



TERVEYDEN JA
HYVINVOINNIN LAITOS

Annika Hämäläinen
Meiju Moilanen
Anna-Maria Hokajärvi
Tarja Pitkänen
Päivi Meriläinen
Ilkka T. Miettinen

Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla

TYÖPAPERI

Työpaperi 43/2018

Annika Hämäläinen, Meiju Moilanen, Anna-Maria Hokajärvi,
Tarja Pitkänen, Päivi Meriläinen, Ilkka T. Miettinen

Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla



TERVEYDEN JA
HYVINVOINNIN LAITOS

© Kirjoittaja(t) ja Terveyden ja hyvinvoinnin laitos

ISBN 978-952-343-260-4
ISSN 2323-363X

<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-343-260-4>

PunaMusta Oy 2018

Lukijalle

Veden kontaminantit - likaantumisen syyt, terveystriskit ja riskien hallinta (CONPAT) -hankkeen (2012-2016) tutkimuksissa selvitettiin ihmisten toiminnasta peräisin olevien mikrobien ja kemikaalien lähteitä, pitoisuuksia ja niiden käyttäytymistä vesistöissä. Hankkeen toteuttivat Suomen Akatemian AKVA-ohjelma (2012-2016) rahoittamana Terveyden ja hyvinvoinnin laitos (THL), Suomen ympäristökeskus (SYKE) ja Valtion taloudellinen tutkimuslaitos (VATT). Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla -selvitys toteutettiin osana CONPAT-hanketta vuonna 2015.

Tietoa mikrobiologisten ja kemiallisten epäpuhtauksien poistotekniikoista talous- ja jätevesilaitoksilla tulisi hyödyntää päätöksenteossa. Tämä selvitys sisältää kirjallisuuskatsauksen juomaveden ja jäteveden puhdistukseen tarkoitettua tekniikoista, joiden on todettu tutkimuksissa tehoavan CONPAT-hankkeen puitteissa analysoituihin kemiallisiin yhdisteisiin ja mikrobeihin. Selvitys sisältää myös näiden menetelmien teknisen kuvauksen ja investointi- sekä käyttökustannustietoja yksikköprosesseittain eriteltynä. Raportin teksti on valmisteltu vuonna 2015, jolloin juomaveden laaturaja-arvoille ja laatusuosituksille on ollut voimassa STMa 1352/2017 asetus.

Juomavesien epäpuhtauksien poisto-tekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla -selvityksen on koornut Teollisuustaito OY:n Annika Hämäläinen ja Meiju Moilanen THL:n ja SYKEN toimeksiantona. Selvityksen pääasiallisena tavoitteena oli arvioida sitä millä tekniikoilla jäte- ja juomavesilaitokset voisivat poistaa erilaisia kontaminantteja ja millaisia kustannuksia niistä aiheutuu. Selvitystä kommentoineessa työryhmässä olivat mukana THL:stä Ilkka Miettinen, Anna-Maria Hokajärvi, Tarja Pitkänen, Ari Kauppinen, Jaana Kusnetsov ja Päivi Meriläinen sekä SYKEstä Timo Huttula, Taina Nystén, Jyrki Laitinen ja Lauri Äystö. Selvityksen on editoinut THL:n työpaperimuotoon Merja Tili ja Päivi Meriläinen THL:stä. Kirjoittajat kiittävät kaikkia tähän työhön ja haastatteluihin osallistuneita asiantuntijoita ja vesilaitoksia.

Tiivistelmä

Annika Hämäläinen, Meiju Moilanen, Anna-Maria Hokajärvi, Tarja Pitkänen, Päivi Meriläinen ja Ilkka T. Miettinen. Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla. Terveyden ja hyvinvoinnin laitos (THL). Työpäperi 43/2018. 103 sivua. 2018. ISBN 978-952-343-260-4

Tämä selvitys sisältää kirjallisuuskatsauksen juomaveden ja jäteveden puhdistukseen tarkoitetuista tekniikoista, joiden on todettu tutkimuksissa tehoavan Veden kontaminantit - likaantumisen syyt, terveystriskit ja riskien hallinta (CONPAT) -hankkeen puitteissa analysoituihin kemiallisiin yhdisteisiin ja mikrobeihin. Selvitys sisältää myös näiden menetelmien teknisen kuvauksen ja investointi- sekä käyttökustannustietoja yksikköprosesseittain eriteltyinä.

Kemiallisia yhdisteitä ovat lääkeaineet (ketoprofeeni, ibuprofeeni, sulfametoksatsoli, karbamatsepiini ja diklofenaakki), makeutusaineet (asesulfaami K, sukraloosi, syklaamihappo, sakariini), kofeiini sekä perfluoratut alkyylilihapot. Kemiallisista yhdisteistä perfluoratut alkyylilihapot, erityisesti PFOS johdannaisineen, on tunnistettu hyvin pieninäkin pitoisuuksina haitallisiksi aineiksi, ja niille on olemassa ympäristölaatu-normi. Lääkeaineiden pitoisuudet juomaveden raakavetenä käytettävässä pinta- ja pohjavedessä ovat pienet verrattuna vaikuttaviin pitoisuuksiin. Makeutusaineiden ja kofeiinin osalta pitoisuudet ovat pienet verrattuna elintarvikkeille tyypillisiin pitoisuuksiin.

Mikrobien osalta mukana ovat adenovirukset, *Clostridium perfringens*; itiöt, *Escherichia coli*, F-spesifiset kolifagit, heterotrofiset mikrobit, kampylobakteerit, koliformiset bakteerit, legionella, noroviruset GI ja GII, salmonella, somaattiset kolifagit ja suolistoperäiset enterokokit. Juomaveden mikrobiologiselle laadulle on olemassa lainsäädännölliset laatuvaatimukset. Jäteveden osalta vastaavia raja-arvoja ei kirjallisuusselvityksessä ole tullut ilmi.

Kirjallisuuskatsauksen perusteella useimpia selvityksen kohteena olevia kemiallisia yhdisteitä ja mikrobeja jää juomaveteen tavanomaisen fysikaalis-kemiallisen käsittelyn jälkeen. Tekopohjaveden valmistuksessa voi poistua mm. imeytysmatkasta riippuen sellaisia yhdisteitä, joiden pitoisuuksiin tavanomainen fysikaalis-kemiallinen käsittely ei vaikuta. Tavanomaisen puhdistamon tai suoraan pohjavedenottamon jälkeen sijoitettavat tavanomaiset desinfiointitekniikat kuten kemialliset ja UV-valoon perustuvat tekniikat ovat riittävällä viiveellä ja annostuksella tehokkaita mikrobien inaktivoimisessa. Kemiallisten yhdisteiden, etenkin perfluorattujen alkyylilihapojen, asesulfaami K:n, sukraloosin sekä lääkeainejäämien täydellinen poistaminen edellyttää voimakkaampien hapetustekniikoiden kuten AOP-tekniikoiden käyttöä tai erotustekniikoita kuten kalvosuodatusta. Nämä lisäpuhdistustekniikat sijoitetaan fysikaalis-kemiallisen käsittelyn jälkeisiksi lisäteknikoiksi.

Kirjallisuuskatsauksen perusteella tavanomaisessa biologis-kemiallisessa jätevedenpuhdistamossa poistuu osa mikrobeista, ibuprofeenista, ketoprofeenista, sulfametoksatsolista ja merkittävä osa kofeiinista. Myös sakariini ja syklaamihappo poistuvat osittain biologisissa prosesseissa. Perfluorattujen alkyylilihapojen ja lääkeainejäämien sekä muiden makeutusaineiden poistamiseksi vaaditaan vastaavia hapetustekniikoita kuin juomavedelle. Nämä tekniikat sijoitetaan tavanomaisen puhdistamon ja hiekkasuodatuksen jälkeisiksi lisäteknikoiksi. Erityisesti jätevedelle kehitetty kalvotekniikkaa hyödyntävä ratkaisu on MBR eli kalvobioreaktori, joka yhdistää tavanomaisen prosessin kalvotekniikkaan.

Kustannuskatsaus sisältää laitostyypeittäin ja yksikköprosesseittain jaoteltuja kustannusesimerkkejä. Esimerkit perustuvat kirjallisuusdataan ja suomalaisten vesilaitosten toteutuneisiin kustannustietoihin. Prosessille tyypilliset käyttö ja investointikustannuslajit on esitetty kunkin tekniikan yhteydessä.

Yleistäen voidaan selvityksen kirjallisuus- ja kustannustietojen perusteella todeta, että jätevesi sisältää kiintoainetta, eloperäistä ainesta ja kaikkia hankkeen analyysien kohteena olevia yhdisteitä suurempina pitoisuuksina kuin juomavesi. Tämä tarkoittaa sitä, että saman yksikköprosessin käyttökustannukset, ja usein myös investointikustannukset, ovat korkeammat jätevedelle kuin juomavedelle.

Kustannuskatsauksessa on havaittu, että kirjallisuudessa esitettyjen kustannusten luotettava vertailu samankin syötevesityypin tapauksessa (esim. pintavesi juomavesilaitokselle) on hankalaa, koska kustannukset eivät aina sisällä kaikkia kustannuslajeja ja koska tekniikoiden kuluihin voivat vaikuttaa esimerkiksi laitoksen maantieteellinen sijainti ja sähkön paikallinen hinta. Yleisesti voidaan kuitenkin todeta, että selvästi kalleimpina yksikköprosesseina sekä investointien että käyttökustannusten osalta erottuvat kalvosuodatustekniikat ja AOP-tekniikat. Investoinneiltaan edullisimpia tekniikoita ovat tavanomaiset kemialliset käsittelytekniikat (pH-säätö, kemiallinen desinfiointi), mutta niiden puhdistustulos ei ole kaikille selvityksen yhdisteille riittävä.

Avainsanat: vesihuolto, talousvesi, jätevesi, puhdistusprosessi, mikrobiologinen laatu, lääkeaineet, kustannusarvio

Sammandrag

Annika Hämäläinen, Meiju Moilanen, Anna-Maria Hokajärvi, Tarja Pitkänen, Päivi Meriläinen och Ilkka T. Miettinen. Juomavesien epäpuhtauksien poistotekniikat talous- ja jätevesilaitoksilla [Reningsprocesser för dricksvatten vid hushålls- och avloppsvattenverk]. Institutet för hälsa och välfärd (THL). Diskussion-sunderlag 43/2018. 103 sidor. Finland 2018. ISBN 978-952-343-260-4

Den här utredningen innehåller en litteraturoversikt över de tekniker för rening av dricksvatten och avloppsvatten, som i studier har visat sig ha effekt på de kemiska föreningarna och mikroberna som analyserats inom ramen för projektet CONPAT. Utredningen innehåller också en teknisk beskrivning av dessa metoder samt information om deras investerings- och driftkostnader specificerade per enhetsprocess.

De kemiska föreningarna är läkemedelssubstanser (ketoprofen, ibuprofen, sulfametoxazol, karbamazepin och diklofenak), sötningsmedel (acesulfam K, sukralos, cyklaminsyra, sackarin), koffein och perfluorerade alkylsyror. Av de kemiska föreningarna har perfluorerade alkylsyror, i synnerhet PDOS och dess derivat, identifierats som skadliga ämnen även i mycket små koncentrationer och de omfattas av en miljökvalitetsnorm. Halterna av läkemedelssubstanser i yt- och grundvattnet som används som råvatten till dricksvatten är små jämfört med de effektiva koncentrationerna. Koncentrationerna av sötningsmedel och koffein är små jämfört med de normala koncentrationerna i livsmedel.

Mikroberna omfattar adenovirus, Clostridium perfringens; sporer, Escherichia coli, F-specifika kolifager, heterotrofa mikrober, campylobacter, koliforma bakterier, legionella, norovirus GI och GII, salmonella, somatiska kolifager och intestinala enterokocker. Det finns lagstadgade krav på den mikrobiologiska dricksvattenkvaliteten. Motsvarande gränsvärden för avloppsvatten framkom inte i litteratursökningen.

Enligt litteraturoversikten blir flertalet av de undersökta kemiska föreningarna och mikroberna kvar i dricksvattnet efter en vanlig fysikalisk-kemisk behandling. Vid konstgjord grundvattenbildning kan man, beroende på bland annat infiltrationssträckan, avlägsna föreningar vars koncentrationer inte påverkas av vanlig fysikalisk-kemisk behandling. De vanliga desinfektionsteknikerna som baseras på till exempel kemikalier och UV-ljus och som placeras efter ett vanligt reningsverk eller direkt efter grundvattentäkten, är med tillräcklig fördröjning och dosering effektiva på att inaktivera mikrober. För att fullständigt avlägsna kemiska föreningar, framför allt perfluorerade alkylsyror, acesulfam K, sukralos och läkemedelsrester, krävs kraftigare oxidationstekniker, till exempel AOP-tekniker, eller avskiljningstekniker som membranfiltrering. Dessa tekniker för ytterligare rening placeras efter den fysikalisk-kemiska behandlingen.

Enligt litteraturoversikten avlägsnas en del av mikroberna, ibuprofenet, ketoprofenet, sulfametoxazolet och en stor del av koffeinet i ett vanligt biologisk-kemiskt avloppsreningsverk. Även sackarin och cyklaminsyra avlägsnas delvis i biologiska processer. För att ta bort perfluorerade alkylsyror och läkemedelsrester samt sötningsmedel krävs motsvarande oxidationstekniker som för dricksvatten. Dessa tekniker placeras efter det vanliga reningsverket och sandfiltreringen. MBR, dvs. en membranbioreaktor, är en lösning baserad på membrantechnik och avsedd särskilt för avloppsvatten. MBR kombinerar den vanliga processen med membrantechnik.

Kostnadsöversikten innehåller kostnadsexempel indelade efter anläggningstyp och enhetsprocess. Exempelen bygger på litteraturdata och på uppgifter om faktiska kostnader från vattenverk i Finland. Processernas typiska drift- och investeringskostnadsslag presenteras i samband med respektive teknik.

Generellt sett kan man utifrån litteratur- och kostnadsuppgifterna konstatera att avloppsvatten innehåller högre koncentrationer än dricksvatten av organiska substanser och alla de föreningar som har analyserats i projektet. Detta innebär att driftkostnaderna, och ofta även investeringskostnaderna, för samma enhetsprocess är högre för avloppsvatten än för dricksvatten.

I kostnadsöversikten har det framkommit att det är svårt att göra en tillförlitlig jämförelse av kostnaderna som anges i litteraturen även i fråga om samma typ av matarvatten (t.ex. ytvatten till ett dricksvattenverk). Detta beror på att kostnaderna inte alltid inkluderar alla kostnadsslag och att kostnaderna för teknikerna kan påverkas av till exempel vattenverkets geografiska läge och det lokala elpriset. En allmän slutsats är dock att membranfiltreringsteknikerna och AOP-teknikerna är de klart dyraste enhetsprocesserna, både sett till investerings- och driftkostnaderna. Vanliga kemiska behandlingstekniker (pH-reglering, kemisk desinfektion,) är billigast att investera i, men deras reningsresultat är inte tillräckligt för alla föreningar i utredningen.

Nyckelord: vatten och avlopp, hushållsvatten, avloppsvatten, reningsprocess, mikrobiologisk kvalitet, läkemedelssubstanser, kostnadsberäkning

Sisällysluettelo

Lukijalle	3
Tiivistelmä	4
Sammandrag	5
CONPAT-hanke	8
CONPAT-TEKNOLOGIA- JA KUSTANNUSSELVITYS	8
OSA 1: VESIJAKEIDEN KOOSTUMUS	9
CONPAT-hankkeen kemialliset laatutekijät.....	9
Makeutusaineet	9
Lääkeaineet	10
Perfluoratut alkyylihapot.....	10
Kofeiini	11
CONPAT-hankkeen mikrobiologiset laatutekijät	11
Pinta- ja pohjavesi.....	11
Jätevedenpuhdistamon tuleva ja lähtevä vesi	12
Juomaveden muut laatuvaatimukset	12
Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 1352/2017	12
Jäteveden muut laatuvaatimukset.....	15
Raja-arvot.....	15
Toteutuneet puhdistustulokset.....	16
OSA 2: VEDENPUHDISTUSTEKNIKKOJEN SOVELTUVUUS	
CONPAT-HANKKEEN EPÄPUHTAUKSILLE.....	17
Makeutusaineet.....	17
Asesulfaami-K	17
Sakariini.....	17
Sukraloosi	18
Syklaamihappo.....	19
Lääkeaineet	19
Ibuprofeeni.....	19
Ketoprofeeni.....	21
Karbamatsepiini	21
Sulfametoksatsoli	22
Perfluoratut alkyylihapot (PFAA).....	23
Perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)	24
Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)	25
Kofeiini	26
Mikrobit	26
Escherichia coli.....	30
Enterokokki-bakteerit.....	32
Heterotrofiset mikrobit	32
Kampylobakteerit.....	33
Kolifaagit	33
Koliformiset bakteerit.....	34
Legionella-bakteerit	35
Salmonella-bakteerit.....	35
Adenovirukset ja norovirukset.....	35

OSA 3: PUHDISTUSPROSESSIEN KUVAUKSET	37
Tavanomaiset juomaveden puhdistusmenetelmät.....	37
Pintaveden käsittely	37
Pohjaveden käsittely.....	38
Tekopohjaveden valmistus.....	40
Tavanomainen yhdyskuntajätevesien puhdistusprosessi	42
Kalvobioreaktori (MBR).....	43
Biologiset juomaveden puhdistusprosessit	44
Biologinen suodatus	44
Biologinen käsittely.....	46
Erotustekniikat	46
Aktiivihiihiadsorptio.....	46
Paine-eroon perustuvat kalvotekniikat.....	48
Hapetustekniikat	49
Otsonointi	49
Vetyperoksidihapetus.....	51
UV-käsittely.....	52
Kloorikemikaalikäsittely.....	54
Peretikkahappodesinfiointi	55
Permuurahaishappodesinfiointi	56
AOP (Advanced Oxidation Processes).....	57
AOP-prosessit: Fenton-prosessi	58
AOP-prosessit: sähköpurkaustekniikka	60
 OSA 4: KUSTANNUSARVIO	 61
Investointikustannukset	61
Kustannusten vertailukelpoisuus	61
Teollisuuslaitoksen investointikustannuslajit	62
Käyttökustannukset.....	62
Kustannusten vertailukelpoisuus	62
Teollisuuslaitoksen käyttökustannuslajit	62
Valuuttamuunnokset.....	63
Kustannusvertailu.....	63
Investointikustannukset	63
Käyttökustannukset	69
Kustannukset yksikköprosesseittain ja laitostyypeittäin	74
Pintaveden käsittely tavanomaisella prosessilla.....	74
Tekopohjaveden valmistus.....	76
Jäteveden biologis-kemiallinen käsittely.....	77
Biologiset menetelmät	77
Erotustekniikat.....	78
Hapetustekniikat.....	81
 YHTEENVETO	 88
Puhdistustekniikan valitseminen ja puhdistustavoitteet.....	88
CONPAT-hankkeen epäpuhtauksille soveltuvat puhdistusmenetelmät.....	88
Makeutusaineet	90
Lääkeaineet.....	90
Kofeiini	90
Perfluoratut alkyylihapot.....	90
Mikrobit	91
Kustannusten arvioiminen kirjallisuusselvityksen perusteella	91
Ehdotuksia jatkotoimenpiteistä	92
 Lähteet	 93
 Liite 1	 99
Liite 2	101
Liite 3	102

CONPAT-hanke

Veden kontaminantit - likaantumisen syyt, terveysriskit ja riskien hallinta (CONPAT) -hankkeen (2012–2016) tutkimuksissa selvitettiin ihmisten toiminnasta peräisin olevien mikrobien ja kemikaalien lähteitä (mm. jätevedenpuhdistamot), pitoisuuksia ja niiden käyttäytymistä vesistöissä. Haitallisia, tutkimuksen kohteena olevia kemiallisia yhdisteitä olivat tässä hankkeessa lääkeaineet ja perfluoratut alkyylihapot. Tutkimuksessa seurattavat makeutusaineet toimivat ensisijaisesti markkereina, jotka peilaavat muidenkin ihmisperäisten aineiden pääsyä ja kulkeutumista vesistöissä, ja joiden avulla mallinnetaan aineiden kulkeutumista vesistöissä.

Lääkeaineiden pitoisuuksia Suomen vesistöissä on ennen tätä hanketta selvitetty melko vähän, joskin 2000-luvun alussa toteutettiin POSEIDON-projekti, jossa kävi ilmi, että Aurajoen ibuprofeenipitoisuudet olivat suurempia kuin muissa tutkituissa EU-maissa (Jaakkola 2012).

