfiointitehosta verrattuna klooriamiiniin (Valve & Isomäki 2007).

Biofilminäytteiden kokonaismikrobilukumäärä oli kuparilinjoissa PEX-linjoja alhaisempi sekä ennen että jälkeen desinfioinnin aloittamisen. Lehtolan ym. (2004) tutkimuksessa kuparilinjojen kokonaismikrobilukumäärän kasvu oli hitaampaa verrattuna polyeteenistä valmistettuihin muoviputkiin kokeen ensimmäisen 200 vuorokauden ajan. Desinfiointi klooriamiinilla laski biofilmien kokonaismikrobilukumäärää natriumhypokloriittia enemmän, mikä johtui mahdollisesti klooriamiinin paremmasta tunkeutumisesta syvemmälle biofilmeihin (Lee ym. 2011).

6.2.3 ATP

Desinfiointi laski vesien ATP-pitoisuutta kaikissa linjoissa, mutta klooriamiinilinjoista mitattiin natriumhypokloriittilinjoja alhaisempia ATP-pitoisuuksia. Veden ATP-pitoisuutta voidaan käyttää elävien solujen määrän mittarina (Hammes ym. 2010). Klooriamiini täten laski elävien mikrobien määrää natriumhypokloriittia tehokkaammin, huolimatta siitä, ettei sitä pidetä yhtä tehokkaana desinfiointiaineena natriumhypokloriittiin verrattuna (Valve & Isomäki 2007).

Myös biofilmeissä klooriamiinilinjojen ATP-pitoisuudet olivat pienempiä kuin natriumhypokloriittilinjoissa. Tähän vaikutti mahdollisesti klooriamiinin hyvä tunkeutuvuus biofilmeihin (Lee ym. 2011). PEX-linjojen ATP-pitoisuudet olivat kuparilinjoja alhaisempia. Lehtola ym. (2004) havaitsivat tutkimuksessaan päinvastaisesti, että kupariputkien ATP-pitoisuudet olivat alhaisempia kuin PEX-putkissa ensimmäisen 200 vuorokauden ajan ja epäilivät tämän johtuvan muoviputkista irtoavista ravinteista.

6.2.4 Bakteriyhteisön rakenne

Vesinäytteissä materiaalien väliset erot bakteriyhdyskuntien rakenteessa olivat pienempiä verrattuna desinfiointiaineiden välisiin eroihin. Materiaalin vaikutuksen talousvesiverkoston mikrobiyhdyskunnan rakenteeseen huomasivat kuitenkin Wang ym. (2014) verratessaan betoni-, rauta- ja PVC-putkia. *Chloroflexi* -bakteerien määrä kasvoi erityisesti klooriamiinilla desinfioiduissa linjoissa. Mahdollisesti klooriamiinilinjojen vapaa ammonium tarjoaa ammoniakkin lähteen sitä hapettaville anaerobisille bakteereille, joiden kuollutta biomassaa ja aineenvaihduntatuotteita *Chloroflexi*-bakteerit kykenevät hyödyntämään (Kindaichi ym. 2012). Syanobakteerien määrä kasvoi kaikissa linjoissa desinfioinnin jälkeen, mutta desinfiointiaineiden keskinäiset erot olivat pieniä. Gomez-Alvarezin ym. (2012) tutkimuksessa syanobakteerien suhteellinen osuus oli suurempi desinfioidessa vapaalla kloorilla verrattuna klooriamiiniin.

Biofilminäytteissä suhteellisesti suurimmat luokat olivat gamma- ja deltaproteobakteerit. Myös Renin ym. (2015) ja Fishin & Boxallin (2018) tutkimuksissa biofilmien suurimmat bakteeriluokat koostuivat proteobakteereista. Materiaalin vaikutus oli myös biofilminäytteiden kohdalla selvästi vähäisempi desinfiointiaineisiin verrattuna. Kupari- ja PEX-putkien bakteriyhteisöjen samankaltaisuuden havaitsivat myös Inkinen ym. (2018). *Chloroflexi*-bakteerien suhteellinen osuus oli biofilminäytteissä selvästi vähäisempi vesinäytteisiin