CONPAT-hankkeen osatehtävät:

- riskien tunnistaminen ja arviointikehikon kehittäminen (äkilliset ja jatkuvat riskit)
- päästölähteiden kartoitus (piste- ja hajakuormitus)
- mikrobiologiset ja kemialliset määritykset (päästölähteet, pinta- ja pohjavedet, vesihuolto)
- pintavesimallinnus (hydrologia sekä haittatekijöiden kulkeutuminen ja käyttäytyminen)
- pohjavesimallinnus (hydrologia, kulkeutuminen ja käyttäytyminen pohjavedessä sekä maaperässä)
- terveysriskien arviointi (mikrobiologiset ja kemialliset välittömät ja välilliset riskit)
- taloudellisen ja sosiaalisen vaikutuksen arviointi (ml. vaihtoehtoiset ratkaisut)
- riskienhallinnan lähestymistapojen arviointi (haittojen ehkäisy ja vähentäminen)
- viestintä (riskiviestinnän ja vuorovaikutuksen tutkimus; hankkeen sisäinen ja ulkoinen viestintä) (Miettinen ym. 2013)

CONPAT-teknologia- ja kustannus selvitys

Tässä selvityksessä on kuvattu nykyisten ja kehitteillä olevien jäteveden ja juomaveden puhdistusprosessien tehokkuutta CONPAT-hankkeessa analysoiduille yhdisteille. Selvityksen taustatietona on ollut käytettävissä hankkeen vesianalyysituloksia. Selvitys sisältää katsauksen eri yhdisteitä koskeviin raja-arvoihin juoma- ja jätevedessä. Selvityksessä on kuvattu CONPAT-yhdisteille soveltuvat prosessitekniikat ja selvitetty näiden investointi- ja käyttökustannuksia.

Tämä selvitys jakautuu neljään pääosaan:

1. Vesijakeiden koostumus ja raja-arvot
2. Vedenpuhdistustekniikkojen soveltuvuus CONPAT-hankkeessa tutkituille epäpuhtauksille
3. Puhdistusprosessien kuvaukset
4. Kustannusarvio

Osa 1: Vesijakeiden koostumus

Puhdistusprosessin syöttöveden laatu ja määrä sekä puhdistuksen tavoitearvot toimivat valintaperusteena puhdistustekniikalle. Niiden perusteella mitoitetaan laitteet, putkistot ja muut prosessin osat niin juomaveden kuin yhdyskuntajätevedenkin osalta. Lisäksi puhdistamon mitoittamiseksi tarvitaan tietoja laitoksen olosuhteista, mm. kapasiteetista, sen vaihtelusta, käyttövarmuudesta ja esimerkiksi veden lämpötiloista.

Tässä kappaleessa on eritelty CONPAT-hankkeen puitteissa analysoidut epäpuhtaudet ja ne analysoitujen komponenttien raja-arvot, jotka kirjallisuusselvityksessä on saatu selville. Kirjallisuusselvityksessä on keskitytty juomaveden laadusta annettuihin määräyksiin ja suosituksiin ja yhdyskuntajätevesien puhdistamojen puhdistustehokkuutta koskevaan lainsäädäntöön. Perfluorattujen alkyylihappojen osalta on esitetty ympäristönlautunormin raja-arvot pintavesille.

Tämä kappale sisältää lisäksi katsauksen muihin laatuvaatimuksiin, jotka tulee huomioida juoma- ja jäteveden puhdistusprosessia suunniteltaessa, käytettäessä ja tarkkailtaessa. Jäteveden osalta mukana on myös joitakin toteutuneita puhdistustuloksia.

CONPAT-hankkeen analyysien osalta lähdetiedosto on THL:n toimittama yhteenvetotaulukko (Miettinen I. 2015).

CONPAT-hankkeen kemialliset laatutekijät

CONPAT-hankkeessa on analysoitu pohjaveden, pintaveden sekä tulevan ja lähtevän jäteveden pitoisuuksia Kokemäenjoen alueella. Tässä kappaleessa on esitetty yhteenveto seuraavien yhdisteryhmien pitoisuuksista:

- Keinotekoiset makeutusaineet
- Lääkeaineet
- Perfluorialkyylihapot
- Kofeiini

Makeutusaineet

Makeutusaineiden osalta CONPAT-hankkeessa on analysoitu asesulfaami K:n, sakariinin, sukraloosin ja syklaamihapon pitoisuuksia pohjavedessä, pintavedessä kuin jätevedessä ja puhdistusprosessin läpikäyneessä jätevedessä. Verrattaessa puhdistamolle tulevan ja lähtevän pitoisuuksia havaitaan, että sakariini ja syklaamihappo poistuvat melko suurelta osin puhdistusprosessissa. Asesulfaami K:n osalta pitoisuuden lasku on pienin ja sukraloosin osalta pitoisuus laskee alle 50 prosenttia alkuperäisestä pitoisuudesta.

Suomen lainsäädännöstä tai WHO:n suosituksista ei löydy makeutusaineiden raja-arvoja juoma- tai jätevedelle. Elintarvikkeiden osalta on olemassa seuraavia raja-arvoja:

- Asesulfaami K, 350 000 000 ng/l (KTMa 117/2005)
- Sakariini, 80 000 000 ng/l (KTMa 117/2005)
- Sukraloosi, pitoisuus 300 000 000 ng/l (KTMa 117/2005)
- Syklaamihappo, pitoisuus 250 000 000 ng/l (KTMa 117/2005)

Elintarvikeraja-arvoihin verrattuna pohjavesi- ja pintavesipitoisuudet ovat erittäin pieniä. Myös jätevedessä pitoisuudet jäävät selkeästi alle elintarvikkeille asetettujen rajojen.

Lääkeaineet

Lääkeaineiden osalta CONPAT-hankkeessa on analysoitu ibuprofeenin, karbamatsepiinin, ketoprofeenin ja sulfametoksatsolin pitoisuuksia pohja- ja pintavedessä sekä puhdistamolle tulevassa ja sieltä lähtevässä vedessä. Jätevedestä on lisäksi analysoitu diklofenaakin pitoisuuksia. Jätevedenpuhdistamojen tulevassa jätevedessä on analysoitu huomattavasti suurempia pitoisuuksia kuin pinta- ja pohjavesissä. Lähtevässä jätevedessä ibuprofeenin pitoisuus on selvästi laskenut, kun taas karbamatsemiinin, ketoprofeenin ja sulfametoksatsolin osalta puhdistusteho on pienempi.

Lääkeaineiden pitoisuuksille juoma- tai jätevedessä ei ole olemassa Suomen lakiin perustuvia raja-arvoja. STM:n asetus 1352/2017 mainitsee juomavedelle yhdisteryhmän polysykliset aromaattiset hiilivedyt, joihin osa lääkeaineista voi kuulua. Raja-arvo on 0,1 µg/l.

WHO:n suositusdokumentissa lääkeaineet on tunnistettu mahdollisena tulevana riskinä. Koska pitoisuudet juomavedessä tai juomaveden raakavedessä ovat huomattavasti pienempiä kuin lääkeaineiden vaikuttavat pitoisuudet (tai annokset), WHO ei anna virallisia suosituksia niiden pitoisuuksille (WHO 2011).

RIWA (The Association of River Waterworks) ja IAWR (The International Association of Waterworks in the Rhine) ovat antaneet raja-arvoksi 0.1 µg/l sellaisille yhdisteille, joilla tiedetään olevan biologisia vaikutuksia. Näihin luetaan mm. lääkeaineet (Stocks P. et al. 2014)

CONPAT-hankkeessa analysoidut pohja- ja pintaveden pitoisuudet ovat pienempiä, kuin kyseiselle yhdisteityypille annetut viitearvot. Pitoisuudet jäivät selkeästi alle lääkeaineen lääkinnällisesti vaikuttavan pitoisuuden (Perkola N. et al. 2015)

Perfluoratut alkyylihapot

CONPAT-hankkeessa on analysoitu useita eri perfluorialkyylihappoja:

- Perfluoributaanihappo PFBA
- Perfluoributaanisulfonihappo PFBS
- Perfluoridekaanihappo PFDA
- Perfluoriheksaanihappo PFHxA
- Perfluoriheksaanisulfonihappo PFHxS
- Perfluoriheptaanihappo PFHpA
- Perfluorinonaanihappo PFNA
- Perfluorioktaanihappo PFOA
- Perfluorioktaanisulfonihappo PFOS
- Perfluoripentaanihappo PFPeA

Hankkeen puitteissa on analysoitu kyseisiä yhdisteitä pinta- ja pohjavesijakeista sekä jätevedenpuhdistamolle tulevistä ja lähtevistä vesijakeista. Analyysitulokset olivat valtaosin alle käytetyn analyysimenetelmän määrittämissä tai niitä ei havaittu lainkaan.

Suomen juomaveden laatua tai yhdyskuntajätevesien puhdistamojen puhdistustulosta määrittelevästä lainsäädännöstä tai WHO:n suosituksista ei löydy mainintaa perfluorattujen alkyylihappojen pitoisuuksista juoma- tai jätevedessä.

On kuitenkin huomioitava, että perfluoratut alkyylihapot on tunnistettu pysyviksi orgaanisiksi yhdisteiksi, joista ainakin PFOS:illa ja sen johdannaisilla on terveydelle haitallisia vaikutuksia. PFOS:n ja sen johdannaisten käyttö on rajoitettu EU-alueella POP-asetuksen 850/2004 nojalla ja sen käytöstä pyritään luopumaan heti, kun saatavilla on teknis-taloudellisesti sopivia korvaavia tuotteita (Ympäristöhallinto 2013).

PFOS:lle on myös olemassa EU-asetuksella 2013/39/EU asetetut ympäristölaatuvaatimukset, jotka koskevat pintavesien pitoisuuksia. Pintavesille ympäristölaatuvaatimus antaa vuosikeskiarvon rajaksi $6,5 \times \mu\text{g/l}$ ja maksimipitoisuudeksi $36 \mu\text{g/l}$. (2013/39/EU). Perfluorioktaanisulfonihappoa ei havaittu CONPAT-hankkeen analyysissä.

Perkola et al. ovat maininneet perfluorioktaanihapolle (PFOA) juomaveden maksimipitoisuudeksi 40 ng/l. Perfluorioktaanisulfonihapon (PFOS) osalta Perkola et al. ovat maininneet pintavedelle raja-arvon 0,65 ng/l (Perkola, N. et al., 2015)

Kofeiini

CONPAT-hankkeen puitteissa on analysoitu myös kofeiinin pitoisuuksia pinta- ja pohjavesissä sekä jätevedenpuhdistamolle tulevassa ja sieltä lähtevässä vedessä. Kofeiinia ei ole mainittu juomaveden tai jäteveden laatua säätelevissä laeissa tai oppaissa. Sen myrkyllinen annostus on 20 mg/kg (Evira 2015) ja esimerkiksi kahvi sisältää noin 500 mg/l kofeiinia (Evira 2008). Hankkeen puitteissa analysoidut pohja- ja pintaveden pitoisuudet ovat hyvin pieniä, kun huomioidaan yleisesti käytettyjen juomien pitoisuudet. Tuleva jätevesi sisältää suurempia kofeiinipitoisuuksia, mutta nekin jäävät alle mainittujen juomapitoisuuksien. Lisäksi jätevedenpuhdistamoilta lähtevässä jätevedessä pitoisuudet laskevat edelleen selvästi.

CONPAT-hankkeen mikrobiologiset laatutekijät

CONPAT-hankkeen puitteissa on analysoitu pohjaveden ja pintaveden sekä puhdistamolle tulevan ja sieltä lähtevän jäteveden mikrobiologista laatua. Analyysituloksia on olemassa seuraaville bakteereille ja viruksille:

- Adenovirukset
- *Clostridium perfringens*; itiöt
- Dapi eli kokonaismikrobimäärä
- *Escherichia coli*
- F-spesifiset kolifagit
- Heterotrofiset mikrobit
- Kampylobakteerit
- Koliformiset bakteerit
- Legionella
- Norovirukset GI
- Norovirukset GII
- Salmonella
- Somaattiset kolifagit
- Suolistoperäiset enterokokit

Pinta- ja pohjavesi

Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetus 1352/2015 määrittää juomaveden mikrobiologiset laatuvaatimukset Suomessa. Nämä laatuvaatimukset toimivat tavoitearvoina pinta- ja pohjaveden käsittelylaitoksille:

- *Clostridium perfringens*; itiöt 0 pmy/100 ml (tavoitetaso)
- *Escherichia coli*, 0 pmy/100 ml
- Koliformiset bakteerit, 0 pmy/100 ml (tavoitetaso)
- Suolistoperäiset enterokokit, 0 pmy/100 ml
- Pesäkkeiden lukumäärä (22 °C), ei epätavallisia muutoksia

CONPAT-hankkeen analyysien puitteissa pintavedestä on todettu mikrobeja, kun taas pohjaveden osalta taudinaiheuttajia tai niistä indikoivia mikrobeja ei ole havaittu. Myös hankkeen aiempien julkaisujen (Perkola 2015) mukaan koealueen pintavesissä on havaittu sekä taudinaiheuttajia- että indikaattorimikrobeja, jotka päätyvät juomavesiprosessin raakaveteen.

Jätevedenpuhdistamon tuleva ja lähtevä vesi

CONPAT-hankkeessa analysoidut jätevedenpuhdistamolle tulevan veden mikrobimäärät ovat suuruusluokaltaan moninkertaisia verrattuna pintaveteen. Pitoisuudet laskevat merkittävästi jätevedenpuhdistamolla, mutta pitoisuudet ovat kaikilta osin huomattavasti korkeampia kuin pintavesissä.

Hankkeen aiemmissa julkaisuissa on todettu, että analyysitulokset vahvistavat oletusta, jonka mukaan jätevedenpuhdistamot toimivat tautia aiheuttavien mikrobien päästölähteinä purkuvesistöissä. Tutkimusalueelta kerätyistä puhdistetun jäteveden näytteistä yli puolet sisälsivät norovirusia ja adenovirusia. Legionellabakteereja oli noin kolmasosassa ja kampylobakteereja ja salmonellaa tätä harvemmin. Tulosten perusteella teollisuuden jätevedenpuhdistamoiden osuus suolistoperäisten bakteerien kuormituslähteenä on selvästi vähäisempää kuin yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden. (Miettinen et al. 2013)

Suomen jätevesilaitoksilla ei edellytetä veden jatkuvatoimista desinfiointia. On kuitenkin huomattava, että jätevesilietteen jatkokäyttö edellyttää mikrobiologisen laadun tarkkailua ja käsittelyä lannoitelainsäädännön mukaan.

Juomaveden muut laatuvaatimukset

CONPAT-hankkeessa on analysoitu valikoituja yhdisteitä, joista vain osalle on olemassa lakiin perustuvia tai ohjeraja-arvoja. Juomaveden käyttökelpoisuuteen vaikuttavat kuitenkin useat muut laatutekijät, jotka vesilaitosten on otettava puhdistusprosesseissaan ja analytiikassaan huomioon. Tässä kappaleessa tarkastellaan juomavedelle asetettuja yleisiä laatuvaatimuksia.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 1352/2017

Juomaveden laatuvaatimukset on määritelty Suomen lainsäädännössä sekä mikrobiologisten, kemiallisten että yleisten suureiden (maku, haju) osalta. STMa 1352/2017 määrittää laaturaja-arvot ja laatusuosituksia juomavedelle. Pienempiä vesilaitoksia koskee STMa 401/2001, jonka vaatimukset veden laadun osalta ovat kuitenkin melko samanlaiset kuin seuraavissa taulukoissa kuvatun asetuksen 1352/2017 määräykset.

Asetuksen 1352/2017 mikrobiologiset laatuvaatimukset on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1 Juomaveden mikrobiologiset laatuvaatimukset (STMa 1352/2017).

<i>Escherichia coli</i>	0 pmy/100 ml
Enterokokit	0 pmy/100 ml

Veden laatuvaatimukset, jotka sisältävät mikrobiologisia, kemiallisia ja muita laatuvaatimuksia, on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2 Juomaveden laatutavoitteet (STMa 1352/2017).

Muuttuja	Arvo	Yksikkö
Koliformiset bakteerit	0	pmy/100 ml
<i>Clostridium perfringens</i> (mukaan lukien itiöt)	0	pmy/100 ml
Alumiini	alle 200	µg/l
Ammonium (NH ₄ ⁺)	alle 0,50	mg/l
Ammoniumtyppi (NH ₄ ⁺ -N)	0,50	mg/l
Hapettavuus (COD _{Mn} -O ₂)	alle 5,0	mg/l
Kloridi	alle 250	mg/l
Mangaani	alle 50	µg/l
Natrium	alle 200	mg/l
Rauta	alle 200	µg/l
Sulfaatti	alle 250	mg/l
Sähkönjohtavuus	alle 2500	µS/cm
pH	6,5–9,5	
Pesäkkeiden lukumäärä (22°C)	- ei epätavallisia muutoksia	
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	- ei epätavallisia muutoksia	
Sameus	- ei epätavallisia muutoksia ja käyttäjien hyväksyttävissä	
Väri	- ei epätavallisia muutoksia ja käyttäjien hyväksyttävissä	
Haju ja maku	- ei epätavallisia muutoksia ja käyttäjien hyväksyttävissä	
Lämpötila	alle 20 °C	
RADIOAKTIIVISUUS		
Tritium	100	Bq/l
Viitteellinen kokonaisannos	0,10	mSv/vuosi

Kemiallista laatua koskevat maksimipitoisuudet on esitetty Taulukossa 3.

Taulukko 3 Juomaveden kemialliset laatuvaatimukset (STMa 1352/2017).

Kemialliset laatuvaatimukset		
Muuttuja	Maksimipitoisuus	Yksikkö
Akryyliamidi	0,10	µg/l
Antimoni	5,0	µg/l
Arseeni	10	µg/l
Bentseeni	1,0	µg/l
Bentso(a)pyreeni	0,010	µg/l
Boori	1,0	mg/l
Bromaatti	10	µg/l
Kadmium	5,0	µg/l
Kromi	50	µg/l
Kupari	2,0	mg/l
Syanidit	50	µg/l
1,2-dikloorietaani	3,0	µg/l
Epikloorihydrini	0,10	µg/l
Fluoridi	1,5	mg/l
Lyijy	10	µg/l
Elohopea	1,0	µg/l
Nikkeli	20	µg/l
Nitraatti (NO ₃ -)	50	mg/l
Nitraattityppi (NO ₃ -N)	11,0	mg/l
Nitriitti (NO ₂ -)	0,50	mg/l
Nitriittityppi (NO ₂ -N)	0,15	mg/l
Torjunta-aineet	0,10	µg/l
Torjunta-aineet yhteensä	0,50	µg/l
Polysykliset aromaattiset hiilivedyt yhteensä	0,10	µg/l
Seleeni	10	µg/l
Tetrakloorieteeni ja trikloorieteeni yhteensä	10	µg/l
Trihalometaanit yhteensä	100	µg/l
Vinyylkloridi	0,50	µg/l
Kloorifenolit yhteensä	10	µg/l
Uraani	30	µg/l

Jäteveden muut laatuvaatimukset

Yhdyskuntajäteveden merkittävimmille epäpuhtauksille, kuten ravinteille, on olemassa lain puhdistamojen tehokkuutta määrittäviä vaatimuksia. Lisäksi jätevedenpuhdistamojen ympäristöluvassa voidaan määrittää muita ehtoja prosessin puhdistusteholle.

Tähän kappaleeseen on koottu typen, fosforin, kemiallisen ja biologisen hapenkulutuksen sekä kiintoainepitoisuuden osalta erilaisia raja-arvoja ja toteutuneita puhdistustuloksia suomalaisilta jätevedenpuhdistamoilta.

On hyvä huomioida, että Maa- ja metsätalousministeriön asetuksissa, jotka koskevat erilaisten lietteiden hyödyntämistä esimerkiksi lannoitekäytössä, on olemassa vaatimuksia mm. raskasmetallien ja orgaanisten yhdisteiden pitoisuuksille.

Raja-arvot

Valtioneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä (VNa 888/2006) sisältää vähimmäisvaatimukset biologiselle käsittelylle ja ravinteiden poistolle. Vastaavat raja-arvot on määritetty myös Euroopan yhteisöjen direktiivissä yhdyskuntajätevesien käsittelystä (91/271/ETY).

Vastaavia laatuvaatimuksia on olemassa myös Teollisuuspäästädirektiivin (2010/75/EU) alaisille laitoksille, jotka puhdistavat teollisuuden jätevesiä. Teollisuuslaitoksia koskevat raja-arvot määritellään nk. BAT-referenssidokumenteissa, jotka julkaistaan teollisuudenalakohtaisesti Euroopan Komission internet-sivuilla. Teollisuusjäteveden laatua koskee CWW BREF -dokumentti (Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector).

VNa 888/2016, 91/271/ETY ja CWW BREF -dokumentin raja-arvot jätevedelle on koottu taulukoihin 4 ja 5. Taulukoista voidaan havaita, että pitoisuusrajat ovat samaa suuruusluokkaa kaikissa kolmessa tapauksessa. Teollisuuden BAT-raja-arvot ovat hieman matalampia kuin yhdyskuntajätevesille laissa säädetyt raja-arvot.

Taulukko 4 Yhdyskunta- ja teollisuusjäteveden pitoisuusraja-arvoja ja puhdistusvaatimuksia kemialliselle ja biologiselle hapenkulutukselle sekä kiintoainepitoisuudelle. AVL = asukasvastineluku.

	VNa 888/2006		91/271/ETY		Teollisuusjätevesien BAT-raja-arvo
	Max	Vähimmäispoistoteho	Max	Vähimmäispoistoteho	Max
Biologinen hapenkulutus (BHK ₇ tai BOD ₅)	30 mg/l O ₂	70 %	25 mg/l O ₂	70-90 % (40 % kun AVL > 10 000)	-
Kemiallinen hapenkulutus	125 mg/l O ₂	75 %	125 mg/l O ₂	75 %	<30-100 mg/l (kun päästö >10 t/a)
Kiintoainepitoisuus	35 mg/l	90 %	35 mg/l (60 mg/l kun AVL 2 000-10 000)	90 % (70 % kun AVL 2 000-10 000)	<10-33 mg/l (kun päästö >3.5 t/a)

Taulukko 5 Yhdyskunta- ja teollisuusjäteveden pitoisuusraja-arvoja ja puhdistusvaatimuksia typelle ja fosforille. AVL= asukasvastineluku.

	AVL	VNa 888/2006		91/271/ETY		Teollisuusjätevesien BAT-raja-arvo
		Max	Vähimmäis-poistoteho	Max	Vähimmäis-poistoteho	Max
Fosfori	<2000	3 mg/l	80 %	2 mg/l (AVL 10 000 -100 000)	80 %	0.50-3 mg/l (kun päästö >300 kg/a)
	2 000-100 000	2 mg/l				
	>100 000	1 mg/l		1 mg/l		
Typpi	10 000-100 000	15 mg/l	70 %	15 mg/l	70-80 %	5.0-25 mg/l (kun päästö >2.5 t/a)
	>100 000	10 mg/l		10 mg/l		

Toteutuneet puhdistustulokset

Ympäristöministeriön julkaisussa Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) - Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot (Suomen ympäristö 3/2014) on esitetty mediaanipitoisuuksia eri suuruusluokkien suomalaisille yhdyskuntajäteveden puhdistamoille. Pitoisuuksia on koottu taulukkoon 6.

Taulukosta voidaan havaita, että fosforin kemiallisella saostuksella saavutetaan VNa 888/2016 ja EY-direktiivin puhdistustulos ja useimmissa tapauksissa myös teollisuusjätevesien matalin pitoisuusarvo. Typen osalta pitoisuudet ovat raja-arvoja korkeammat. Typen osalta tulee huomioda, että kaikilla suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla ei ole typenpoistovaatimusta, ja osalla se on voimassa vain lämpötilan ollessa yli 12 °C. Kiintoaineen ja biologisen hapenkulutuksen osalta nykyiset jätevedenpuhdistamot saavuttavat taulukon 4 puhdistusvaatimuksen.

Taulukko 6 Suomalaisen yhdyskuntajätevesien puhdistamojen mediaanipitoisuuksia (Suomen ympäristö 3/2014).

	Kaikki puhdistamot	Suuret: virtaama >10 000 m ³ /vrk	Keskisuuret: virtaama 100-10 000 m ³ /vrk	Pienet: virtaama < 1000 m ³ /vrk
Biologinen hapenkulutus	13,5 mg/l			
Kiintoaine		14 mg/l	16 mg/l	22 mg/l
Fosfori	0.9 mg/l	0.4 mg/l		0.9 mg/l
Fosfori (puhdistamot, joilla on jonkinlainen jälkikäsittely)	0.5 mg/l			
Typpi		60 mg/l	80 mg/l	60 mg/l
Typpi (puhdistamot, joilla kokonaistypen puhdistusvaatimus on asetettu)		<35 mg/l		

Osa 2: Vedenpuhdistustekniikkojen soveltuvuus CONPAT-hankkeen epäpuhtauksille

Tämä kappale sisältää yhteenvedon erilaisten puhdistustekniikoiden soveltuvuudesta CONPAT-hankkeessa tutkituille epäpuhtauksille. Puhdistusprosessien kuvaukset löytyvät selvityksen osasta 3.

Makeutusaineet

Asesulfaami-K

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan asesulfaamia juomavedestä:

- UV-käsittely (n. 95 % 5 min kontaktiajalla ja alkupitoisuudella 216 µg/l; 90 % 5 min kontaktiajalla, pitoisuusvälillä 1 µg/l–1 mg/l)
- Aktiivihiiisuodatus (0,76 µg/l lähtöpitoisuudella 1,0–3,6 µg/l)
- Otsonointi (puhdistusaste 18–60 %)
- AOP-käsittely (TiO₂/UV katalyyttinen menetelmä; 99,9 % puhdistustulos 45 min viiveellä, lähtöpitoisuudella 5 mg/l)

Perkolan tutkimuksesta (2014) käy ilmi, että asesulfaamin fotokemiallinen hajoaminen pintavesistöissä on hidasta, mutta sitä pystytään hajottamaan UV-käsittelyllä juomavesilaitoksilla. Tutkimuksessa todetaan, että käytetty UVC-säteily on tehokas asesulfaamin poistoon, kun säteilyaika on riittävä.

Scheurer et al. (2014) tutkimuksessa on saavutettu alkupitoisuuksilla 1 µg/l–1 mg/l puhdistustulokseksi 90 prosenttia, kun kontaktiaika on ollut 5 min ja UV-säteily 6000 J/m². pH-arvolla ei ole havaittu olevan merkittävää vaikutusta puhdistustehokkuuteen (pH-väli 7–11).

Scheurer et al. (2010) tutkimuksessa käy ilmi, että tutkittujen juomavesilaitosten käyttämä otsoniannostus ja kontaktiaika eivät poista asesulfaamia raakavedestä riittävän tehokkaasti. Otsonointivaiheen puhdistusteho tyypillisillä vedenkäsittelylaitoksilla on vain 18–60 prosenttia. Myöhempi käsittelyvaihe, aktiivihiiisuodatus, on erinomainen vaihtoehto asesulfaamin poistolle, mikäli kuormitus on alle 30 m³/kg. Tällöin käsitellystä juomavedestä havaittu korkein asesulfaamipitoisuus oli 0,76 µg/l kun lähtöpitoisuus oli välillä 1,0–3,6 µg/l. Puhdistusteho kuitenkin riippuu hyvin paljon siitä, millainen GAC-suodattimen esikuormitus on.

Sang (2014) tutkimuksessa on tarkasteltu fotokatalyyttisen menetelmän soveltuvuutta asesulfaami K:n hajottamiseen vesiliuoksesta. Lähtöpitoisuutena on käytetty melko korkeaa 5 mg/l pitoisuutta, jolle on saavutettu 99,9 prosenttia 45 min viiveellä (254 nm aallonpituus).

Tarkasteltujen tutkimusten veden lähtöpitoisuudet ovat varsin korkeat verrattuna CONPAT-hankkeen pinta- ja pohjavesipitoisuuksiin. Näiden tutkimusten perusteella voidaan sanoa, että jäteveden pitoisuustasossa UV-käsittely ja aktiivihiiisuodatus voivat soveltua asesulfaami-K:n poistoon. UV-käsittelyltä vaadittu viive on kuitenkin huomattavan pitkä myös yhdistettynä katalyytin käyttöön, mikä vaikuttaa kustannuksia nostavasti.

Sakariini

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan sakariinia juomavedestä:

- Biologiset käsittelyprosessit, esimerkiksi tekopohjaveden valmistus (lähes 100 % kun lähtöpitoisuus on 0,04–0,11 µg/l)
- Seuraavien puhdistusprosessin on todettu poistavan sakariinia jätevedestä:
- UV-käsittely (puhdistusaste 69 % lähtöpitoisuudella 100 mg/l)
- V-käsittely + aktiivihiiisuodatus (puhdistusaste 99 % lähtöpitoisuudella 0,04–0,11 µg/l)

Scheurer et al. (2010) tekemässä laboratoriomittakaavan tutkimuksessa todettiin, että syklaamihappo ja sakariini saatiin lähes 100-prosenttisesti poistettua (lähtöpitoisuus 0,04–0,11 µg/l) kaikilla juomavedenkäsittelylaitoksilla, joissa oli käytössä biologisia käsittelyprosesseja esim. tekopohjaveden valmistus imeyttämällä. Siten sakariini ja syklaamihappo eivät välttämättä vaadi lisäpuhdistustekniikoita tällaisille laitoksille.

Bernardo et al. (2005) tutkimuksessa todettiin sakariinin poistuvan lähes täysin (puhdistusaste 99 %) jätevedestä kun aktiivihiiisuodatus ennen tehtiin 180 min UV-säteilytys. Pelkkä UV-säteilytys sai aikaan 69 prosentin puhdistusasteen ja pelkkä aktiivihiiisuodatus vain 29 prosentin puhdistusasteen. Sakariinin alkukonsentraatio tutkimuksessa oli 100 mg/l.

Sakariinin poisto juomavedestä perustuu biologiseen hajotukseen. Jäteveden osalta UV-käsittelyn on todettu soveltuvan sakariinille; aktiivihiiisuodatuksen merkitys on todennäköisesti epätäydellisen hajoamisreaktion tuotteiden adsorptio. UV-käsittely on nykyisellään käytössä juomavesilaitosten yhtenä desinfiointimenetelmän. Jätevedessä biologinen hajoavuus voidaan todeta myös CONPAT-hankkeen analyysituloksista jätevedenpuhdistamien tulevassa ja lähtevässä vedessä.

Sukraloosi

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan sukraloosia juomavedestä:

- Aktiivihiiiliasorptio GAC (puhdistusaste 100 % asti lähtöpitoisuudesta 0,04–0,16 µg/l)
- AOP-käsittely (puhdistusaste 48 % asti)
- AOP-käsittely (UV-säteilytys ja H₂O₂, puhdistusaste 40 % lähtöpitoisuudella 500 µg/l)
- AOP-käsittely (TiO₂/UV katalyyttinen menetelmä; 99,8 % puhdistustulos 120 min viiveellä, lähtöpitoisuudella 1 mg/l)

Scheurer et al. (2010) tekemässä laboratoriomittakaavan tutkimuksessa todettiin, että sukraloosi ja asesulfaami eivät hajoa biologisesti tekopohjaveden valmistuksessa. Tutkimuksessa huomattiin, että otsoni hajottaa sukraloosia huonosti, sillä sen puhdistusaste oli alle 20 prosenttia laboratorio- ja kenttäkokeissa (lähtöpitoisuus 0,04–0,16 µg/l). Jäljelle jääneet pitoisuudet saatiin kuitenkin kokonaan poistettua GAC-suodattimilla juomavesilaitoksella.

Mawhinney et al. (2011) tutkimuksessa kävi ilmi, että sukraloosi poistui huonosti useimmilla tutkituilla juomavesilaitoksilla. Näiden juomavedenkäsittelylaitosten keskimääräinen sukraloosin puhdistusaste oli vain 12 prosenttia. Suurin puhdistusaste 48 prosenttia (lähtöpitoisuus 2900 ng/l) saavutettiin käsittelylaitoksella, jonka käsittelyprosessiin kuuluivat ClO₂-esihapetus, perinteinen käsittely, UV-käsittely sekä klooraus. Toisella samaa käsittelyprosessia käyttävällä laitoksella puhdistusasteeksi saatiin vain 14 prosenttia (lähtöpitoisuus 790 ng/l). Vaikka puhdistusaste on merkittävästi huonompi, tutkimus osoittaa, että AOP-käsittelyä kannattaa vielä tutkia tarkemmin sukraloosin poistamismenetelmänä.

UV/H₂O₂-tyyppisellä AOP-tekniikalla on saavutettu noin 40 prosentin puhdistustulos. Lähtöliuoksena on ollut 500 µg/l sukraloosiliuos valmistettuna ionivaihdettuun veteen. Käytetyt UV-lamput ovat olleet keskipainelamppuja (200–240 nm) (Keen ja Linden 2013).

Sang (2014) tutkimuksessa on tarkasteltu fotokatalyyttisen menetelmän soveltuvuutta asesulfaami K:n hajottamiseen vesiliuoksesta. Lähtöpitoisuutena on käytetty melko korkeaa 1 mg/l pitoisuutta, jolle on saavutettu 99,8 prosenttia 120 min viiveellä (254 nm aallonpituus).

Edellä kuvattuihin tutkimustulokseen perustuen voidaan olettaa, että aktiivihiiiliasorption soveltuu sukraloosin poistoon niillä pitoisuustasoilla, joita on havaittu CONPAT-hankkeessa pinta-, pohja- ja jätevedessä. Myös AOP-tekniikat on todettu vaihtoehtoisiksi menetelmiksi juomavesilaitoksilla. On hyvä huomata, että tässä esitetyn TiO₂/UV-menetelmän kustannukset nousevat pitkän kontaktiajan vuoksi merkittäviksi.

Syklaamihappo

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan sakariinia juomavedestä:

- Biologiset käsittelyprosessit, esimerkiksi tekopohjaveden valmistus (lähes 100 % kun lähtöpitoisuus on 0,04–0,24 µg/l µg/l)

Scheurer et al. (2010) tekemässä laboratoriomittakaavan tutkimuksessa todettiin, että syklaamihappo ja sakariini saatiin lähes 100-prosenttisesti poistettua (lähtöpitoisuus 0,04-0,24 µg/l) kaikilla juomavedenkäsittelylaitoksilla, joissa oli käytössä biologisia käsittelyprosesseja esim. tekopohjaveden valmistus imeyttämällä.

Syklaamihappo ei välttämättä vaadi lisäpuhdistustekniikoita tekopohjavesilaitoksilla tai muita biologisia puhdistusvaiheita sisältävillä laitoksilla.

Lääkeaineet

Seuraavien eri puhdistusprosessien on todettu poistavan tehokkaasti lääkeaineita juomavedestä:

- aktiivihiliadsorptio (GAC puhdistusaste 100 %, PAC puhdistusaste >98 %)
- otsonointi (puhdistusaste 33–100 %)
- AOP-käsittely (UV/ H₂O₂ puhdistusaste 3- >95 %)
- kalvotekniikat (puhdistusaste >99 %)
- klooraus (puhdistusaste 100 % asti)

(WHO2012)

Poolisia lääkeaineita sisältävät raakavedet täytyy aina käsitellä jollakin lisäpuhdistusmenetelmällä, kuten otsonoinnilla tai aktiivihiliisuodattimella, jos ne halutaan poistaa vedestä. Saksassa pintavesiä tai rantaimeytystä käytävien vesilaitosten puhdistusprosessiin kuuluu GAC-suodatus tai otsonointi, joskus jopa molemmat (Ternes et al. 2002).

Seuraavien eri tekniikoiden on todettu poistavan tehokkaasti lääkeaineita jätevedestä:

- sähköpurkaustekniikka (AOP)
- otsonointi (puhdistusaste 86–100 %, sekundäärikäsittelyn jätevesi)
- MBR (puhdistusaste 23–99 %, käsitelty jätevesi)
- AOP-menetelmät (puhdistusaste jopa 100 %)
- käänteisosmoosi (puhdistusaste 62–97 %, sekundäärikäsittelyn jätevesi)

(WHO 2012; WAPULEC 2015)

Seuraavissa kappaleissa on tarkasteltu eri menetelmillä saavutettuja puhdistustuloksia lääkeainekohtaisesti.

Ibuprofeeni

Seuraavien prosessien on todettu poistavan ibuprofeenia juomavedestä:

- biologinen suodatus (puhdistusaste >75 %)
- otsonointi (puhdistusaste 92 % asti)
- otsonointi + vetyperoksidi (puhdistusaste 99 % asti)
- kloori (puhdistusaste 0-79 %)
- PAC (puhdistusaste jopa 99,7 % asti)
- GAC (puhdistusaste ≥96 %)
- ioninvaihto (puhdistusaste ≥96 %)
- UV-käsittely (puhdistusaste 62–67 %)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan ibuprofeenia jätevedestä:

- tavanomainen jäteveden puhdistamo
- hiekkasuodatus (puhdistusaste 96 % asti)
- kalvoerotus (puhdistusaste 99 % asti)
- MBR (puhdistusaste 100 %)
- aktiivihiiლისuodatus (puhdistusaste lähes 100 %)
- otsonointi (puhdistusaste lähes 100 %)
- AOP-käsittely, UV/H₂O₂ (puhdistusaste 99,4 %)

(EPA Ibuprofen 2015; Connors 2013; Wahlberg et al. 2010)

Biologinen juomaveden käsittely on lupaava puhdistusmenetelmä ibuprofeenin poistamiseksi juomavedestä (EPA Ibuprofen 2015).

Connors et al. (2013) tutkivat ibuprofeenin poistamista juomavedestä erilaisilla adsorptiomenetelmillä. Käytetyt adsorptioteknologiat olivat PWA (PAC), Filtrasorb 200 (GAC), Amberlite XAD-4 (ioninvaihtoharts), Amberlite XAD-7 (ioninvaihtoharts), Purolite A530E (ioninvaihtoharts) and Optipore L-493 (ioninvaihtoharts). Puhdistustehoja testattiin kahdessa eri pH:ssa (4 ja 7) ja neljän teknologian todettiin olevan tehokkaita ibuprofeenin poistossa. Nämä teknologiat olivat PWA PAC, Filtrasorb 200 GAC, Purolite A530E and Optipore L-493, jotka kaikki ylsivät molemmissa pH-arvoissa 96 prosentin puhdistusasteeseen. Kaikkein tehokkaimmaksi osoitautui PWA (PAC), jonka puhdistusaste oli 98,6 prosenttia tunnin kontaktiajalla pH:ssa 4 ja 99,7 prosenttia tunnin kontaktiajalla pH:ssa 7. Tutkimuksissa ibuprofeenin alkukonsentraatio oli 15 mg/l.

Langenhoff et al. (2013) tutkivat pilot-mittakaavassa MBR-käsittelyn puhdistustehoa ibuprofeenille sairaalan jätevedestä. Ibuprofeenin alkukonsentraatio oli 4–12 µg/l ja se saatiin tehokkaasti poistettua vedestä alle mitattavan tason eli <0,01 µg/l.

Ruotsissa Tukholmassa tehdyssä tutkimuksessa tutkittiin lääkeaineiden poistumista tavanomaisella jätevedenpuhdistamolla. Jätevedenpuhdistamolla saatiin hyvä puhdistustulos ibuprofeenille, joka poistui lähes 100-prosenttisesti perinteisessä puhdistusprosessissa, mikä voidaan todeta myös taulukosta 7.

Taulukosta 7 voidaan myös nähdä, että ibuprofeenin puhdistusaste parani vielä selkeästi aktiivihiiლისuodatuksen lisäämisellä puhdistusprosessiin, jolloin puhdistusasteeksi saatiin 99,96 prosenttia. Myös otsonoinnilla ja AOP-käsittelyllä (UV/H₂O₂) saatiin parannusta puhdistustehoon, ja puhdistusaste oli otsonoinnilla 99,58–99,86 prosenttia ja AOP-käsittelyllä 99,36 prosenttia (Wahlberg et al. 2010).

Juomavesilaitoksilla on useimmiten käytössä jokin edellä mainituista hapetusmenetelmistä, kuten klooraus, UV-käsittely tai otsonointi, jotka hajottavat osan lääkeainemolekyyleistä. Mikäli puhdistuksen tavoitearvot ovat hyvin alhaisia, vaatii ibuprofeenin hajotus AOP-prosessin eli yhdistelmähapetuksen kuten otsonointi + vetyperoksidi -menetelmän käytön. Ioninvaihtohartsia on testattu vain varsin korkeissa pitoisuuksissa. Myös biologinen hajotus on todettu soveltuvaksi juomavesille EPA:n selvityksessä. Erotustekniikoista aktiivihiiლისuodatus soveltuu hyvin ibuprofeenin poistoon.

Jätevesilaitoksille esimerkiksi MBR-prosessi on soveltuva puhdistusmenetelmä, kun halutaan päästä tavanomaisesta parempiin puhdistustuloksiin.

Ketoprofeeni

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan ketoprofeenia juomavedestä:

- elektro-Fenton (puhdistusaste >90 –100 % lähtöpitoisuudella 50 mg/l)
- anodinen hapetus (puhdistusaste >90 % lähtöpitoisuudella 50 mg/l)
- + /biologinen suodatus (puhdistusaste >90 %)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan ketoprofeenia jätevedestä:

- tavanomainen jäteveden puhdistamo (60–80%)
- otsonointi
 - o annostuksella 5 g O₃/m³ 510->70 ng/l
 - o annostuksella 15 g / O₃/m³ 510->5 ng/l
- O₃/UV (puhdistusaste 95 % lähtöpitoisuudella 25 mg/l)

(Illés et al. 2014; Ling 2013; Wahlberg et al. 2010)

Ling (2013) tutki sähkökemiallisten AOP-käsittelyiden (elektro-Fenton EF ja anodinen hapetus AO) sekä otsonointi/biosuodatussystemin tehoa ketoprofeenin poistamisessa juomaveden valmistuksessa ja tutkimustulokset osoittivat kaikille teknologioille yli 90 prosentin puhdistusastetta. Elektro-Fenton prosessille saatiin tutkimusolosuhteissa parhaimmillaan lähes 100 prosentin puhdistusaste.

Otsonoinnillakin on saavutettu hyvä puhdistusaste, joka oli kahdessa minuutissa yli 90 prosenttia otsonianoksen ollessa 2 mg/l. Pienemmälläkin annoksella (1 mg/l) saavutettiin yli 90 prosentin puhdistusaste, jos prosessiin oli yhdistetty H₂O₂:n lisäys tai biologinen suodatus (Illés et al. 2014).

Ruotsissa Tukholmassa on tutkittu lääkeaineiden poistumista tavanomaisella jätevedenpuhdistuslaitoksella, ja tässä tutkimuksessa havaittiin ketoprofeenin poistuvan perinteisissä puhdistusprosesseissa 60–80 prosenttisesti. Ketoprofeenin puhdistuminen on merkittävää otsoniannoksella 15 g O₃/m³. Tavalliseen jäteveden puhdistusprosessiin yhdistettynä otsonoinnilla voidaan saavuttaa 99,5 prosentin ketoprofeenin puhdistusaste (Wahlberg et al. 2010).