verrattuna. *Bacilli*-bakteerien suhteellinen osuus kasvoi huomattavasti desinfiointin seurauksena ainoastaan kuparinatriumhypokloriittilinjassa. Gomez-Alvarezin ym. (2012) tutkimuksessa *Bacilli*-bakteerin määrä oli alhaisempi klooriamiinidesinfiointilla verrattuna vapaaseen klooriin. PEX-natriumhypokloriittilinjassa ei kuitenkaan tapahtunut vastaavaa *Bacillien* suhteellisen osuuden kasvua. Klooriamiinin on aikaisemmin havaittu suosivan mykobakteerien kasvua biofilmeissä (Williams ym. 2005). Tässä tutkimuksessa mykobakteereja ei havaittu, mikä johtunee siitä, ettei NGS-menetelmän herkkyys riittänyt niiden havaitsemiseen.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET JA YHTEENVETO

Putkimateriaalilla oli vaikutusta talousveden laatuun, mikä havaittiin eroina materiaalien välillä ennen desinfiointin aloittamista. Kuparilinjoissa veden kuparipitoisuudet olivat PEX-linjoja korkeampia, mikä kertoo kupariputkista liukenevasta kuparista. Heterotrofinen pesäkelukumäärä oli kupariputkissa PEX-putkia alhaisempi ennen desinfiointin aloittamista, joka osoittaa kuparin kyvyn hillitä mikrobien kasvua biofilmin muodostumisen alkuvaiheessa. Aikaisemmissa tutkimuksissa on kuitenkin havaittu, että ajan kuluessa erot materiaalien välillä tasoittuvat. Materiaalilla on vaikutusta myös desinfiointin onnistumisen kannalta, sillä klooripitoisuudet kasvoivat kokeen aikana suuremmiksi PEX-linjoissa kupariputkiin verrattuna. Kupariputket vaativat tämän perusteella suuremman määrän klooria saavuttaakseen saman jäännösklooripitoisuuden muoviputkiin verrattuna. Bakteerien luokkien erot jäivät materiaalien välillä vähäisemmiksi desinfiointiaineiden eroihin verrattuna.

Kokonaisklooripitoisuudet putkissa pyrittiin pitämään kokeessa matalina, jotta ne vastaisivat todellisten talousvesiverkostojen pitoisuuksia. Heterotrofisen pesäkeluvun ja ATP:n mittausten perusteella desinfiointi vähensi aktiivisten mikrobien määrää. Desinfiointin vaikutus oli kuitenkin selvimmän havaittavissa PEX-klooriamiinilinjassa, jossa saavutettiin suurimmat klooripitoisuudet. Vesien kokonaismikrobilukumäärään desinfiointilla ei ollut vaikutusta. Biofilminäytteiden kohdalla klooriamiini vaikutti tehoavan natriumhypokloriittia paremmin. Klooriamiinin onkin aikaisemmissa tutkimuksissa osoitettu kykenevän tunkeutumaan syvemmälle biofilmeihin natriumhypokloriittiin verrattuna. Desinfiointi vaikutti aktiivisten bakteeriyhteisöjen rakenteeseen putkimateriaalia enemmän ja erot natriumhypokloriitilla ja klooriamiinilla desinfiointujen linjojen bakteerien luokissa olivat selvästi nähtävillä.

Tämä tutkimus osoitti putkimateriaalin ja desinfiointin vaikuttavan talousveden laatuun ja mikrobiyhteisöjen rakenteeseen. Aikaisemmin tehdyt tutkimukset eri materiaalien ja

desinfointiaineiden käytöstä talousvesiverkostoissa tukivat myös tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia.

LÄHDELUETTELO

Alberektienė, R., Rimeika, M., Zalieckienė, E. & Šaulys, V. 2012. Determination of Organic Matter by UV-absorption in the Ground Water. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 20: 163-167

Aljundi, I. H. 2011. Bromate formation during ozonation of drinking water: A response surface methodology study. *Desalination* 277: 24-28

Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C. & Glasmacher, A. 2003. Heterotrophic Plate Counts and Drinking-Water Safety. The Significance of HPCs for Water Quality and Human Health. World Health Organization. TJ International (Ltd), Padstow, Cornwall, UK

Beck, S. E., Ryu, H., Boczek, L. A., Cashdollar, J. L., Jeanis, K. M., Rosenblum, J. S., Lawal, O. R. & Linden K. G. 2017. Evaluating UV-C LED disinfection performance and investigating potential dual-wavelength synergy. *Water Research* 109: 207-216