Ketoprofeenin puhdistusprosessit perustuvat lääkeaineen hapetusreaktioon, joiden lisäksi aine saadaan erotettua aktiivihiihliuodatuksella. Tutkimusten perusteella voidaan todeta, että erityisesti erilaiset yhdistelmähapetus- eli AOP-prosessit ovat tehokkaita ketoprofeenin hajottajia. Osa ketoprofeenista poistuu jo tavanomaisella jätevedenpuhdistamolla.

Karbamatsepiini

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan karbamatsepiinia juomavedestä:

- otsonointi (puhdistusaste 97 % lähtöpitoisuudella 1 µg/l)
- perinteinen käsittely + otsonointi (puhdistusaste 99 %)
- tekopohjaveden valmistus (puhdistusaste jopa 83 %)
- aktiivihiihliuodatus

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan karbamatsepiinia jätevedestä:

- AOP-käsittely (UV/ H₂O₂) + biologinen suodatus (puhdistusaste 90 % lähtöpitoisuudella 0,262 mg/l)
- AOP-käsittely (photo-Fenton, puhdistusaste 100 % lähtöpitoisuudella 11 mg/l)
- UV-käsittely + biologinen käsittely (puhdistusaste 93 %)

Karbatsepiinin on todettu poistuvan tehokkaasti biologisessa tekopohjaveden imeytysprosessissa. Tutkimuksessa imeytetyn pintaveden karbatsepiinin lähtöpitoisuus oli 380 ng/l ja imeytyksen jälkeinen pitoisuus 65 ng/l. Puhdistusasteeksi saatiin siis 83 prosenttia (UNESCO 2004).

Toisaalta Heberer (2007) kertoo raportissaan Rein-joen rantaimelyttämistä ja siinä mainitaan, että karbatsepiinin pitoisuuksissa ei huomattu merkittävää pienentymistä imeytyksen aikana (pitoisuus joessa 0,11 µg/l ja pitoisuudet imeytyksen jälkeen 0,067 µg/l ja 0,11 µg/l). Pitoisuudessa tapahtuneen pienentymisen arveltiin johtuvan vain imeytetyn veden sekoittumisesta saastumattomaan pohjaveteen. Karbatsepiini saatiin kuitenkin tutkimuksessa poistettua juomavesilaitoksella otsonoinnilla ja aktiivihiihluodatuksella.

Ternesin (2002) laboratoriotutkimuksessa karbatsepiinin lähtöpitoisuus oli 1 µg/l ja siinä saavutettiin otsonoinnilla 97 prosentin puhdistusaste otsoniannoksella 0,5 mg/l. Laboratoriotutkimuksessa oli läsnä myös meta-nolia, jota käytettiin lääkeaineiden liuottamiseen, joten otsoni muuttui osittain hydroksyyli-radikaaleiksi. Suora otsonireaktio luultavasti näin ollen aliarvioitiin ja hapettumistehon tulisi olla juomavesilaitoksen olosuhteissa jopa hieman korkeampi kuin laboratorio-olosuhteissa.

Allen et al. (2012) raportissa kerrotaan karbatsepiinin poistuvan tehokkaasti otsonoinnilla juomavedestä (puhdistusaste 99 %) ja UV-käsittelyllä jätevedestä (puhdistusaste 93 %) kun ne on yhdistetty muihin käsitte-lyprosesseihin.

Linden et al. (2012) tutkimuksessa osoitettiin, että karbatsepiinin AOP-käsittelyssä muodostuvat hapetus-tuotteet, jotka tyypillisesti eivät ole kovin helposti biohajoavia, mineralisoituvat perinteisellä jätevedenkäsittely-laitoksella aktiivioletteen bakteerien avulla. Lähtöyhdisteelle (konsentraatio 0,262 mg/l) saatiin UV/H₂O₂-käsittelyllä 90 prosentin puhdistusaste H₂O₂ annoksella 10 mg/l ja UV-säteilyn vuontiheydellä 1800 mJ/cm². Tutkimuksen perusteella voidaan päätellä, että AOP-käsittelyllä ja sen jälkeisellä biologisella hajotusprosessilla voidaan saavuttaa merkittävä karbatsepiinin puhdistustulos, jota ei saavuteta kummallakaan, AOP-käsittelyllä tai biologisella käsittelyllä, yksinään. Tutkimuksessa kuitenkin havaittiin jonkinasteista karbatsepiinin hapettumista UV-säteilyttämällä (ilman H₂O₂:n lisäystä) nitraatoituja lähtövesiä. Tämä kuitenkin vaatii vielä lisätutkimuksia.

Ahmedin (2013) tutkimuksessa karbatsepiini saatiin täysin hajotettua jätevedestä (karbatsepiinia 10 mM ja PS:Fe(II) suhde 2:1) 30 minuutin PS/Fe(II)/UVeVis-käsittelyllä. Käsittely oli sulfaattiradikaaleihin perustuva homogeeninen photo-Fenton-prosessi, jossa hapettimena toimi persulfaatti (PS) ja katalyyttina ferrorauta (Fe(II)) ja valon lähteenä käytettiin simuloitua auringon säteilyä.

Karbatsepiinin puhdistaminen juomavedestä perustuu kuvattujen tutkimusten mukaan hapettamiseen joko kemiallisesti tai tekopohjaveden biologis-kemiallisissa prosesseissa.

Myös jätevesien osalta voidaan todeta, että karbatsepiinin hajottaminen vaatii hapettavat olosuhteet, jotka voidaan saavuttaa AOP-tekniikoilla. Hapetuksen lisäksi voidaan käyttää biologisia menetelmiä, jotka oletettavasti hajottavat hapetusreaktioissa syntyviä orgaanisia yhdisteitä. AOP-tekniikan sijoittaminen ennen jätevedenpuhdistamon aktiivioleteprosessia voi johtaa suuriin käyttökuluihin, sillä tuleva jätevesi sisältää runsaasti hapettavia yhdisteitä (ks. kustannusarvio).

Sulfametoksatsoli

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan sulfametoksatsolia juomavedestä:

- tekopohjaveden valmistus; jokirantaimelyttäminen (puhdistusaste n. 22 %)

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan sulfametoksatsolia jätevedestä:

- tavanomainen jätevedenpuhdistamo (56–69 %)
- otsonointi (puhdistusaste lähes 100 %)
- aktiivihiihluodatus (puhdistusaste 98,5 %)
- AOP, UV/ H₂O₂ (puhdistusaste 90,8 %)

Schmidt et al. (2003) raportista käy ilmi, että myös monet orgaaniset yhdisteet saadaan tehokkaasti poistettua pintaveden imeyttämällä tekopohjavettä valmistettaessa. Schmidt et al. (2003) raportissa kuitenkin kerrotaan, että joidenkin orgaanisten yhdisteiden, kuten sulfametoksatsolin, poistuminen jokirantaimeyttämisessä on riippuvainen pohjaveden hapetus-pelkistys-prosesseista. Sulfametoksatsoli saadaan hyvin poistettua anaerobisissa olosuhteissa, mutta aerobisissa imeytymisessä se poistuu vain huonosti. Monet muut orgaaniset yhdisteet saadaan poistettua, tai niiden pitoisuuksia saadaan tehokkaasti pienennettyä, sekä anaerobisissa että aerobisissa imeytymisessä.

Ruotsissa Tukholmassa tehdyssä tutkimuksessa tavanomaisilla jätevedenpuhdistamoilla saavutettiin noin 56–69 prosentin sulfametoksatsolin puhdistusaste. Taulukosta 7 voidaan huomata, että aktiivihiiisuodatuksen tai otsonoinnin lisäyksellä tavallisen puhdistusprosessin jälkeen voidaan saavuttaa merkittävää parannusta sulfametoksatsolin puhdistusasteeseen. Aktiivihiiilen tai otsonoinnin lisäyksellä saavutettiin 97,8–99,6 prosentin sulfametoksatsolin poistuminen jätevedestä. Myös AOP-käsittely (UV/ H₂O₂) paransi puhdistusastetta, jolloin saavutettiin 90,8 prosentin puhdistustulos (Wahlberg et al. 2010).

Pohjan (2011) tutkimuksessa saavutettiin sulfametoksatsolille 94 prosentin puhdistusaste jätevedestä 280 min otsonoinnilla. Tutkimuksessa tarvittiin 1,57 mg otsonia hajottamaan 1 mg sulfametoksatsolia, kun lähtökonsentraatio oli yli 240 mg/l.

Taulukko 1 Puhdistustulokset kolmelle eri lääkeaineelle perinteisellä jätevedenpuhdistusprosessilla, aktiivihiihellä, otsonilla sekä AOP-käsittelyllä (Wahlberg et al, 2010).

	<i>Henriksdalin puhdistamon syöte</i>	<i>Henriksdalin puhdistamon poiste</i>	<i>Aktiivi-hiili</i>	<i>Otsoni</i>	<i>Otsoni</i>	<i>Otsoni+ MBBR</i>	<i>UV / H₂O₂</i>
Annostus				5 mg/l	15 mg/l	5 mg/l	0.75 Wh/l + 10 mg/l
Lääkeaine	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Diklofenaakki	426	312	1	8	70	1	3
Ibuprofeeni	7150	50	3	23	30	10	46
Sulfametoksatsoli	271	77	4	4	6	1	25

Tekopohjavesiprosessissa sulfametoksatsoli poistuu joissain määrin, kun olosuhteet ovat hapettavat. Otsonointi ja sitä voimakkaammat hapetusmenetelmät soveltuvat sulfametoksatsolin hajottamiseen jätevedestä, minkä lisäksi makeutusaine saadaan poistettua vedestä myös aktiivihiiisuodatuksella. Osa sulfametoksatsolista poistuu jo tavanomaisessa jätevedenpuhdistamossa.

Perfluoratut alkyylihapot (PFAA)

Eschauzierin (2013) raportissa tutkittiin perfluorattujen alkyylihappojen pitoisuuksia juomavesilaitoksella, jonka puhdistusprosessiin kuuluivat vedenotto, koagulaatio, pikahiekkasuodatus, dyynihiekkaimetyys (tekopohjaveden valmistus), ilmastus, pikahiekkasuodatus, otsonointi, kovuuden säätö, rakeinen aktiivihiiisuodatus (GAC) ja hidas hiekkasuodatus.

Tutkimuksessa kävi ilmi, että useimmat juomaveden valmistuksessa käytettävät puhdistusprosessit eivät poista kaikkia perfluorattuja alkyylihappoja, sillä niitä löydettiin kaikista prosessivaiheista otetuista näytteistä. Yleisesti pitkäketjuiset alkyylihapot kuten PFNA ja PFOS poistuvat vedestä hyvin, mutta lyhytketjuiset alkyylihapot kuten PFBA, PFPeA, PFHxA, PFOA, PFBS ja PFHxS jäävät juomaveteen.

Tutkimuksessa perfluorattujen alkyylihappojen pitoisuudet eivät muuttuneet kolmen ensimmäisen käsittelyvaiheen aikana, ja jälkikäsittelyvaiheessa pitoisuudet pysyivät samalla tasolla neljän ensimmäisen käsittelyvaiheen aikana. Tästä voidaan päätellä, että otsonointi ei poista perfluorattuja alkyylihappoja juomavedestä. Myöskään kovuuden säädöllä ei ole merkitystä PFAA:n poistossa.

Useissa tutkimuksissa on myös todettu, että tekopohjaveden valmistaminen pintaimelyttämällä hiekkasten kerrosten läpi tai jokirantaimeytyksellä ei poista vedestä perfluorattuja alkyylihappoja (Eschauzier et al. 2013).

Merkittävä perfluorattujen alkyylihappojen pitoisuuksien aleneminen juomavesilaitoksella havaittiin ainoastaan aktiivihiihliisuodatuksen aikana. GAC-suodatuksen puhdistusteho vaihtelee eri alkyylihappojen kohdalla ja tehokkuuteen vaikuttaa myös suodattimien käyttöikä. Tällä hetkellä käytetyin puhdistusmenetelmä perfluorattujen alkyylidisteiden poistoon onkin juuri GAC-suodatin vaikka tutkimuksissa tehokkaammiksi tekniikoiksi on osoitettu kalvoteknologiat kuten käänteisosoosi (RO) ja nanosuodatus (NF). Niitä ei vielä yleisesti käytetä vedenpuhdistuslaitoksilla korkeiden kustannuksiensa vuoksi (Eschauzier 2013).

Myös Oliaie et al. (2015) tekemän tutkimuksen mukaan aktiivihiihlikäsittely on tällä hetkellä paras käytettävissä oleva tekniikka perfluorattujen yhdisteiden poistamiseen juomavesilaitoksilla, kun arvioissa huomioidaan taloudelliset seikat. Myös tässä tutkimuksessa käänteisosoosin todettiin olevan tehokas perfluorattujen yhdisteiden, etenkin perfluorattujen karboksyylihappojen, puhdistamisteknologia. Se ei kuitenkaan ole kustannustehokas erotusprosessissa syntyvän rejektin vuoksi. AOP-menetelmät eivät ole raportoiduissa tutkimuksissa täysin poistaneet perfluorattuja yhdisteitä, eivätkä hartseja käyttävät adsorptiomenetelmät, kuten ioninvaihto, ylitä aktiivihiihlien puhdistustulosta.

Yhdysvalloissa on muutama perfluorattujen yhdisteiden poistoon suunniteltu juomavedenkäsittelylaitos, joissa aktiivihiihlien on kustannustehokkaasti todettu poistavan perfluorattuja yhdisteitä. Tutkimuksesta riippuen GAC:n ja PAC:n tehokkuus yhdisteiden poistajana vaihtelee. Aktiivihiihlien on joka tapauksessa todistettu poistavan perfluorattuja alkyylidisteitä vedestä tehokkaasti (Oliaie et al. 2005).

Yleisesti näiden lähteiden perusteella voidaan todeta, että yhdisteiden hajottaminen tavanomaisissa hapetusprosesseissa ei ole tehokas puhdistusmenetelmä, kun taas aktiivihiihliadsorptio ja kalvosuodatus voisivat soveltua paremmin tälle yhdisteryhmälle. Tällöin hylkyvedelle tai käytetylle aktiivihiihille tulee järjestää asianmukainen hävitysmenetelmä. Eräs vaihtoehto hylkyveden käsittelemiseksi ovat AOP-tekniikat. Näiden tekniikoiden käyttö hylkyveden epäpuhtauksien hajottamiseen edellyttää prosessiolosuhteiden optimoimista väkevyityneille pitoisuuksille sopiviksi.

Perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan PFOS:a juomavedestä:

- aktiivihiihliisuodatus
 - o GAC (puhdistusaste 24–99 %)
 - o PAC (puhdistusaste lähes 100 %)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan PFOS:a jätevedestä:

- kalvotekniikat
 - o käänteisosoosi (puhdistusaste >99 %)
 - o nanosuodatin (puhdistusaste 90–99 %)
- AOP-käsittely (puhdistusaste 10–50 %)
- ioninvaihto (puhdistusaste >92 %)

Penkkimittakaavan tutkimuksissa rakeisen aktiivihiihliisuodatuksen (GAC) on todettu olevan tehokas perfluoro-oktaanisulfonaatin (PFOS) poistamiseen juomavedestä. Näissä tutkimuksissa puhdistusaste oli 24–99 prosentin välillä ja se kasvoi kontaktiaikaa pidentämällä (EPA Perfluorooctane sulfonate 2015).

Täyden mittakaavan juomavesilaitoksilla tehdyissä tutkimuksissa GAC:n tehosta on saatu vaihtelevia tuloksia. Eräissä tutkimuksissa PFOS:n konsentraation todettiin olevan suurempi käsitellyssä vedessä kuin raakavedessä. Tällöin puhdistusaste oli -4,3–20 prosenttia pelkällä GAC-suodattimella ja 26 prosenttia, kun GAC-suodatus oli yhdistetty klooraukseen ja tuloveden PFOS pitoisuus oli 46 ng/l. Tutkimuksessa käytettyjä GAC-suodatinpetejä ei kuitenkaan ollut regeneroitu ainakaan kahteentoista kuukauteen, mikä todennäköisesti vaikutti tutkimustulok-

seen. Toisessa täydessä mittakaavassa tehdyssä tutkimuksessa kahdella eri pintavedenpuhdistuslaitoksella tehdyn testauksen puhdistusasteeksi saatiin 18 prosenttia ja 63 prosenttia. Tässä tutkimuksessa käytetyt GAC-suodattimet oli regeneroitu vuosittain vaihtamalla 20 prosenttia suodatinmateriaalista (EPA Perfluoro-octane sulfonate 2015).

Tang et al. (2007) tutkimuksessa testattiin PFOS:n poistamista käänteisosmoosilla jätevedestä neljän päivää kestäneessä kokeessa, jossa laitteistoon kuului viisi RO-kalvoa ja syötteen PFOS konsentraatio oli 10 ppm eli 10 mg/l. Puhdistustulosta tutkittiin säännöllisesti koko testausajanjakson ajan. Puhdistusasteeksi saatiin yli 99 prosenttia. Samoissa tutkimusolosuhteissa kolmella nanosuodattimella puhdistusasteeksi saatiin 90–99 prosenttia.

Oliaei et al. (2015) raportissa viitataan tutkimustulokseen, jossa käänteisosmoosilla saatiin poistettua jätevedestä PFOS:a lähtöpitoisuudesta 41 ± 18 ng/l pitoisuuteen, joka on alle analyysirajan. Samassa raportissa viitataan myös tutkimukseen, jossa todettiin AOP-käsittelyjen olevan varsin tehottomia PFOS:n poistamiseen jätevedestä, ja puhdistusasteeksi saatiin vain 10–50 prosenttia. Toisessa raportissa viitatussa tutkimuksessa ioninvaihdolla saatiin jäteveden PFOS:n puhdistusasteeksi >92 prosenttia. Ioninvaihtohartsien kulumisen sekä rejektin syntymisen vuoksi ioninvaihto ei kuitenkaan ole kovin kustannustehokasta ja siksi aktiivihiilikäsittely on perfluorattujen yhdisteiden puhdistamiseen parempi vaihtoehto.

Kuvatuista tutkimuksista käy ilmi, että PFOS:n erottaminen vedestä joko aktiivihiiliadsorptiolla tai kalvosuodatuksella on tehokas puhdistusmenetelmä pitoisuustasoille, jotka useimmissa tutkimuksissa ovat lähempänä CONPAT-hankkeessa analysoidujen tulevan ja lähtevän jäteveden pitoisuuksia jätevettä kuin pinta- ja pohjavesien pitoisuuksia. Erotustekniikoita käytettäessä on hyvä huomioida, että ne eivät pysyvästi hajota yhdistettä, vaan joko käytetty aktiivihiili tai kalvosuodatuksen hylkyvesi täytyy käsitellä asianmukaisesti.

Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan PFOA:a juomavedestä:

- aktiivihiilisuodatus
 - o GAC (puhdistusaste 95 %)
 - o PAC
- kalvotekniikat
 - o käänteisosmoosi
- ioninvaihto (puhdistusaste 74 %)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan PFOA:a jätevedestä:

- aktiivihiilisuodatus
 - o GAC
 - o PAC (puhdistusaste jopa 100 %)

Oliaei et al. (2015) viittaavat raportissaan tutkimukseen, jossa aktiivihiilisuodatuksella (GAC) saatiin PFOA:lle 95 prosentin puhdistusaste juomavedestä. Samassa tutkimuksessa todettiin rakeisen aktiivihiilen (GAC) olevan tehokkaampaa kuin hienojakoisen aktiivihiilen (PAC). Toisessa tutkimuksessa, johon Oliaein raportissa viitataan, kuitenkin saatiin PAC:lla lähes 100 prosentin puhdistusaste jätevedestä PFOS:lle sekä PFOA:lle ja huomattavasti pienempi puhdistusaste GAC:lla. Oliaei et al. (2015) raportissa kerrotaan myös tutkimuksesta, jossa saatiin ioninvaihdolla juomavedestä PFOA:lle 74 prosentin puhdistusaste.

Useat muut tutkimukset ovat osoittaneet perfluoro-oktaanihapon poistuvan jopa kokonaan juomavedestä GAC-suodatuksella (EPA perfluorooctanoid Acid / Granular Activated Carbon 2015).

Edellä mainittujen tutkimusten perusteella aktiivihiilisuodatus soveltuu myös PFOA:n poistamiselle vesistä. Tutkimustuloksissa on kuitenkin varsin suurta vaihtelua, ja optimoidun puhdistusprosessin ja oikean laitemitoituksen varmistamiseksi tarvittaneen lisätutkimusta. Myös osa erityisesti PFOA:lle optimoiduista hapetusprosesseista voi soveltua yhdisteen hajottamiseen.

Kofeiini

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan kofeiinia juomavedestä:

- otsonointi (puhdistusaste >80 % lähtöpitoisuuksilla 214 ng/l ja 267 ng/l ja otsonoinnin jälkeen 60 ng/l ja 54 ng/l)
- GAC (puhdistusaste > 78 % loppupitoisuudella 10 ng/l)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan kofeiinia jätevedestä:

- perinteinen yhdyskuntajätevesien puhdistusprosessi (puhdistusaste 100 % lähtöpitoisuudella 3.4–6.6 µg/l)
- MBR + kalvosuodatus tai + kalvosuodatus/UV-säteily (puhdistusaste 99 %, loppupitoisuus 10 ng/l)

Broséus et al. (2009) tekemässä penkkimittakaavan otsonointitutkimuksessa juomavedestä saatiin puhdistettua yli 80 prosenttia kofeiinista. Tätä verrattiin tutkimuksessa kahden toiminnassa olevan vesilaitoksen otsonoinnin puhdistustuloksiin ja tulokset olivat samaa luokkaa. Vesilaitosten juomaveden kofeiinipitoisuus ennen otsonointia olivat 214 ng/l ja 267 ng/l ja otsonoinnin jälkeen 60 ng/l ja 54 ng/l (puhdistusasteet 72 % ja 80 %).

Kim et al. (2009) tutkimuksessa tutkittiin Korean juomavesilaitosten tehokkuutta pintavesien epäpuhtauksien poistossa. Tutkituista pintavesistä ei löydetty suuria pitoisuuksia kofeiinia, sillä kahdesta tutkitusta järvestä toisessa pitoisuus oli alle 10 ng/l ja toisessa 45 ng/l. Vesilaitoksen, joka käsittelee suuremman pitoisuuden omaavan järven vettä, puhdistusprosessi sisälsi koagulaation, UV-suodatuksen sekä GAC-käsittelyn. Merkittävää puhdistumista havaittiin ainoastaan GAC-suodatuksella, jolla pitoisuus saatiin alle 10 ng/l (puhdistusaste > 78 %).

Sui et al. (2010) tekemän tutkimuksen mukaan kofeiini saatiin poistettua kokonaan perinteisen jätevedenpuhdistusprosessin sekundaarivaiheessa aktiivilieteprosessissa (lähtökonsentraatio 3.4–6.6 µg/l). Kofeiini on helposi biohajoavaa.

Tutkimuksessa tutkittiin myös jätevedenpuhdistusta pilot-mittakaavan jätevedenpuhdistuslaitoksella (kapasiteetti 1 m³/päivä), jonka puhdistusprosessi koostui MBR-käsittelystä, jota seurasi joko RO- tai nanosuodatus sekä kalvosuodatus yhdistettynä UV-käsittelyyn. MBR-käsittelyllä saatiin hyvä puhdistustulos 99 prosenttia (lähtöpitoisuudesta 9680 ng/l n. 100 ng/l). Myös kalvosuodatukset poistivat hyvin jäljelle jääneet kofeiinipitoisuudet 100 ng/l <10 ng/l, jolloin puhdistusaste oli yli 90 prosenttia. UV-käsittelyllä ei saatu lisätehoa kalvopuhdistukseen. MBR-systeemi käsitti aktiivilietetankin, jota seurasi levy/kehikko-malliset kalvomoduulit tai onttoosyinen moduuli (hollow-fiber module). RO- ja nanosuodatuslaitteistot olivat tavanomaisia spiraalikerettyjä suodattimia.

Juomavedelle soveltuvia ratkaisuja biologisen tekopohjaveden valmistuksen ohella ovat otsonointi, aktiivihii-liadorsortio tai kalvosuodatus.

Kofeiini poistuu suurelta osin tavanomaisella jätevedenpuhdistamolla, mikä voidaan havaita myös CONPAT-hankkeen analyysituloksista. Mikäli halutaan päästä parempiin puhdistustuloksiin, on yksi vaihtoehto MBR-reaktori jätevedelle.

Mikrobit

Taudinaiheuttajina toimivat mikrobit saadaan osittain poistettua juomavedestä tavanomaisilla koagulointi- ja neste-kiintoaine-erutusprosesseilla. Juomaveden puhdistuksessa käytetään lisäksi usein desinfiointimenetelmiä. Jäteveden osalta jatkuvatoimista desinfiointia ei edellytetä Suomessa, mutta valmius desinfiointiin tulee olla olemassa.

Tässä kappaleessa kuvataan ensin puhdistusprosessien toimivuutta mikrobiryhmittäin. Myöhemmässä osassa kappaletta on tarkasteltu CONPAT-hankkeen mikrobien puhdistustuloksia mikrobilajeittain (tai lajiryhmittäin). Tekniikat on jaoteltu juoma- ja jätevedelle alkuperäislähteen mukaisesti. On hyvä huomioida, että sama tekniikka voi soveltua molemmille vesijakeille, vaikka tämän selvityksen lähdeaineistossa ei olisi asiasta mainintaa. Hyödykkeiden/kemikaalien määrä on kuitenkin monesti suurempi jätevedelle kuin juomavedelle – tätä seikkaa on tarkasteltu lähemmin prosessikuvausten ja kustannustarkastelun yhteydessä.

Taulukossa 8 on yhteenveto juomavesilaitosten eri prosessivaiheiden vaikutuksesta bakteereihin, viruksiin ja alkueläimiin. Taulukosta voidaan todeta, että vaihteluvälit samaa menetelmää käytettäessä ovat suuret kaikissa mikrobiryhmissä. Joidenkin prosessien osalta vähenemistä ei tapahdu lainkaan (mm. alkueläimet kalkkikäsittelyllä tai rakeisella materiaalilla täytetyllä suodattimella).

Taulukko 8 Juomavesilaitoksen yksikköprosessien vaikutus mikrobiryhmien puhdistukseen (WHO, 2011).

<i>Yksikköprosessi</i>	<i>Mikrobi-ryhmä</i>	<i>Pienin poistoteho</i>	<i>Suurin poistoteho</i>	<i>Huomautukset</i>
		<i>log-arvo</i>	<i>log-arvo</i>	
Esikäsittely				
Karkeasuodattimet	bakteerit	0.2	2.3	Riippuu käytetystä suodatinmateriaalista ja koagulantin käytöstä
Varastoaltaat	bakteerit	0.7	2.2	Viive yli 40 päivää
	alkueläimet	1.4	2.3	Viive 160 päivää
Imeyty	virukset	>2.1	8.3	Riippuu suodatusmatkasta, maaperätyypistä, pumppausvauhdista, pH:sta, ionivahvuudesta
	bakteerit	2	>6	
	alkueläimet	>1	>2	
Koagulointi, flokkulointi ja laskeutus				
Tavanomainen selkeyty	virukset	0.1	3.4	Riippuu koagulointiolosuhteista
	bakteerit	0.2	2	
	alkueläimet	1	2	
High-rate-selkeyty	alkueläimet	>2	2.8	Riippuu polymeerin laadusta
Flotaatio	alkueläimet	0.6	2.6	Riippuu koagulantin määrästä
Kalkkikäsittely	virukset	2	4	Riippuu pH:sta ja laskeutusajasta
	bakteerit	1	4	
	alkueläimet	0	2	
Suodatus				
Rakeinen pikasuodatus	virukset	0	3.5	Riippuu suodatinmateriaalista ja esikäsittelynä käytetystä koaguloinnista
	bakteerit	0.2	4.4	
	alkueläimet	0.4	3.3	
Hidas hiekkasuodatus	virukset	0.25	4	Riippuu mm. partikkelikoosta, virtausnopeudesta, operointiolosuhteista
	bakteerit	2	6	
	alkueläimet	0.3	>5	
Kantoaine- eli precoat-suodatus	virukset	1	1.7	Mikäli suodatinkakua muodostuu
	bakteerit	0.2	2.3	Riippuu kemiallisesta esikäsittelystä
	alkueläimet	3	6.7	Riippuu suodatinaineesta ja suodatusnopeudesta
Kalvosuodatus	virukset	<1	>6.5	Riippuu mm. membraanin huokoskoosta
	bakteerit	1	>7	
	alkueläimet	2.3	>7	

Tavanomaisessa pintaveden käsittelylaitoksessa koagulointi- ja kiintoaineen erotusvaiheessa saadaan poistettua noin 0,2–2 logaritmissa vähennyksen eli 40–99 prosentin suuruinen osa mikrobeista. Mikrobit ovat osittain sitoutuneena kiintoaineeseen, mihin perustuu osa kiintoaineen erotuksen mikrobeja vähentävästä vaikutuksesta. Yleensä mikrobin suurempi koko vaikuttaa puhdistustulosta parantavasti. Tehokkuuteen vaikuttavat mm. koagulantin ja mahdollisen flokkulantin annostelumäärä suhteessa virtaamaan, kemikaalin sekoittuminen ja selkeytyksen sekoitustapa. Virusten osalta esiintyy merkittävää vaihtelua eri viruslajien osalta. Erilaiset kiintoaineen erotustekniikat, kuten pikahiekkasuodatus, laskeutus ja hidas hiekkasuodatus vaikuttavat mikrobipitoisuuksia vähentävästi. Poistotehoon vaikuttavia tekijöitä on useita kullekin tekniikalle (WHO 2004). Aktiivihiekkasuodattimia voidaan käyttää myös mikrobien erotuksessa (WHO 2004).

Tekopohjaveden valmistuksessa virusten ja bakteerien poistaminen on tehokkainta silloin, kun veden virtausnopeus on pieni ja vesipitoinen kerros on rakeista ja huokoista materiaalia. Tällöin vesi voi virrata rakeiden ympärillä, mikä lisää mikro-organismien pääsyä rakeiden pinnalle. Mikrobit saadaan poistettua tai inaktivoitua vedestä terveyden kannalta riittävälle tasolle, kun imeytymismatka ja –aika ovat riittävän pitkiä. Optimaalisissa olosuhteissa imeyttämällä voidaan saavuttaa 8-log:n suuruinen viruksien puhdistusaste, kun imetyksmatka on 30 metriä ja aika noin 25 päivää. Hyvän patogeenisten mikro-organismien puhdistustuloksen saavuttamiseksi vesilaitosten tulisi varmistaa tekopohjavettä valmistettaessa riittävän pitkä pintaveden imeytymismatka sekä imeytyksen viipymäaika (Schmidt et al. 2003).

Taulukossa 9 on esitetty esimerkkinä jokirantaimetyksen mikro-organismien puhdistustuloksia tekopohjavettä valmistettaessa. Taulukosta käy ilmi, että jokirantaimetyksessä poistaa tehokkaasti erilaisia mikrobeja. Taulukosta käy myös ilmi, että puhdistustulokset ovat eri mittauspaikoilla 25–30 metrin imeytymismatkoilla yllättävänkin samansuuruiset erilaisista viipymäajoista huolimatta. Tämä tulos on ristiriidassa sen oletuksen kanssa, että mikrobin kulkeutuminen riippuu huokosveden nopeudesta ja sitä myöten imeytyksen viipymäajasta, vaikka tätä yleensä pidetään merkittävänä puhdistustulokseen vaikuttavana tekijänä (Tufenkji et al. 2002).

Taulukko 9 Mikrobin log-puhdistusasteet jokirantaimetyksessä Alankomaissa. (Tufenkji et al. 2002).

		<i>Rein-joki</i>	<i>Meuse-joki</i>		<i>Meuse-joki</i>	
	<i>yksikkö</i>	<i>Remmerden</i>	<i>Zwijndrecht</i>		<i>Roosteren</i>	
Kulkeutumismatka	m	30	25	13	25	150
Kulkeutumisaika	päivä	15	63	7	18	43
Puhdistusasteet						
F-spesifiset RNA bakteriofaagit	log-poistoteho	6.2	5.7	3.9	6	-
Somaattiset kolifaagit	log-poistoteho	-	-	3.8	5.1	7.8
Koliformiset bakteerit	log-poistoteho	5.0	5.0	-	-	-

Bakteereihin sisältyy useita eri lajeja, joiden koko ja muoto vaihtelevat. Useimmiten kuitenkin bakteerit ovat niin suuria, että ne voidaan erottaa kalvosuodatuksella sekä juoma- että jätevesistä. Bakteerit eivät joko pääse suodatimen huokosten läpi kokonsa vuoksi tai ne adsorboituvat suodatinkalvolle syntyvään kerrokseen. Viruksia on myös monenlaisia ja ne ovat usein pienempiä kuin bakteerit. Viruksiakin saadaan tehokkaasti poistettua kalvosuodatuksella riippuen kalvon huokoskoosta (Crozes et al. 2001). WHO (2004) raportissa on esitetty muutamien mikrobin erotustehokkuus eri kalvotyypeillä.

Taulukossa 10 on esitetty juomaveden desinfiointiprosessien olosuhteita, kemikaaliannostuksia ja desinfiointitehoon vaikuttavia tekijöitä mikrobiryhmittäin. Olosuhteet ja kemikaali-/säteilyannostukset on esitetty log 2 – tai log 4 -puhdistustehon saavuttamiseksi. Taulukon perusteella voidaan todeta, että bakteerien desinfioinnin vaatimat CT- eli viive x annostus -arvot ovat yleisesti pienempiä kuin virusten tai alkueläinten vastaavat arvot.

Taulukko 10 Desinfiointiprosessien tehokkuus ja olosuhteet eri mikrobiryhmien inaktivoinnissa (WHO 2011).

Yksikkö-prosessi	Mikrobi-ryhmä	Pienin log-poistoteho	Olosuhteet	Huomautukset
Primäärinen desinfiointi				
Kloorikaasu	virukset	2	2-30 min-mg/l, 0-10 °C, pH 7-9	Sameus ja klooria kuluttavat liukoiset aineet huonontavat prosessin tehokkuutta.
	bakteerit	2	0.04-0.08 min-mg/l, 5 °C, pH 6-7	Vapaa klooripitoisuuden ja ajan tulo ennustaa tehokkuutta.
	alkueläimet	2	25-245 min-mg/l, 0-25°C, pH 7-8	
Klooridioksidi	virukset	2	2-30 min-mg/l, 0-10 °C, pH 7-9	
	bakteerit	2	0.02-0.3 min-mg/l, 15-25 °C, pH 6.5-7	
	alkueläimet	2	100 min-mg/l	
Otsoni	virukset	2	0.006-0.2 min-mg/l	Virukset yleensä kestävät otsonointia bakteereja paremmin
	bakteerit	2	0.02 min-mg/l	
	alkueläimet	2	0.5-40 min-mg/l	Riippuu lämpötilasta
UV-käsittely	virukset	4	7-186 mJ/cm ²	Sameus ja tietyt liuenneet aineet huonontavat prosessin tehokkuutta.
	bakteerit	4	0.65-230 mJ/cm ²	Tehokkuus riippuu annostuksesta, joka on riippuvainen intensiteetistä, viiveestä ja UV-aallonpituudesta.
	alkueläimet	4	<1-60 mJ/cm ²	

UV-käsittelyllä pystytään inaktivoimaan mikro-organismeja sekä juoma- että jätevesistä. UV-säteilytyksen teho tehokkuusjärjestyksessä on seuraava: alkueläimet, bakteerit, bakteerien itiöt, virukset ja bakteriofagit. UV-käsittelyä ei käytetä juomaveden desinfiointiin kovin yleisesti, sillä siitä ei synny jäännösaineita, jotka takaisivat puhdistustehon säilymisen koko vesijakeluverkostossa. Sen sijaan jätevedenpuhdistamoille UV-käsittely soveltuu hyvin, koska käsittelystä ei jää veteen vesiliöistölle haitallisia kemikaalijäämiä (Turtoi 2013).

Taulukossa 11 on esitetty Francy et al. (2012) tekemän tutkimuksen tuloksia, joissa vertailtiin perinteistä sekundääristä puhdistusmenetelmän, MBR-menetelmän sekä UV- ja klooridesinfiointimenetelmien tehoa erilaisiin organismeihin jätevedenkäsittelylaitoksilla.

Taulukko 11 Mikro-organismien log-puhdistustulosten mediaaniarvoja erilaisille jäteveden puhdistusmenetelmille neljältä vedenpuhdistamolalta (Francy et al. 2012).

<i>Mikrobi</i>	<i>Sekundääri-vaihe</i>	<i>MBR</i>	<i>UV-käsittely MBR:n jälkeen</i>	<i>UV-käsittely sekundääri-vaiheen jälkeen</i>	<i>Kloorikäsittely sekundääri-vaiheen jälkeen</i>
<i>E. coli</i>	3.04	>6.11	>0	3.82	2.57
Enterokokki	3.07	6.26	>0	3.38	1.18
Fekaaliset koliformiset	2.89	>6.73	-0.3	3.89	2.34
F-spesifiset kolifaagit	4.19	5.13	>0	>1.17	0.71
Somaattiset kolifaagit	2.51	3.24	>2.18	>2.98	1.68
Adenovirukset	2.61	3.67	*	0.24	0.71
Norovirukset G1	>1.43	3.02	*	-	-

*Poistotehoa ei pystytty määrittämään

Taulukon 11 perusteella voidaan todeta, että tavanomaisella jätevedenpuhdistamolla poistuu osa tutkituista mikrobeista. MBR-käsittelyllä toteutettu jäteveden sekundäärinen puhdistusvaihe poistaa kuitenkin tavanomaista prosessia paremmin kaikkia tutkittuja organismeja, joista taulukossa on mainittu *Escherichia coli* (*E. coli*), fekaaliset koliformit, enterokokkibakteerit, F-spesifisiä kolifaagit, somaattisia kolifaagit, adenovirukset (qPCR:llä) ja norovirus G1 (qRT-PCR:llä). Parempi puhdistustulos selittyy osittain MBR-reaktorin kalvoerotusvaiheella, jota useimmat bakteerit eivät läpäise. Virusten osalta käytetty kalvon huokoskoko 0,4 mikronia ei ole riittävän tiivis kaikkien mikrobien, mm. adeno- ja norovirusten poistamiseksi (Francy et al. 2012).

MBR-käsittelyn jälkeinen UV-desinfiointi ei taulukon 11 perusteella juuri paranna puhdistustulosta somaattisia kolifaageja lukuun ottamatta. Perinteisen sekundäärin jätevedenkäsittelyn jälkeen UV- tai klooridesinfiointi kuitenkin saavutti merkittäviä log-puhdistusasteita useimmille bakteereille. Adenoviruksien puhdistustulokset UV-käsittelyllä ja kloorikäsittelyllä olivat matalat sekä perinteisellä että MBR-sekundäärisellä käsittelyllä. Noroviruksille ei saatu luotettavia tuloksia (Francy et al. 2012).

Myös AOP-tekniikat soveltuvat mikrobien puhdistamiseen jätevedestä (EPA 2012).

Escherichia coli

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan *E. colia* juomavedestä:

- kloorikemikaalit (mm. kloorikaasu, hypokloriitti, klooridioksidi, monoklooriamiini)
- otsonointi
- UV-käsittely
- sähköpurkaus (AOP)

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan *E.colia* jätevedestä:

- tavanomainen puhdistamo (sekundääri-vaihe)
- MBR
- klooraus
- UV-käsittely
- permuurahaishappo
- kalvosuodatus
- sähköpurkaus (AOP)

Kaikkien edellä mainittujen tekniikoiden teho riippuu puhdistettavan veden laatuparametreista, käytetyistä annostusmääristä ja viiveistä sekä erotustekniikoiden osalta suodatinmateriaalin ominaisuuksista. Tämä seikka on hyvä huomioida myös muiden mikrobien osalta.

Kloorauksen teho *E. coli*-bakteereihin riippuu lämpötilasta, pH:sta, kloorin annostuksesta sekä kontaktiajasta. Kaikki kokeet kuitenkin ovat osoittaneet, että juomaveden puhdistuksessa yleisesti käytetyt kloorin kontaktiajat poistavat *E. coli*-bakteerin turvalliselle tasolle. Tutkimuksessa on saatu tulokseksi 1–4 log hajoaminen kun kloorijäännös oli 0,25–2 mg/l ja kontaktiaika 0,5–5 minuuttia (EPA S.typhi/Chlorine 2015).

Taulukossa 12 on esitetty muiden kloorikemikaalien vaatimat CT-arvot 99 prosentin puhdistustulokselle juomavedestä, joka ei sisällä muita hapettavia kemikaaleja kuluttavia ainesosia. CT arvo kuvaa kemikaalin hapetus-tehoa.

Taulukko 12 Juomaveden desinfiointi eri kloorikemikaaleilla, olosuhteet ja annostukset poistettaessa 99 % *E. coli*-bakteereista (WHO 2004).

	pH	Lämpötila	CT
		°C	mg/min-l
Hypokloriittihappo	6	5	0.04
Hypokloriitti	10	5	0.92
Klooridioksidi	6.5	20	0.18
	6.5	15	0.38
	7	25	0.28
Monoklooriamiini	9	15	64

WHO on maininnut, että myös otsonointi on tehokas menetelmä *E. coli*-bakteerien inaktivoimiseen juomaveden puhdistuksen yhteydessä (WHO 2004).

Bakteerien herkkyysien eroa UV-säteilytykselle on tutkittu ja tutkimuksen perusteella bakteerit voidaan jakaa kolmeen ryhmään. Kaikista eniten UV-säteilytystä kestävät *P. aeruginosa* ATCC 15442- ja *Bacillus subtilis* 6633-bakteerit ja herkimpiä ovat *E. coli* ATCC 11229-bakteerit (Hassen et al. 2000). On kuitenkin huomioitava, että ATCC-kantoja ei esiinny luonnossa, joten tulokset eivät ole suoraan verrattavissa luonnollisiin kantoihin.