Bitton, G. 2014. *Microbiology of Drinking Water Production and Distribution*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey

Bucheli-Witschel, M., Kötzsch, S., Darr, S., Widler, R. & Egli, T. 2012. A new method to assess the influence of migration from polymeric materials on the biostability of drinking water. *Water Research* 46: 4246-4260

Chang, Y. C., Puil, M. L., Biggerstaff, J., Randall, A. A., Schulte, A. & Taylor, J. S. 2003. Direct estimation of biofilm density on different pipe material coupons using a specific DNA-probe. *Molecular and Cellular Probes* 17: 237-243

Choi, Y. & Choi Y. 2010. The effects of UV disinfection on drinking water quality in distribution systems. *Water Research* 44: 115-122

Driedger, A., Staub, E., Pinkernell, U., Marinās, B., Köster, W., von Gunten, U. 2001. Inactivation of *Bacillus subtilis* spores and formation of bromate during ozonation. *Water Research* 35: 2950-2960

Euroopan Unioni 1998. Neuvoston direktiivi 98/83/EY, annettu 3 päivänä marraskuuta 1998, ihmisten käyttöön tarkoitetun veden laadusta

Fish, K. E. & Boxall, J. P. 2018. Biofilm microbiome (re)growth dynamics in drinking water distribution systems are impacted by chlorine concentration. *Frontiers in Microbiology* 9: 2519

Flemming, H. & Wingender, J. 2010. The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology* 8: 623-633

Fricker, C. R. 2003. The presence of bacteria in water after regrowth. Teoksessa Heterotrophic plate counts and drinking water safety. Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C. R. & Glasmacher A. (toim.). 2003 World Health Organization (WHO). IWA Publishing Lontoo, UK

GTK (Geologian tutkimuskeskus) 2019. Pohjavesi.
<http://www.gtk.fi/geologia/luonnonvarat/pohjavesi/> Luettu 26.4.2019

Gomez-Alvarez, V., Revetta, R. P. & Santo Domingo, J. W. 2012. Metagenomic analyses of drinking water receiving different disinfection treatments. *Applied and Environmental Microbiology* 78: 6095-6102

- Guilherme, S. & Rodrigues, M. J. 2015. Short-term spatial and temporal variability of disinfection by-product occurrence in small drinking water systems. *Science of the Total Environment* 518-519: 280-289
- Hammes, F., Goldschmidt, F., Vital, M., Wang, Y. & Egli, T. 2010. Measurement and interpretation of microbial adenosine tri-phosphate (ATP) in aquatic environment. *Water Research* 44: 3915-3923
- Hong, P. K. A. & Macauley, Y. 1998. Corrosion and leaching of copper tubing exposed to chlorinated drinking water. *Water, Air and Soil Pollution* 108: 457-471
- HSY (Helsingin seudun ympäristöpalvelut) 2015. Vedenpuhdistuslaitokset, Pitkääkoski ja Vanhakaupunki.
<https://www.hsy.fi/fi/asiantuntijalle/vesihuolto/vedenpuhdistuslaitokset/Sivut/Pitkääkoski-ja-Vanhakaupunki.aspx> Luettu 26.4.2019
- HSY (Helsingin seudun ympäristöpalvelut) 2019. Veden laatu, juomavesi ja kloori.
<https://www.hsy.fi/fi/asukkaalle/kodinvesiasiat/juomavesi/Sivut/Veden-laatu.aspx>
Luettu 26.4.2019
- Inkinen, J., Kaunisto, T., Pursiainen, A., Miettinen, I. T., Kusnetsov, J., Riihinen, K., Keinänen-Toivola, M. M. 2014. Drinking water quality and formation of biofilms in an office building during its first year of operation, a full-scale study. *Water Research* 49: 83-91
- Inkinen, J., Jayaprakash, B., Ahonen, M., Pitkänen, T., Mäkinen, R., Pursiainen, A., Santo Domingo, J. W., Salonen, H., Elk, M. & Keinänen-Toivola, M. M. 2018. Bacterial community changes in in copper and PEX drinking water pipeline under extra disinfection and magnetic water treatment. *Journal of Applied Microbiology* 124: 610-623
- Karatan, E., Watnik, P. 2009. Signals, Regulatory Networks, and Materials That Build and Break Bacterial Biofilms. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 73: 310-347
- Karttunen, E. & Tuhkanen, T. 2003. RIL 124-1 Vesihuolto 1. Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry. Vammalan Kirjapaino Oy, Helsinki
- Karttunen, E., Tuhkanen, T. & Kiuru, H. 2004. RIL 124-2 Vesihuolto. Suomen Rakennusinsinöörien liitto RIL ry. Vammalan Kirjapaino Oy, Helsinki
- Keinänen-Toivola, M. M., Ahonen, M. H. & Kaunisto, T. 2007. Talusveden laatu Suomessa vuosina 1984-2006. Vesi-instituutti/Prizztech Oy
- Kekki, T. K., Keinänen-Toivola, M. M., Kaunisto, T. & Luntamo, M. 2007. Talusveden kanssa kosketuksissa olevat verkostomateriaalit Suomessa. Vesi-instituutti/Prizztech Oy
- Kindaichi, T., Yuri, S., Ozaki, N. & Ohashi, A. 2012. Ecophysiological role and function of uncultured cloroflexi in an anammox reactor. *Water Science & Technology* 66: 2556-2561
- Klindworth, A., Pruesse, E., Schweer, T., Peplies, J., Quast, C., Horn, M. & Glöckner, F. O. 2013. Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies. *Nucleic Acids Research* 41: e1. doi: 10.1093/nar/gks808
- LeChevalier, M. W. & Au, K. 2004. Water Treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water. World Health Organization. TJ International (Ltd), Cornwall, UK

- Lee, W. H., Wahman, D. G., Bishop, P. L. & Pressman, J. G. 2011. Free chlorine and monochloramine application to nitrifying biofilm: comparison of biofilm penetration, activity and viability. *Environmental Science & Technology* 45: 1412-1419
- Lehtola, J. M., Miettinen, I. T., Keinänen, M. M., Kekki, T. K., Laine, O., Hirvonen, A., Vartiainen, T. & Martikainen P. J. 2004. Microbiology, chemistry and biofilm development in a pilot drinking water distribution system with copper and plastic pipes. *Water Research* 38: 3769-3779
- Lehtola, M. J., Miettinen, I. T., Lampola, T., Hirvonen, A., Vartiainen, T. & Martikainen, P. J. 2005. Pipeline materials modify the effectiveness of disinfectants in drinking water distribution systems. *Water Research* 39: 1962-1971
- Lehtola, J. M., Laxander, M., Miettinen, I. T., Hirvonen, A., Vartiainen, T. & Martikainen, P. J. 2006. The effects of changing water flow velocity on the formation of biofilms and water quality in pilot distribution system consisting of copper or polyethylene pipes. *Water Research* 40: 2151-2160
- Lytte, D. A. & Liggett, J. 2016. Impact of water quality on chlorine demand of corroding copper. *Water Research* 92: 11-21
- Luntamo, M. & Ahonen, M. 2007. Talousveden ja verkostomateriaalien välinen vuorovaikutus. *Vesitalous* 3: 11-14
- Lyon, B. A., Dotson, A. D., Linden, K. G. & Weinberg H. S. 2012. The effect of inorganic precursors on disinfection byproduct formation during UV-chlorine/chloramine drinking water treatment. *Water Research* 46: 4653-4664
- Maa- ja metsätalousministeriö 2019. Vesihuollon tilastoja https://mmm.fi/vesi/vesihuolto_tilastot Luettu 26.4.2019
- Martin, N. & Gehr, R. 2007. Reduction of Photoreactivation with the Combined UV/Peracetic Acid Process or by Delayed Exposure to Visible Light. *Water Environment Research* 79: 991-999
- Miettinen, I. T., Vartiainen, T., Martikainen, P. J., 1997. Phosphorus and Bacterial Growth in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 3242-3245
- Moritz, M. M., Flemming, H. & Wingender, J. 2010. Integration of *Pseudomonas aeruginosa* and *Legionella pneumophila* in drinking water biofilms grown on domestic plumbing materials. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 213: 190-197
- Norton, C. D. & LeChevallier, M. W. 2000. A pilot study of bacteriological changes through potable water treatment and distribution. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 268-276
- Porter & Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology & Oceanography* 25: 943-948
- Pressman, J. G., Lee, W. H., Bishop, P. L. & Wahman D. G. 2012. Effect of free ammonia concentration on monochloramine penetration within a nitrifying biofilm and its effect on activity, viability, and recovery. *Water Research* 46: 882-894
- Pruden, A., Edwards, M. A. & Falkinham, III, J. O. 2013. State of the Science and Research Needs for Opportunistic Pathogens in Premise Plumbing. Water Research Foundation.