Moilasan (2014) jätevesien desinfiointia käsittelevässä diplomityössä kerrotaan, että peretikkahapolla on saavutettu riittävä *E. coli*in vähenemä 10–15 minuutin kontaktiajalla sekä peretikkahappoannoksella 1,5–2 mg/l. Diplomityössä viitataan tutkimukseen, jossa todettiin permuurahaishapon olevan täyden mittakaavan kokeissa tehokkaampi desinfiointiaine kuin peretikkahappo. Permuurahaishapon desinfiointitehoa tutkittaessa on huomattu, että vastustuskykyisemmät bakteerit kuten *E. coli* poistuivat vasta 20 mg/l annoksella (Moilanen 2014).

Moilanen tutki diplomityössään UV-desinfiointin tehokkuutta Kakolanmäen jäteveden puhdistamon puhdistettuun jäteveeseen. Tutkimuksessa todettiin *E. coli*in merkittävä väheneminen UV-käsittelyn ja puhdistusasteeksi normaalitilanteessa saatiin *E. coli*lle 99,8–100 prosenttia.

Hijnen ja Medeman kirjallisuuskatsauksessa on esitetty *E. coli*in poistamiseksi vaadittuja UV-annoksia seuraavasti: 1-logaritminen poisto vaatii 5 mJ/cm² säteilyn kun taas 4-logaritminen poisto vaatii 18 mJ/cm² annostuksen (Hijnen ja Medema 2007).

Francyn (2012) neljän eri jätevedenpuhdistamon vertailevassa selvityksessä on todettu, että *E. coli*-bakteereja poistuu tavanomaisen puhdistamon sekundäärivaiheessa (log-mediaaniarvo 3,04), MBR-prosessissa (log-mediaaniarvo >6,11), UV-käsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 3,82) sekä kloorikemikaalikäsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 2,57). Tulokset on esitetty myös taulukossa 11.

Sähköpurkaustekniikan on todettu soveltuvan sekä juoma- että jätevesien desinfiointimenetelmäksi ja sen on todettu poistavan ainakin *E. coli*-bakteereja (Jaakkola 2012).

Enterokokki-bakteerit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan enterokokki-bakteereja juomavedestä:

- kloorikemikaalikäsittely
- otsonointi
- UV-käsittely

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan enterokokki-bakteereja jätevedestä:

- tavanomainen puhdistamo (sekundäärivaihe)
- MBR
- kloorikäsittely
- UV-käsittely
- peretikkahappo

EPA:n mukaan enterokokki-bakteerien inaktivoimiseen soveltuvat samat menetelmät kuin E. colin poistamiseen, joista juomavedelle EPA mainitsee kloorauksen, UV-käsittelyn ja otsonoinnin (EPA 2013).

Francyn (2012) neljän eri jätevedenpuhdistamon vertailevassa selvityksessä on todettu, että enterokokki-bakteereja poistuu tavanomaisen puhdistamon sekundäärivaiheessa (log-mediaaniarvo 3,07), MBR-prosessissa (log-mediaaniarvo 6,26), UV-käsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 3,38) sekä kloorikemikaalikäsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 1,18). Tulokset on esitetty myös taulukossa 11.

Moilasan (2014) jätevesien desinfiointia käsittelevässä diplomityössä todettiin enterokokkien merkittävä väheneminen UV-käsittelyssä; puhdistusasteeksi normaalitilanteessa saatiin enterokokeille 99,5–100 prosenttia.

Hijnen ja Medeman juoma- ja jätevesien puhdistusta koskevassa kirjallisuuskatsauksessa on esitetty *Yersinia enterocolitica* -kannan poistamiseksi vaadittuja UV-annoksia seuraavasti: 1-logaritminen poisto vaatii 3 mJ/cm² säteilyn kun taas 4-logaritminen poisto vaatii 13 mJ/cm² annostuksen (Hijnen ja Medema 2007).

Peretikkahappoa on testattu jäteveden desinfiointissa ja todettu enterokokki-bakteerien osalta yli 99,99 prosentin vähenemä 700 pmy/100 ml analyysitulokseen saakka. Täyden mittakaavan testiajossa saavutettiin yli 90 prosentin puhdistustulos enterokokkibakteerien osalta, kun peretikkahapon annostus oli 5,5 g/m³ (Tuominen 2010).

Heterotrofiset mikrobit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan heterotrofisia mikrobeja juomavedestä:

- kloorikemikaalikäsittely (hypokloriitti, klooridioksidi, monoklooriamiini)

Taulukossa 13 on esitetty kloorikemikaalien vaatimat CT-arvot 99 prosentin puhdistustulokselle juomavedestä, joka ei sisällä muita hapettavia kemikaaleja kuluttavia ainesosia.

Taulukko 13 Juomaveden desinfiointi eri kloorikemikaaleilla, olosuhteet ja annostukset poistettaessa 99 % heterotrofisista mikrobeista (WHO 2004).

	pH	Lämpötila	CT
		°C	mg/min·l
Hypokloriittihappo	7	1-2	0.08+-0.02
Hypokloriitti	8.5	1-2	3.3+-1.0
Klooridioksidi	7	1-2	0.13+-0.02
	8.5	1-2	0.19+-0.06
	7	1-2	94.0+-7.0
Monoklooriamiini	8.5	1-2	278+-46

Kampylobakteerit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan kampylobakteereja juomavedestä:

- kloorikemikaalikäsittely (klooriamiini ja kloorikaasu)
- UV-käsittely

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan kampylobakteereja jätevedestä:

- permuurahaishappo
- UV-käsittely

Juomavedestä kampylobakteerit voidaan poistaa esimerkiksi klooriamiinilla. Blaserin tutkimuksessa annosteltiin 1 mg/l pH-arvoissa 6 ja 8 sekä lämpötiloissa 4 ja 25 °C. 15 minuutin kontaktiaika riitti poistamaan 99 prosenttia *Campylobacter jejuni* -bakteereista. Yhtä hyvä puhdistustulos saavutettiin 0,1 mg/l kloorikaasuannostuksella (Blaser 1986).

Kampylobakteerit voidaan poistaa juomavedestä ja jätevedestä myös UV-käsittelyllä. Hijnen ja Medeman kirjallisuuskatsauksessa on esitetty kampylobakteerin poistamiseksi vaadittuja UV-annoksia seuraavasti: 1-logaritminen poisto vaatii 3 mJ/cm² säteilyn kun taas 4-logaritminen poisto vaatii 14 mJ/cm² annostuksen (Hijnen ja Medema 2007).

Permuurahaishapon jäteveden desinfiointitehoa tutkittaessa on huomattu, että permuurahaishapolla herkemät bakteerit kuten *Campylobacter jejuni* poistui 5 minuutin kontaktiajalla sekä 3–4 mg/l annoksella (Moilanen 2014).

Kolifaagit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan kolifaageja juomavedestä:

- jokirantaimeytys (tekopohjaveden valmistus)
- kloorikemikaalikäsittely
- otsonointi
- UV-käsittely

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan kolifaageja jätevedestä:

- tavanomainen puhdistamo (sekundäärivaihe)
- MBR
- kloorikemikaalikäsittely
- peretikkahappo
- kalvosuodatus
- UV-käsittely

EPA:n mukaan kolifaagien inaktivoimiseen soveltuvat samat menetelmät kuin *E. coli*n poistamiseen, joista juomavedelle EPA mainitsee kloorauksen, UV-käsittelyn ja otsonoinnin (EPA 2013).

Tufenki et. al. (2002) tekopohjaveden valmistusta koskevassa selvityksessä on havaittu 3,8–5,1–7,8 logaritmisia poistotehoja somaattisille kolifaageille. Vastaavat imeytymatkat ovat 13–25–150 m ja imeytysajat 7–18–43 päivää.

Moilasan (2014) jätevesien desinfiointia käsittelevässä diplomityössä kerrotaan, että peretikkahapolla on saavutettu riittävä *E. coli*n ja kokonaiskolifagien vähenemä 10–15 minuutin kontaktiajalla sekä peretikkahappoannoksella 1,5–2 mg/l. Riittävä kolifagivähenemä on saavutettu peretikkahapolla 60 minuutin kontaktiajalla.

Eri kalvosuodatusmekanismien tehoa jäteveden mikrobien puhdistukseen on tutkittu ja tutkimuksessa todettiin, että bakteerit poistuvat vedestä mikro- ja ultrasuodatuksella. Mikro-suodatuksen kolifagien puhdistusteho oli parempi kuin ultrasuodatuksen, mutta kokonaismikrobien puhdistuminen oli tehokkaampaa ultrasuodatuksella (Moilanen 2014).

Moilanen myös tutki diplomityössään UV-desinfiointin tehokkuutta Kakolanmäen jäteveden puhdistamon puhdistettuun jäteveeseen. Somaattiset kolifaagit saatiin poistettua täysin puhdistetusta jätevedestä UV-käsittelyllä. Normaalitylanteessa saatiin jätevedestä puhdistettua myös kaikki f-spesifiset kolifaagit (Moilanen 2014).

Francyn (2012) neljän eri jätevedenpuhdistamon vertailevassa selvityksessä on todettu, että f-spesifisiä kolifaageja poistuu tavanomaisen puhdistamon sekundäärivaiheessa (log-mediaaniarvo 4,19), MBR-prosessissa (log-mediaaniarvo 5,13), UV-käsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo >1,17) sekä kloorikemikaalikäsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 0,71). Somaattisille kolifaageille sekundäärikäsittelyn (log-mediaaniarvo 2,51) ja MBR-käsittelyn (log-mediaaniarvo 3,24) poistuma on heikompa, kun taas sekundäärikäsittelyn jälkeen toteutetut UV-käsittely (log-mediaaniarvo >2,98) ja kloorikäsittely (log-mediaaniarvo 1,68) antavat paremmat puhdistustulokset. Tulokset on esitetty myös taulukossa 11.

Koliformiset bakteerit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan koliformisia bakteereja juomavedestä:

- kalvosuodatus
- tekopohjaveden valmistus
- kloorikemikaalikäsittely
- otsonointi
- UV-käsittely

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan koliformisia bakteereja jätevedestä:

- tavanomainen puhdistamo (sekundäärivaihe)
- MBR
- kloorikemikaalikäsittely
- permuurahaishappo ja peretikkahappo
- UV-säteily

EPA:n mukaan koliformisten bakteerien inaktivoimiseen soveltuvat samat menetelmät kuin E. colin poistamiseen, joista juomavedelle EPA mainitsee kloorauksen, UV-käsittelyn ja otsonoinnin (EPA, 2013).

WHO:n mukaan koliformiset bakteerit voidaan poistaa juomavedestä kalvosuodatuksella, jonka huokoskoko vastaa mikro-suodatusta (WHO 2004).

Tekopohjaveden valmistuksessa on koliformisille bakteereille saavutettu 5,0 -logaritmisia puhdistustuloksia, kun imeytymämatka on ollut 25–30 m ja imeytysaika 15–63 vrk (Tufenki et al. 2002).

Francyn (2012) neljän eri jätevedenpuhdistamon vertailevassa selvityksessä on todettu, että fekaalisia koliformisia bakteereja poistuu tavanomaisen puhdistamon sekundäärivaiheessa (log-mediaaniarvo 2,89), MBR-prosessissa (log-mediaaniarvo >5,73), UV-käsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 3,89) sekä kloorikemikaalikäsittelyssä sekundäärivaiheen jälkeen (log-mediaaniarvo 2,34). Eri jäteveden puhdistustekniikoiden tehoa koliformisten bakteerien poistossa on tarkasteltu myös taulukossa 11.

Moilasan jätevesien desinfiointia käsittelevässä diplomityössä (2014) viitataan tutkimukseen, jossa 3,4 mg/l permuurahaishappoannoksella saavutettiin fekaalisten koliformien 3-log puhdistusaste 45 minuutin kontaktiajalla. Lähes täydellinen puhdistuminen saavutettiin 6 mg/l annoksella.

Peretikkahappoa on testattu jäteveden desinfioinnissa ja todettu fekaalisten koliformisten bakteerien osalta yli 99,99 prosentin vähenemä 1700 pmy/100 ml analyysitulokseen saakka. Täyden mittakaavan testiajossa saavutettiin yli 90 prosentin puhdistustulos koliformisten bakteerien osalta, kun peretikkahapon annostus oli 5,5 g/m³ (Tuominen 2010).

Moilasan diplomityössä (2014) kuvattu UV-desinfioinnin kokonaiskoliformisten bakteerien vähenemä eri UV-säteilytysannoksilla sekä jäteveden kiintoainepitoisuuksilla. Diplomityössä nähdään kiintoainepitoisuuden varjostusvaikutuksesta johtuva puhdistustuloksen heikkeneminen.

Legionella-bakteerit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan legionella-bakteereja juomavedestä:

- UV-käsittely
- Kloorikemikaalikäsittely (klooriamiini)

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan legionella-bakteereja jätevedestä:

- UV-käsittely

WHO:n mukaan legionella-bakteerit ovat herkkiä desinfiointimenetelmille, erityisesti klooriamiinille. Toisena merkittävänä keinona on mainittu veden lämpötilojen rajoittaminen siten, että elinolosuhteet ovat bakteerille epäedulliset (WHO 2011).

Hijnen ja Medeman kirjallisuuskatsauksessa on esitetty Legionella pneumophila -bakteerin poistamiseksi vaadittuja UV-annoksia seuraavasti: 1-logaritminen poisto vaatii 8 mJ/cm² säteilyn kun taas 4-logaritminen poisto vaatii 30 mJ/cm² annostuksen (Hijnen ja Medema 2007).

Salmonella-bakteerit

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan Salmonella typhi eli salmonella-bakteeria juomavedestä:

- klooraus
- UV-käsittely

Seuraavan puhdistusprosessin on todettu poistavan salmonella-bakteeria jätevedestä:

- UV-käsittely
- permuurahaishappo

Vapaa kloori inaktivoi tehokkaasti salmonella-bakteeria juomavedestä. Tämän desinfiointimenetelmän tehokkuus riippuu kontaktiajasta, klooriannostuksesta, pH:sta sekä lämpötilasta. Laboratoriotutkimuksessa määritettiin desinfiointitehoa klooriannostuksen funktiona useilla eri pH-arvoilla ja kahdella eri lämpötila-alueella (2–5°C ja 20–25°C). Tutkimus osoitti, että 100 prosenttia E. typhosasta inaktivoitui käytettäessä 0,06 mg/l klooriannostusta ja 3 minuutin kontaktiaikaa pH:n ollessa 7 lämpötilassa 20–25°C. Tutkimustulosten perusteella desinfiointitehokkuus laskee pH:n kasvaessa ja lämpötilan laskiessa. Tuorempi tutkimus osoitti, että 0,5 mg/l klooriannostuksella hanaveteen voidaan saavuttaa 100 prosenttia salmonella-bakteerin inaktivoituminen 24 tunnissa lämpötila-alueella -20°C–37°C (EPA S.typhi/Chlorine 2015).

Hijnen ja Medeman neljän jätevedenpuhdistamon toimintaa kuvaavassa kirjallisuuskatsauksessa on esitetty salmonellan poistamiseksi vaadittuja UV-annoksia seuraavasti: 1-logaritminen poisto vaatii 6 mJ/cm² säteilyä kun taas 4-logaritminen poisto vaatii 51 mJ/cm² annostuksen (Hijnen ja Medema 2007).

Permuurahaishapon desinfiointitehoa tutkittaessa on huomattu, että permuurahaishapolla herkemmat bakteerit kuten Salmonella typhimurium poistui 5 minuutin kontaktiajalla sekä 3–4 mg/l annoksella (Moilanen 2014).

Adenovirukset ja norovirukset

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan adeno- ja noroviruksia juomavedestä:

- klooraus
- otsonointi riittävän suurella kemikaaliannostuksella
- UV-käsittely riittävän suurella säteilyannostuksella
- tekopohjaveden valmistus

Seuraavien puhdistusprosessien on todettu poistavan adeno- ja noroviruksia jätevedestä:

- kalvosuodatus
- MBR
- UV-käsittely

Kloorauksen tehoa on tutkittu penkkimittakaavassa murine-noroviruksen poistoon juomavedestä, ja menetelmän on todettu tehoavan tähän virustyyppiin. Tutkimuksessa saavuttiin yli 4 log:n puhdistusaste, kun kloorin alkuperäinen konsentraatio oli 0,1 mg/l ja kontaktaika 120 min sekä kun kloorin konsentraatio oli 0,5 mg/l ja kontaktaika 0,5 minuuttia. Tutkimustulokset osoittavat, että juomaveden käsittelyprosessiin kannattaa sisällyttää klooraus, koska sillä voidaan vähentää noroviruksen pääsyä juomavedenjakeverkkoon (Kitajima et al. 2010).

UV-käsittelyn osalta tiedetään, että adenoviruksen inaktivoiminen on hankalinta verrattaessa tekniikan tehoa muihin mikrobeihin. 254 nm säteilyllä käsiteltäessä adenovirus saatiin täysin poistettua pintavedestä, kun säteilyannostus oli vähintään 225 mJ/cm². Tutkimuksessa verrattiin lisäksi erityyppisten UV-lamppujen tehokkuutta ja todettiin, että samalla säteilyannostustasolla keskipainelamput ovat tehokkaampia kuin matalapainelamput. UV-käsittelyä testattiin myös murine-noroviruksen poistoon vastaavasta pintavedestä. Tulokseksi saatiin 2-logaritminen puhdistus, kun UV-annostus oli 15 mJ/cm², ja 4-logaritminen tulos, kun annostus oli 30 mJ/ (EPA 2000).

Tekopohjaveden mikrobeja poistava teho riippuu paikallisolosuhteista, mm. virtausnopeudesta, huokoisuudesta ja pH-arvoista. Jokivettä suodatettiin tekopohjavedeksi seuraavin tuloksin: jokivesi sisälsi mm. adenovirusia 36 000 genomia/ml ja norovirusia 10⁵ genomia/l. Viruksia ei enää havaittu käytetyllä analyysimenetelmällä tekopohjavedessä (Gironés et al. 2008).

Jätevettä käsittelevässä Chaudhry et al. (2015) tutkimuksessa MBR-prosessilla saatiin korkeat puhdistusasteet adenovirukselle (3.9–5.5 logaritminen puhdistustulos) sekä norovirukselle (4.6–5.7 logaritminen puhdistustulos). Kalvon huokoskoko oli 0,04 µm, eli pienempi kuin edellä esitellyssä tutkimuksessa (Francy et al. 2012). Liu et al. (2013) tutkivat adenoviruksen (human adenovirus, HAdV) puhdistumista eri jätevedenkäsittelyvaiheissa. Käsittelyprosessiin kuului tavanomaiset primääri- ja sekundääripuhdistusvaiheet, jonka jälkeen prosessissa verrattiin rinnan hapetusta+hiekkasuodatinta ja kalvosuodatinta. Näiden vaihtoehtoisten suodatusmenetelmien jälkeen jätevesi käsiteltiin vielä GAC:lla ja otsonoinnilla. Adenovirusta havaittiin tässä tutkimuksessa kaikissa perinteisen jäteveden primääri- sekä sekundäärikäsittelyjen jälkeen otetuissa näytteissä. Myös kaikki hiekkasuodatuksen jälkeen otetut näytteet sisälsivät adenovirusta, mutta kalvosuodatuksen jälkeen otetuista näytteistä vain 31,2 prosenttia sisälsi sitä. Lopullisesta puhdistetusta jätevedestä otetuista näytteistä 41,7 prosenttia sisälsi adenovirusta. Tämä kertoo, että kalvosuodatustekniikka on hiekkasuodatusta tehokkaampi puhdistusteknologia adenovirusten poistoon, mutta samalla voidaan todeta, että adenovirusta ei pystytä täysin poistamaan tässä jätevedenkäsittelyprosessissa.

Käänteisosmoosin on todettu olevan tehokas menetelmä virusten poistoon jätevedestä ja sillä on saatu tutkimuksissa puhdistusasteeksi lähes 100 prosenttia. Tutkimuksessa polioviruksille saatiin 7-log puhdistusaste ja 5-log puhdistusaste kolifageille (Moilanen 2014).

Edellä mainittujen tutkimusten perusteella adeno- ja noroviruksille soveltuvia inaktivointitekniikoita ovat klooraus ja erotusmenetelmistä ainakin kalvosuodatus silloin, kun kalvojen huokoskoko on pienempi kuin virusten koko. UV-käsittely soveltuu sellaisten vesien puhdistukseen, jotka eivät sisällä kiintoainetta tai muita varjostavia komponentteja, paremmin siis juomavesien kuin jätevesien puhdistukseen. Tällöin kuitenkin on huomioitava, että etenkin adenoviruksen inaktivoimiseen vaadittu annostus on suurempi kuin muille mikrobeille. Tekopohjavesi poistaa myös adeno- ja norovirusia, mutta poistoteho on paikallisolosuhteista riippuvainen.

Osa 3: Puhdistusprosessien kuvaukset

Tässä kappaleessa on kuvattu tavanomaiset juomaveden ja yhdyskuntajätevesien käsittelyprosessit. Lisäksi on tarkasteltu osassa 2 esiteltyjä, CONPAT-hankkeen epäpuhtauksille soveltuvia prosessiteknikoita.