Reasoner, D. J. & Geldreich E. E. 1985. A New medium for the Enumeration and Subculture of Bacteria from Potable Water. *Applied and Environmental Microbiology* 49: 1-7

Ren, H., Wang, W., Liu, Y., Liu, S., Lou, L., Cheng, D., He, X., Zhou, X., Qiu, S., Fu, L., Liu, J. & Hu, B. 2015. Pyrosequencing analysis of bacterial communities in biofilms from different pipe materials in city drinking water distribution system of East China. *Applied Microbiology & Biotechnology* 99: 10713-10724

Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R. & DeMarini, D. M. 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 636: 178-242

Savonia-ammattikorkeakoulu, ympäristötekniikan opetus ja tutkimus. 2019. Pilot-pintavesilaitos ja koevesijohtoverkosto

http://ymparistotekniikka.savonia.fi/images/pdf/SAVONIA_Pilot-pintavesilaitos_ja_verkosto.pdf

Luettu 26.4.2019

SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks). 2011. Opinion on Lead standard in Drinking Water

https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_128.pdf

Luettu 26.4.2019

STM (Sosiaali- ja terveysministeriö) 2001. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 401/2001

STM (Sosiaali- ja terveysministeriö) 2015. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 17.11.2015/1352

STM (Sosiaali- ja terveysministeriö) 2017. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista annetun asetuksen muuttamisesta 683/2017

Terveydensuojelulaki 763/1994

Tilastokeskus 2019. Väestö. https://www.tilastokeskus.fi/tup/suoluk/suoluk_vaesto.html

Luettu 26.4.2019

Tuhkanen, T. 2007. Otsonointi ja siihen perustuvat talousveden käsittelytekniikat. *Vesitalous* 4: 12-15

Valve, M. & Isomäki, E. 2007. Klooraus – tuttu ja turvallinen? *Vesitalous* 4: 6-11

Valvira 2018. Talousvesiasetuksen soveltamisohje

https://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/talousvesi/talousvesiasetuksen_soveltamisohje

Luettu 26.4.2019

van der Kooij, D. 2003. Managing regrowth in drinking water distribution systems. Teoksessa *Heterotrophic plate counts and drinking water safety*. Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C. R. & Glasmacher A. (toim.). 2003 World Health Organization (WHO). IWA Publishing Lontoo, UK

Vesilaitosyhdistys. 2014. Talousveden klooraus. Vesilaitosyhdistyksen julkaisusarja nro 59. Helsinki

Wang, Y., Zhang, J., Niu, Z. B., Chen, C., Lu, P. & Tang, F. 2009. Effect of chloramine residual on iron release in drinking water distribution systems. *Water Science & Technology: Water Supply* 9: 349-355

Wang, H., Masters, S., Edwards, M.A. Falkingham, III, J. O. & Pruden, A. 2014. Effect of Disinfectant, Water Age, and Pipe Materials on Bacterial and Eukaryotic Community Structure in Drinking Water Biofilm. *Environmental Science & Technology* 48: 1426-1435

Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R. & Mopper, K. 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science and Technology* 37: 4702-4708

Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T. & Tranvik L. J. 2014. Browning of Boreal Freshwaters Coupled to Carbon-Iron Interactions Along the aquatic Continuum. *PLoS One* 9: e88104

WHO (World Health Organization) 2017. World Health Organization. Guidelines for drinking water quality. 4. painos https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/
Luettu 26.4.2019

Williams, M. M., Santo Domingo, J. W. & Meckes, M. C. 2005. Population diversity in model potable water biofilms receiving chlorine or chloramine residual. *Biofouling the Journal of Bioadhesion and Biofilm Research* 21: 279-288

Xavier, J. B. & Foster, K. R. 2007. Cooperation and conflict in microbial biofilms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 876-881

Ympäristöhallinto 2019. Vesihuoltolaitosten raportteja. Liittyjämäärä: vesijohto-, jätevesi- ja hulevesiverkko <https://www.ymparisto.fi/vesihuoltolaitokset> Luettu 26.4.2019