Kustakin tekniikasta on pyritty esittämään

- Tekniikan periaate ja lohkokaavio
- Päälaitteet
- Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat
- Sivutuotteet
- Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät, mikäli niitä ei ole tarkasteltu osassa 1

Tavanomaiset juomaveden puhdistusmenetelmät

Pintaveden käsittely

Tekniikan periaate ja lohkokaavio

Tavanomainen pintaveden käsittelyprosessi sisältää seuraavat fysikaalis-kemialliset yksikköprosessit:

- koagulaatio
- flokkulaatio
- selkeytys
- suodatus
- desinfiointi

Koagulaatiossa positiivisesti varautunutta koagulanttia lisätään raakaveteen ja seosta sekoitetaan pikasekoitusaltaassa. Koagulantti muuttaa partikkelien varausta siten, että ne keräytyvät suuremmiksi partikkeleiksi, jotka voidaan erottaa vedestä. Prosessin tehostamiseksi voidaan lisätä koagulaatiota avustavaa polymeeriä tai happoa. Koagulaatioon vaikuttavien partikkeleiden ja liunneiden orgaanisten aineiden määrän mittareita ovat sameus sekä orgaaninen kokonaishiili (TOC) (EPA Conventional Treatment 2015).

Flokkaus on perinteisen juomavedenkäsittelyprosessin toinen vaihe ja siinä veden sisältämät epäpuhtaudet kootaan suuremmiksi hiutaleiksi flokkulantin avulla. Flokkulantit ovat yleensä sähköisesti varattuja suuren molekyylipainon omaavia polymeerejä, jotka sitovat saostetut hiukkaset toisiinsa. Näin muodostuu edelleen suurempia hiukkasia, jotka poistetaan käsittelyn seuraavissa vaiheissa, selkeytyksessä ja suodatuksessa (Kemira 2015). Selkeytyksessä agglomeroidut partikkelit poistetaan joko laskeuttamalla tai flotaatiolla. Laskeutus- eli sedimentaatioprosessissa suurin osa kiinteistä partikkeleista poistetaan painovoimaisella laskeutuksella. Laskeutumattomat partikkelit poistetaan vedestä suodatuksella. Flotaatiossa epäpuhtaudet tarttuvat altaaseen syötettyihin ilmakupliin ja nousevat altaan pinnalle, josta ne saadaan kaavittua pois. Yleisesti ottaen flotaatio on tehokkaampi pienille, hienoille ja pienen tiheyden omaaville partikkeleille kuten levällä. Partikkelit, joita ei saada poistettua flotaatiolla, poistetaan myös suodatuksessa (EPA Conventional Treatment 2015).

Päälaitteet

- Hiekkasuodatin

Perinteisessä juomaveden valmistusprosessissa yleisesti käytetyin suodatintyyppi on kahdesta suodatinväliaineesta, antrasiitista ja hiekasta, koostuva suodatin. Käytössä on myös pelkästään hiekkasuodattimia sekä suodattimia, joissa on useita eri aineita (granaatti, antrasiitti ja hiekka). Suodatuksen aikana suurin osa suspendoituneista partikkeleista poistetaan suodattimen yläosassa. Suodattimille tehdään vastavirtahuuhteluita, jotta suodatinpetiin jääneet partikkelit saadaan poistettua ja suodattimet pysymään puhtaina ja näin myös vähennettyä painehäviötä.
- Flotaattori

Ilmansyötöllä varustettu allas, jonka pinnalta kiintoaineet kaavitaan.
- Selkeyttimet

Kiintoaineen selkeytys tapahtuu yleensä suorakulmaisissa tai ympyränmuotoisissa altaissa. Selkeytystä tehostetaan usein taipuvaisilla levyillä tai putkilla, jotka lisäävät prosessin tehoa kasvattamalla laskeutusaltaan pinta-alaa.
- Kemikaalien annostelulaitteet

Flokkulantin, koagulantin ja muiden kemiaalien syöttöpumput ja -säiliöt.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Flokkulantti ja koagulantti
- Suodattimien vaatimat apuaineet / regeneroinnin hyödykkeet
- Pumppujen ja muiden laitteiden kuluttama sähköenergia

Sivutuotteet

Perinteisestä juomaveden valmistusprosessista syntyvä jäte sisältää koagulaatiossa syntyvän lietteen ja suodatuksessa käytetyn vastavirtahuuhteluveden. Vastavirtahuuhteluvesi usein palautetaan käsittelyprosessiin vedenkuluksen minimoimiseksi.

Syntyvä liete sekä suodattimien kiintoaine sisältävät korkeita pitoisuuksia puhdistuksessa poistettavia epäpuhtauksia. Kiintoaineiden jatkokäsittely ja hävitys riippuu paikallisista vaarallisen jätteen käsittelyn säädöksistä sekä käsittelymahdollisuuksista (EPA Conventional Treatment 2015).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Perinteisellä juomaveden käsittelyprosessilla saadaan poistettua kiintoaineet ja orgaanisia yhdisteitä, kuten humiineja ja humushappoa. Käsittelyn yhteydessä veden pH-arvoa usein nostetaan neutralointiaineilla, jolloin myös esim. veden liukoisia metalliyhdisteitä voi saostua.

Juomaveden valmistusprosessin useat peräkkäiset vaiheet poistavat tehokkaasti mikrobeja, joten lähtöpitoisuuksien tulisi olla hyvin suuret ja lisäksi prosessissa pitäisi tapahtua samanaikaisesti useita virhetilanteita, jotta mikrobit aiheuttaisivat terveyshaittaa juomaveden välityksellä (Miettinen ym. 2013).

Pohjaveden käsittely

Tekniikan periaate ja lohkoakaavio

Suomessa yleisimmin käytetty pohjaveden käsittelyprosessi sisältää seuraavat yksikköprosessit

- ilmastus
- pH:n säätö ja alkalointi
- saostus
- selkeytys
- suodatus
- desinfiointi

Pohjaveden käsittelyprosessissa käytettävät yksikköprosessit riippuvat pohjaveden laadusta ja käsittelyn tarpeista. Joskus voi riittää pelkkä pH:n säätö ja desinfiointi. UV-käsittely on yksi mahdollinen desinfiointimenetelmä (Lappavesi 2015).

Kemiallista saostusta, joka on kemiallis-fysikaalinen koagulaatio-flokkausprosessi, käytetään erityisesti mangaania ja rautaa sisältävien pohjavesien käsittelyssä niiden poistoon. Saostuksella voidaan poistaa vedestä myös humusta. (Konttinen, 2013) Saostusta edeltävällä ilmastuksella saadaan aikaan raudalle ja mangaanille saostumista varten sopiva hapetusaste sekä hajotetaan sellaisia rauta- ja mangaanikomplekseja, jotka ovat saostumiselle haitallisia. Alkaloinnilla ja kalkinsyötöllä saadaan aikaan oikea pH, mikä on saostumisen kannalta oleellinen tekijä. Mangaani ja rauta saostuvat hydroksideina ja optimaalinen pH Fe:n saostumiselle on 5,5–12,5 ja Mn:n saostumiselle 11,5–12,5 (Luukkonen et al. 2013).

Saostuneiden hiukkasten poisto tapahtuu selkeyttämällä. Selkeytys voidaan toteuttaa joko laskeuttamalla tai flotaatiolla.

Saostamisen jälkeen pH on laskettava juomavedelle sopivaksi ennen sen johtamista vesijohtoverkostoon.

Suodatuksella saadaan poistettua vielä viimeiset kiinteät epäpuhtaudet pohjavedestä, minkä jälkeen vesi desinfioidaan ja johdetaan kulutukseen. Desinfiointi toteutetaan yleensä kloorauksella, otsonoinnilla tai UV-säteilytyksellä (Konttinen 2013). Desinfiointiprosesseja on kuvattu erillisissä kappaleissa.

Päälaitteet

Pohjavedenkäsittelylaitoksen mahdollisia päälaitteita ovat:

- ilmastussäiliöt
- paineilmakompressori
- alkalointi- ja kalkinsyöttölaitteet
- sekoittimet (vaaka- ja pystyhämmetimet)
- selkeytsaltaat
- suodattimet (esim. hiekkasuodattimet)
- desinfiointilaitteisto (Cl₂ syöttö, UV- tai otsonointilaitteisto)

Pohjaveden osalta on hyvä huomata, että mikään edellä mainituista puhdistusvaiheista ei aina ole välttämätön.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Pohjaveden pH:n ja alkaliteetin säätöön käytettävät kemikaalit:

- hiilidioksidi
- rikkihappo
- sooda
- lipeä
- dolomiitti
- kalkki

Pohjaveden saostuksessa yleisimmin käytettävät kemikaalit:

- rauta(II)sulfaatti
- polyalumiinikloridi

Pohjaveden suodatuksessa käytettävät suodatusaineet ovat:

- hiekka
- antrasiitti
- aktiivihiili

Pohjaveden ilmastukseen, hapetukseen ja desinfiointiin käytettävät kemikaalit ja tuotteet:

- UV-desinfiointi
- natriumhypokloriitit
- ammoniumkloridi
- kloori
- otsoni
- vetyperoksidi
- kaliumpermanganaatti

(Lahti et al. 2011)

Pohjaveden käsittelyprosessin hyödykkeet

- prosessilaitteiden ja käsittelylaitteiden sähköenergia

Sivutuotteet

Saostuksen ja suodatuksen sivutuotteena syntyy mm. hydroksideja sisältävää lietettä.

Desinfiointiin käytettävissä klooraus- tai otsonointimenetelmät voivat mahdollisesti muodostaa veden orgaanisen aineksen kanssa ihmisille vaarallisia sivutuotteita kuten trihalometaanina. UV-säteilytyksessä ei ole tätä ongelmaa (Kontiainen 2013).

Tekopohjaveden valmistus

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

Tekopohjaveden muodostaminen on yleensä pintaveden imeyttämistä maaperään luontaisen pohjavesiesiintymän alueella. Tällä tavalla saadaan kasvatettu yhdyskuntavedenottoon käytetyn pohjaveden antoisuutta. Pintavesi puhdistuu maakerrosten läpi imeytyessään ja kohti pohjavedenottamoita kulkeutuessaan, jolloin sen ominaisuudet muuttuvat luontaisen pohjaveden kaltaisiksi. Tekopohjaveden imeyttämistä voidaan käyttää myös jätevesien käsittelyyn, pohjaveden pinnan nostamiseen tai meriveden pääsyn pohjavesivarastoon estämiseen. (Ränkman 2010)

Tekopohjaveden imeytysmenetelmät ovat joko epäsuoria tai suoria ja ne voidaan jakaa seuraavasti:

- epäsuorat imeytysmenetelmät
 - o rantaimeyttäminen
- suorat imeyttämismenetelmät
 - o pintaimeyttäminen
 - allasimeyttäminen
 - ojaimeyttäminen
 - pinnanmuotoja myötäilevät ojat
 - lateraali-ojastot
 - puumaisesti haaroituvat ojastot
 - rinneimeyttäminen
 - imeyttäminen kasteluedellä (sadetus)
 - uomaimeyttäminen
 - o syväimeyttäminen
 - kuiluimeyttäminen
 - kuoppaimeyttäminen
 - kaivoimeyttäminen
 - monitoimikaivot

(Koskinen 1976)

Rantaimeyttäminen on epäsuora imeyttämismenetelmä, jossa pohjavesikaivot sijoitetaan lähelle joen tai järven rantaa. Pohjaveden pinta alenee pumppauksen seurauksena järven tai joen pinnan tasoa alemmaksi ja hydraulisen gradientin vuoksi pintavettä alkaa imeytyä pohjavesimuodostumaa kohden. Rantaimeyttämisessä käytettävän maaperän tulee olla vettä läpäisevää ja usein se on hienoa soraa tai hiekkaa. Pintaveden puhdistustuloksen kannalta veden maaperässä kulkemalla matkalla on suuri merkitys. Pidemmällä matkalla puhdistustulos on parempi, mutta jos pintavesi on hyvälaatuista, rantaimeytyksellä voidaan saada hyviä puhdistustuloksia jo lyhyelläkin matkalla (Ränkman 2010).

Suora imeytys toteutetaan joko pinta- tai syväimeyttämällä. Menetelmiä on monia ja valinta tehdään imeytysalueen ominaisuuksien perusteella. Pintaimeyttämismenetelmiä voidaan käyttää jos pohjaveden pinta on lähellä maanpintaa eikä vettä läpäisemättömiä kerroksia ole esteenä. Syväimeyttäminen taas valitaan silloin, kun pohjaveden pinnalla on paksuja ja tiiviitä maakerroksia (Ränkman 2010).

Suorissa imeytysmenetelmissä pintavedenlähteen ei tarvitse sijaita lähellä imeytysaluetta, jolloin laadultaan parhaita pintavettä voidaan pumpata kaukaakin. Pintavesi voidaan myös tarvittaessa esikäsitellä tai lähdettä vaihtaa. Suorat imeytysmenetelmät mahdollistavat myös imeytyksen keskeyttämisen esimerkiksi pintaveden laadun heikkenemisen vuoksi ja vedenottoa ei tarvitse keskeyttää muodostuneen pohjavesivaraston takia (Ränkman 2010).

Päälaitteet

Tekopohjaveden valmistuksessa päälaitteita ovat pumpput eli pohjavesipumput ja suorissa imeytysmenetelmissä myös pintavettä imeytysalueella kuljettavat pumpput. Imeytysalueen rakenteet riippuvat käytetystä imeytysmenetelmästä. Allasimeytyksessä sopivalla imeytysalueella kaivetaan pieniä lampimaisia altaita, joihin pintavettä johdetaan. Sadetuksessa pintavesi johdetaan maaperään ruiskuttamalla sitä pieninä suihkuina putkista. Pintavesi voidaan tarvittaessa esikäsitellä, jolloin esikäsitteilylaitteistoon voi kuulua esimerkiksi välppä tai pikahiekkasuodatin (Harjureitti 2015).

Toisinaan pintavesi käsitellään ennen imeyttämisvaihetta flokkaus-selkeytys-prosessissa. Nämä laitteet ovat vastaavia kuin pintaveden käsittelylle.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutus

- Siirtopumppausten ja pohjavesipumppujen energiankulutus
- Veden mahdollinen esikäsitteily ennen imeytystä kuluttaa vastaavia kemikaaleja kuin pintaveden tavanomaisen käsittelyprosessi

Sivutuotteet

Tekopohjaveden imeyttäminen vaikuttaa ympäristöön. Sadetusimeytys muuttaa imeytysalueen kasvillisuutta ja esimerkiksi jäkälät, varvut sekä sammaleet voivat taantua tai jopa kuolla. Se voi myös nopeuttaa puuston kasvua. Allasimeytys muuttaa ympäristöä, sillä maan pintakerros joudutaan siinä poistamaan kokonaan. (Harjureitti 2015).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Tekopohjaveden imeyttämisessä merkittävintä on veden orgaanisen aineksen poistaminen vedestä. Tekopohjaveden valmistuksessa vedessä tapahtuu sekä fysikaalisia, kemiallisia että biologisia puhdistumisprosesseja. Pintaveden puhdistumiseen vaikuttavia fysikaalisia tekijöitä ovat mekaaninen suotautumisen, adsorptio ja sedimentaatio, biologinen puhdistusprosessi käsittää maaperässä tapahtuvan veden orgaanisen aineksen biohajoamisen ja kemiallinen puhdistuminen liittyy raudan, mangaanin, hiilen, typen, rikin ja kalsiumin reaktioihin (Ränkman 2010).

Tekopohjaveden valmistuksessa imeytettävän pintaveden määrä on huomattavasti suurempi kuin luonnollisessa imeytymisessä ja siten myös veden mukana kulkeutuvan epäorgaanisen ja orgaanisen aineksen määrä on suurempi. Tämä saattaa johtaa maan huokosten tukkeutumiseen ja puhdistustuloksen heikkenemiseen (Ränkman 2010).

Tavanomainen yhdyskuntajätevesien puhdistusprosessi

Tekniikan periaate ja lohkoakaavio

Yhdyskuntajätevedenkäsittelyprosessi voidaan jakaa seuraaviin vaiheisiin:

- esikäsittely
- primäärikäsittely
- sekundäärikäsittely
- tertiäärinen käsittely

Kaikilla jätevesilaitoksilla ei ole kaikkia em. käsittelyvaiheita ja vaiheiden sisältämät prosessit vaihtelevat.

Jäteveden esikäsittely koostuu mekaanisista käsittelyvaiheista eli välppäyksestä ja hiekanerotuksesta. Välppäyksessä vedestä erotetaan karkeimmat kiintoaineet, joista voi olla haittaa myöhemmissä käsittelyvaiheissa. Hiekanerotuksessa taas vesi puhdistetaan hiekasta laskeuttamalla se hiekanerotusaltaan pohjalle. Hiekanerotukseen voidaan yhdistää myös ilmastus, jolla saadaan poistettua jätevesilaitoksella syntyviä hajua aiheuttavia kaasua. Jäteveden esikäsittelyvaiheessa veden pH:ta voidaan myös tarvittaessa säätää (Luukkonen et al. 2013).

Primäärikäsittelyvaiheessa jätevedestä poistetaan edelleen kiintoainetta selkeyttämällä. Selkeytys voidaan toteuttaa joko laskeuttamalla tai flotaatiolla. Flotaation ja laskeutuksen periaate on kuvattu pintaveden käsittelyprosessin yhteydessä.

Sekundäärisessä käsittelyssä jätevedestä poistetaan biologisessa prosessissa orgaanista ainesta, suspensiomuotoista kiintoainesta sekä ravinteita (ammonium- ja nitraattityppi sekä fosfori). Typpi poistetaan aina biologisesti, mutta fosforin poistamiseen käytetään kemikaaleja, jotka usein ovat rauta- tai alumiini suoloja. Kemikaalit saostavat typen, kuten kemiallisessa pintaveden koagulaatiossa ja ne voidaan lisätä jätevedenpuhdistusprosessiin esimerkiksi ilmastetun hiekanerotuksen yhteydessä (Luukkonen et al. 2013).

Yleisin biologinen käsittelyprosessi on aktiivilieteprosessi, jossa vedessä olevat mikro-organismit käyttävät jäteveden orgaanista ainesta ja ravinteita aineenvaihdunnassaan. Aktiivilieteprosessin käsittelyvaiheet erotetaan happipitoisuutensa mukaan aerobisiin, anaerobisiin sekä anoksisiin vaiheisiin. Aktiivilieteprosessin keskeisin osa on aktiivilietteen eli mikrobimassan kierrättäminen, jolloin aktiiviliete erotetaan käsiteltävästä jätevedestä jälkiselkeytyksessä ja johdetaan sieltä aktiivilieteprosessin alkuun. Liiallinen aktiiviliete poistetaan niin sanottuna ylijäämälietteenä (Luukkonen et al. 2013).

Desinfiointi ei ole suomalaisilla jätevesilaitoksilla yleisesti käytössä.

Päälaitteet

Esikäsittely:

- Puskurialtaat tulovesille
- Karkeavälppä
- Hiekanerotusallas
- Esi-ilmastin ja sen puhaltimet
- Esiselkeytin

Biologis-kemiallinen osa:

- Nitrifikaatioallas ilmansyöttölaitteistoinen
- Denitrifikaatioallas
- Fosforinpoistokemikaalin annostelulaitteet
- Jälkiselkeytin

Jälkikäsittelyssä jokin/jotkin seuraavista:

- Biologinen suodatin
- Jälkisuodatin
- Flotaatioselkeytin
- Laskeutusselkeytin
- Kosteikko
- Hygienisointi

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Hyödykkeet

- Flotaation ja nitrifikaation ilma
- Prosessilaitteiden sähkönkulutus

Kemikaalit

- Laskeutuksen apuaineet kuten flokkulantit ja koagulantit
- Fosforin saostuskemikaalit, alumiini- tai rautasuolat
- pH-säätökemikaalit

Sivutuotteet

- Hiekanerotuksen jäte
- Liete, joka koostuu pääosin orgaanisesta aineksesta

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Puhdistustehoa on tarkasteltu selvityksen ensimmäisessä osassa tavallisimpien epäpuhtauksien, kuten ravinteiden, orgaanisen aineksen ja kiintoaineen osalta.

Kalvobioreaktori (MBR)

Tekniikan periaate ja lohkoakaavio

Kalvobioreaktorin eli MBR:n toiminta perustuu perinteisen biologisen aktiivilieteprosessin sekä kalvoteknologian yhdistelmään. Kalvosuodatuksen avulla liete pystytään poistamaan prosessista eikä vaakaselkeytystä siten tarvita. MBR-tekniikalla jäteveden orgaaninen aines sekä typpi poistetaan biologisesti. Fosforin poisto tapahtuu joko biologisesti tai perinteisesti kemiallista rinnakkaisaostusta käyttämällä.

Päälaitteet

Kalvobioreaktorin suodatusyksikkö voidaan asentaa joko suoraan aktiivilieteltaaseen tai omaksi yksikökseen eritaaseen. Aktiivilieteltaaseen suoraan asennettuun MBR-systeemi ei välttämättä tarvitse palautuslietepumppausta, mutta erillisessä altaassa oleva MBR-systeemi tarvitsee voimakkaan palautuspumppauksen, joka on noin 400–500 prosenttia tulovirtaamasta. Tällöin MBR-systeemiin tarvitaan pumput, putkistot sekä muut instrumentoinnit, mikä lisää investointikustannuksia, mutta toisaalta erillisessä yksikössä toimivan MBR-systeemin kunnosapito ja prosessin ohjaus ovat joustavampia. Erillisessä systeemissä kalvot eivät myöskään tukkeudu niin paljon. Haluttua lietepitoisuutta pidetään yllä ylijäämälietteen pumppauksella (Pöyry 2011).

Yleisimmin kalvobioreaktoreissa käytettävät kalvotyypit ovat onttokuituinen ja tasomainen. Onttokuituinen kalvosuodatusyksikkö muodostuu ylä- ja alapäistään kiinnitetyistä usean kalvon nipusta (kalvon halkaisija 1–2 mm) joihin permeaatti- eli tuotevesipumput on yhdistetty kiinteiden imuputkien avulla. Näillä permeaattipumpuilla saadaan aikaan systeemiin alipaine, minkä johdosta vesi suodattuu putkimaisen kalvon ulkopuolelta sisäpuolelle. Tasomaisessa kalvosuodatusyksikössä kalvomoduulit on sijoitettu noin 10 mm:n etäisyydellä toisistaan ja vesi virtaa näiden kalvojen välissä tasopinnan suunnassa. Vesi suodattuu kalvon läpi alipaineen avulla (Pöyry 2011).

MBR-systeemi tarvitsee myös ilmaa, jolla vähennetään kalvojen tukkeutumista sekä pidetään yllä aerobisia olosuhteita kalvojen väleissä. Ilmastusjärjestelmä vaatii kompressorin, putkistot ja ilmastimen. Kalvovyksiköiden vaatima ilmastus on aktiivilietteen ilmastuksesta erillinen laitekokonaisuus.

MBR-prosessi vaatii tehokkaan esikäsittelyn ja esikäsittelylaitteistoon kuuluu tyypillisesti välppäys- ja hiekan- sekä rasvanerotuslaitteistot.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

MBR-prosessin kalvot vaativat säännöllistä pesua, ja se tapahtuu joko kemikaaleja käyttämällä tai permeaatilla. Käytettäviä kemikaaleja ovat esimerkiksi suolahappo, natriumhydroksidi, natriumhypokloriitti, vetyperoksidi sekä sitruunahappo (Pöyry 2011).

Hyödykkeistä tarvitaan ainakin ilmaa kalvojen tukkeutumisen ehkäisemiseksi. Sähkönkulutus on selvästi suurempi kuin perinteiselle prosessille.

Kalvot ovat merkittävä kustannuserä kaikissa kalvosuodatusprosesseissa.

Sivutuotteet

- Kalvokoneikon pesuliuos
- Käytetyt kalvot
- Liete/hylkyvesi

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Kalvobioreaktorin kalvojen puhdistusteho riippuu kalvojen huokoskoosta, mikä on yleensä jätevedenpuhdistamoilla käytettävissä kalvobioreaktoreissa 0,001–0,1 µm. Nämä suodattimet ovat ultrasuodattimia ja ne pystyvät erottamaan jätevedestä kiintoaineen ja bakteerit sekä myös suurimman osan kolloidisista aineista ja viruksista (Pöyry 2011).

Biologiset juomaveden puhdistusprosessit

Biologisissa puhdistusmenetelmissä käytetään erilaisia mikrobeja, jotka hajottavat jäte- tai juomaveden epäpuhtauksia. Hajotusmekanismi voi olla hapetukseen tai pelkistykseen perustuva. Biologinen puhdistusprosessi sijoitetaan neste-kiintoaine-erotuksen (ks. kappale pintaveden käsittelystä) jälkeen.

Teknopoljaveden käsittely voidaan laskea juomaveden biologiseksi käsittelyprosessiksi. Teknopoljaveden valmistusta on käsitelty erillisessä kappaleessa.

Biologinen suodatus

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

Biologiset suodattimet poistavat epäpuhtauksia kolmella päämekanismilla: biohajoamisella, mikrosaaiteiden adsorptiolla sekä suspendoituneiden kiintoaineiden suodattamisella.

Suodatinaineeseen muodostunut biofilmi kuluttaa orgaanisen aineksen, jota ei saada poistettua perinteisessä puhdistusprosessissa. Prosessissa syntyy hiilidioksidia, vettä, biomassaa ja yksinkertaisempia orgaanisia molekyylejä. Partikkelin suodattumista tapahtuu sekä suodattimella että biofilmillä. Biologiseen denitrifikaatioon käytettävissä biosuodattimissa nitraatti muuttuu typeksi, jolloin mikrobit tarvitsevat ravinnokseen hiiltä ja ne käyttävät hapen sijasta nitraattia elektronin vastaanottajana. Biofilmin kasvuun tarvittavana pintana käytetään usein rakeista aktiivihieltä (GAC) (EPA Biological Filtration 2015).

Biologista suodatusta käytetään usein systeemeissä, jossa käytetään otsonia vahvana hapettimena. Otsoni muuttaa osan orgaanisista yhdisteistä biohajoavaksi liuenneeksi orgaaniseksi hiileksi (BDOC, biodegradable organic carbon). Biologisen aktiivisuuden edistämiseksi otsonia lisätään suodatinpetien ylävirtaan. Otsoni voidaan lisätä ennen pikasekoitusta, mutta se voidaan lisätä myös ennen biosuodatinta (EPA Biological Filtration 2015).

Päälaitteet

- Hiekkasuodatin
- Kalvosuodatuslaitteisto (ks. erillinen kuvaus)
- Aktiivihiihluodatin (ks. erillinen kuvaus)

Biologisesti aktiivisia hiihluodattimia käytetään yleensä tavanomaisten suodattimen sijaan joko biologisesti aktiivisena kerroksena kaksikerrossuodattimissa tai perinteisen (tai kalvo-) suodattimen jälkikäsitteilynä.

Esimerkkejä laitteiden käyttötavoista:

- Ensimmäisessä sovelluksessa tavanomainen suodatinmateriaali korvataan aktiivihiihllä, mikä saa aikaan biohajoamisen ja partikkeleiden poiston.
- Toisessa sovelluksessa kaksikerrossuodattimen ylempi kerros (aktiivihiihli) saa aikaan biohajoamisen ja jonkin asteisen partikkelien poiston ja lisänä oleva partikkelien poisto tapahtuu hiekkakerroksessa.
- Kolmannessa sovelluksessa partikkelien poisto saavutetaan perinteisellä tai kalvosuodattimella ja biologisesti aktiivista GAC-kolonnia käytetään viimeistelyvaiheena (EPA Biological Filtration 2015).

Suodattimen pintakuormat ovat samaa luokkaa kuin pikahiekkasuodattimissa (117–235 m³/(m²d)).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Suodatintyyppistä riippuen tarvitaan erilaisia kemikaaleja, hyödykkeitä ja varaosia (ks. erillinen kappale)
- Ravinteet, esim. hiihli, joita mikrobit tarvitset
- Tehosteet, kuten otsoni

Sivutuotteet

- Suodatintyyppistä riippuen syntyy suodatinainesjätettä, regeneroinnin jätettä tai käytettyjen kalvojen jätettä (ks. erillinen kappale)

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Tärkeimmät biosuodattimien toimintaan vaikuttavat tekijät ovat lämpötila, kontaktiaika, vastavirtahuuhdeltu sekä veden laatuparametrit kuten pH, alkaliniteetti, sameus sekä BDOC. Biologisen kasvun kinetiikkaa ohjaa erityisesti lämpötila: biologinen aktiivisuus on korkea kesäaikaan, kun lämpötila on yli 20 °C ja se laskee kylmempien kuukausien aikana, ollen suhteellisen merkityksetön talvella kun lämpötila laskee 10 °C alapuolelle (EPA Biological Filtration 2015).

Suodattimien tukkiintuminen on ongelmallista, sillä siitä seuraa haju ja maku ongelmia sekä bakteerien pääsyä käsiteltyyn veteen. Tämä ongelma on usein suurempi pienemmille, biosuodattimia denitrifikaatioon käyttäville laitoksilla. Ratkaisuna voidaan käyttää riittävää sekundääristä desinfiointia (EPA Biological Filtration 2015).

Veden esikäsitteilyllä voidaan vähentää kalvojen tai suodatinpetien likaantumista. Kalsiumkarbonaatin korkea konsentraatio voi johtaa GAC-suodattimien huokosten tukkeentumiseen. Raudan ja mangaanin saostuminen voi myös vaikuttaa haitallisesti adsorptioon. Esikäsitteilyä täytyy käyttää myös, jos ammoniakkin pitoisuus jätevedessä on korkea (EPA Biological Filtration 2015).

Systeemi täytyy pitää aerobisena, jotta maku- ja hajuhaitoilta vältytään. Tämä vaatii kunnolliset ohjaus- ja säätölaitteistot, jotta systeemiin syötettävän hapen määrä on riittävä koko ajan (EPA Biological Filtration 2015).

Biologinen käsittely

Tekniikan periaate

Biologinen juomaveden käsittely poistaa epäpuhtauksia samanlaisella mekanismilla kuin biologinen suodatus. Mekanismit sisältävät biohajoamisen tai pelkistämisen, adsorption ja suspendoituneiden kiintoaineiden poiston.

Laiteratkaisut

Biologisen käsittelyn laitevaihtoehtoja ovat esimerkiksi leijupetireaktori, biofilmireaktori ja suspensiokasvureaktoria yhdessä mikro-organismeilla ympätyn suodattimen kanssa (EPA Biological Treatment 2015).

Erotustekniikat

Aktiivihiiliadsorptio

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

Aktiivihiilisuodatus perustuu adsorptioon. Adsorptio on prosessi, jossa liukoiset molekyylit kerääntyvät ja kiinnittyvät kiinteään, adsorbenttina toimivan materiaalin pinnalle.

Aktivoitua hiiltä käytetään vesihuollossa orgaanisten epäpuhtauksien, makua ja hajua aiheuttavien yhdisteiden sekä esimerkiksi levistä veteen tulevien myrkkujen ja orgaanisten hiiliyhdisteiden (TOC) aiheuttamien haittojen poistoon. Myös haihtuvia orgaanisia yhdisteitä voidaan poistaa aktiivihiilikäsittelyllä veden ilmastuksen yhteydessä. Tärkeimmät syyt aktiivihiilimenetelmän käyttöön on yleensä vedessä olevien epämiellyttävien hajujen ja makujen poistaminen.

Aktiivihiilisuodattimet sijoitetaan usein otsonoinnin jälkeen, jolloin puhutaan biologisesti aktivoitusta suodatuksesta. Aktiivihiilen pinnalla kasvava mikrobikasvusto käyttää hyväkseen eli assimiloii orgaanisen aineen. Suurin osa näin syntyneestä biofilmistä hajoaa soluhengityksen avulla. Biologisia prosesseja on käsitelty edellisissä kappaleissa ja niiden puhdistustehoa on käsitelty selvityksen ensimmäisessä osassa (EPA Granular Activated Carbon 2015).

Vedenpuhdistusteknologioissa käytetään kahta erilaista aktiivihiiltä: rakeista aktiivihiiltä (Granular Activated Carbon eli GAC) sekä hienojakoista jauhemaista aktiivihiiltä (Powdered Activated Carbon eli PAC). Rakeinen aktiivihiili eli GAC valmistetaan orgaanisista materiaaleista, joilla on suuri hiilipitoisuus kuten puusta, ligniitistä ja hiilestä. Rakeisen (GAC) ja hienojakoisen (PAC) aktiivihiilen ominaisuuksien välinen suurin ero on niiden partikkelikoko (EPA Granular Activated Carbon 2015).

Aktiivihiilen vedenpuhdistusominaisuuksia kuvaa adsorptioisotermi. Se kuvaa yhteyden adsorboituneen epäpuhtauden määrän ja veden epäpuhtauspitoisuuden välillä tasapainotilassa. Suhde voidaan ilmaista seuraavassa muodossa:

$$X / M = KC^{1/n} \quad (1)$$

missä X/M = epäpuhtauksien määrä hiilen painoyksikköä kohden
 C = epäpuhtauksien konsentraatio virtaavassa vedessä
 K, n = kokeellisia vakioita

(Shepherd 1992)

Aktiivihiiliadsorptio on yleensä luonteeltaan panosprosessi. Suodatinpedin lävitse virtaava vesi kyllästää vähitellen adsorbentin. Kyllästyspisteessä syöttö- ja poistoveden pitoisuudet ovat samat, ja peti täytyy regeneroida tai vaihtaa (Shepherd 1992).

Aktiivihiilisuodattimet asennetaan usein sarjaan, jolloin aineensiirtovyöhyke ehtii tällöin kulkea kokonaan ensimmäisen pedin läpi ennen kuin se pitää poistaa käytöstä. Sarja-asennus mahdollistaa suodatusprosessin jatkumisen ilman puhdistustuloksen heikkenemistä silloinkin, kun ensimmäinen peti on jo saavuttanut kyllästymispisteensä ilman (Shepherd 1992).

Päälaitteet

- PAC-lietteen valmistus ja annostelu

PAC eli aktiivihiihijauhe on erittäin hienojakoista, tiheys 360–740 g/dm³. PAC voidaan syöttää prosessiin joko jauhemaisena kuivasyöttölaitteella tai lietteenä pumpun avulla. Lietteenvalmistus vaatii omat valmistusyksikön. Viipymäaika on vähintään 15 minuuttia, joskus vaaditaan pidempikin viipymäaika (30 kuutiota) (EPA Powdered Activated Carbon 2015).

Yleisimmät PAC:in käyttöön liittyvät ongelmat liittyvät sen käsittelyyn laitoksella. Kuivasyöttöjärjestelmän haittana on työvoimavaltaisuus ja aiheutunut pöly joka voi aiheuttaa räjähdysvaaran. Kaikkien sähkölaitteiden on tästä syystä oltava räjähdysuojattuja (EPA Powdered Activated Carbon 2015).

- GAC-suodatin

GAC-laitteistot voidaan toteuttaa joko alavirtauskiintopetinä, ylösvirtauskiinto- tai paisutettuna petinä tai pulsitettuna petinä ja siten, että joko yksi tai useampi adsorbentti toimii rinnan tai sarjassa. Aktiivihiihlä voidaan myös yhdistää hiekkasuodatukseseen, hiekkakerrosten väliin. Tavallisesti viipymä on 5–20 min (EPA Granular Activated Carbon 2015).

- GAC-pedin regenerointilaitteet

Vesilaitoksilla voi olla taloudellisesta näkökulmasta riippuen joko laitoksen sisäinen tai laitoksen ulkopuolinen regeneraatiojärjestelmä tai se voi laittaa käytetyn hiilen jätteeksi ja korvata sen uudella.

Kolme yleisintä GAC:n regeneroimistapaa ovat höyry, terminen ja kemiallinen; joista terminen regenerointi on käytetyin. Käytettävissä olevat termiset regenerointitekniikat orgaanisten aineiden adsorpoimiseksi aktiivihiihlestä sisältävät (1) sähköiset infrapunaunit (electric infrared ovens), (2) leijuarinauuni (fluidized bed furnaces), (3) monisydänuunit (multiple heart furnaces) ja (4) kiertoauunit (EPA Granular Activated Carbon 2015).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Aktiivihiihijauhe (PAC) /granuloitu aktiivihiihi (GAC)

PAC:n syöttömäärä riippuu poistettavaksi suunniteltujen aineiden ominaisuuksista ja orgaanisen aineen määrästä, tyyppillisesti syöttömäärä on 2–20 g/l. Jos syöttömäärän tarve on yli 20 g/l ja tarve syöttämiseen on enemmän kuin kolme kuukautta vuodessa, on rakeinen aktiivihiihi (GAC) yleensä taloudellisempi vaihtoehto (EPA Powdered Activated Carbon 2015).

- Regenerointiprosessissa kuluvat hyödykkeet, kuten höyry, lämpö ja sähkö

Sivutuotteet

- Käytetty adsorbentti (PAC:n tapauksessa menee lietejakeen mukaan, GAC:n tapauksessa keskimäärin noin 10 % adsorbentin määrästä pitää uudistaa regenerointikertaa kohden)

Käytettyä GAC:a hävitettäessä tulee ottaa huomioon, että epäpuhtaudet voivat desorptoitua jolloin käytetyn GAC:n altistuessa vedelle, epäpuhtaudet voivat liueta ja saastuttaa näin maaperää tai vesistöä. Tämän vuoksi käytetyn GAC:n regeneroimista suositetaan sen hävittämisen sijasta.

- Regeneroinnin kaasu- ja liuosjätteet

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Aktiivihiihlikäsittelyn tehokkuuteen vaikuttavat mm. seuraavat tekijät:

- Aktiivihiihen kapasiteetti tietyn poistettavan aineen suhteen
- Kontaktiaika eli viipymä
- Muiden orgaanisten yhdisteiden kuin aktiivihiihen osallistuminen prosessiin (EPA Powdered Activated Carbon 2015)

Paine-eroon perustuvat kalvotekniikat

Tässä kappaleessa kuvataan paine-eroon perustuvia kalvosuodatuskoneistoja, joita ovat mm:

- ultrasuodatus (ultrafiltration UF)
- nanosuodatus (nanofiltration NF)
- käänteisosmoosi (reverse osmosis RO)

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

Paine-eroon perustuvalla kalvosuodatuksella tarkoitetaan prosessia, jossa syöttövesi pumpataan korkealla paineella puoliläpäisevän kalvon eli membraanin lävitse. Kalvon lävitse pääsevät vesimolekyylit ja kalvon läpäisevyydestä riippuen osa veteen liuenneista epäpuhtauksista. Kalvon toiselle puolelle jää hylkyvesi, jossa epäpuhtauksien pitoisuudet ovat korkeammat kuin syöttövedessä.

Kalvosuodatuksen esikäsittelyn tulee aina sisältää kiintoaineen poisto $\ll 1$ mg/l tasolle. Kiintoaineen poistotarkoituksia voivat olla yksin tai yhdistelmänä mm. hiekkasuodattimet, patruunasuodattimet ja mikro-suodatus. Kalvosuodatuksen esikäsittely sisältää usein myös kemiallista käsittelyä, jonka tarkempi konsepti on usein tarpeellista määrittää pilot-kokeilla.

Myös liukoiset aineet kuten biopolymeerit ja humus (pintavesi) ja metalleista mangaani (pohjavesi) voivat aiheuttaa kalvojen tukkeutumista. Esikäsittelyprosessi tulisi suunnitella sellaiseksi, että näiden aineiden pitoisuudet ovat mahdollisimman matalat. Humus poistuu melko hyvin tavanomaisessa saostus-pikahiekkasuodatus-prosessissa, mutta biopolymeerien poisto voi vaatia muitakin vaiheita. Mangaani voidaan poistaa esimerkiksi mangaanidioksidihiekalla täytetyllä hiekkasuodattimella tai toisaalta se voidaan pelkistää kemikaaleilla muotoon, jossa saostuminen on vähäisempää.

Kalvojen tukkeutumisen estämiseksi kalvot pestään säännöllisesti kemikaaliliuoksilla. Automatisoitua pesukemikaalilaitteistoa kutsutaan Clean In Place -laitteistoksi (CIP). Kemikaalivalinnat riippuvat syöttöveden koostumuksesta eli siitä, mitä yhdisteitä kalvoilta pyritään poistamaan.

Päälaitteet

- Esikäsittelysuodattimet voivat olla rakenteeltaan hiekkasuodattimia, patruunasuodattimia tai mikro-suodattimia riippuen syöttöliuoksen koostumuksesta.
- Kemikaalisyöttö sisältää kemikaalisäiliön ja syöttöpumpun instrumentointineen.
- Korkeapainepumput ovat yleensä taajuusmuuttajakäyttöisiä keskipakopumppuja.
- Kalvokoneikot sisältävät useita paineputkiin asennettuja kalvoja.

Kalvosuodatukset jaetaan mm. kalvon tiheyteen perustuen mikro-suodatuksen (suurin huokoskoko), ultrasuodatuksen, nanosuodatuksen ja käänteisosmoosiin.

Nanosuodatus- ja käänteisosmoosielementit ovat yleensä spiraalikierrettyjä kalvoja. Tietty määrä (tyypillisesti 3–7) kalvoelementtejä ovat järjestettynä painesäiliöihin. Sarja painesäiliöitä järjestetään kalvokoneikoksi vaiheittain siten, että ensimmäisen vaiheen konsentraatista tulee seuraavan vaiheen syöte. Jokaisen vaiheen permeaatti sekoitetaan keskenään, jolloin saadaan lopullinen tuotevirta. Viimeisen vaiheen konsentraatti menee yleensä jäteeksi.

Kun haluttu puhdistustaso kasvaa, kasvaa luonnollisesti myös syötettävän paineen määrä. Nanosuodattimille tyypillinen syöttöpaine on 3,4–10,3 bar. Käänteisosmoosi kalvoille tyypillinen syöttöpaine on 8,6–20,7 bar matalapainesysteemeille, 24,1–41,4 bar normaalipainesysteemeille ja 55,2–82,7 bar merivesisysteemeille (EPA Membrane Separation 2015).

- CIP-laitteisto koostuu kemikaalisäiliöistä, sekoittimista ja syöttöpumpuista.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Sähköenergia (suurin osa kuluu korkeapainepumpuilla, joilla vesi syötetään kalvokoneikkoon)
- Esikäsitteilykemikaalit (pelkistys-, pH-säätö jne. kemikaalit)
- CIP-kemikaalit (suolahappo, rikkihappo, sitruunahappo, natriumhydroksidi, laitevalmistajien erikoiskemikaalit)
- Kalvot (käyttöikä max 3 a, juomavedelle 5 a)
- Suodatinelementit

NF ja RO poistavat bikarbonaatteja ja alkaliniteettia, mikä aiheuttaa käsiteltävän veden pH:n laskua. Tästä syystä pH:n ja/tai alkaliniteetin säätö voi olla tarpeellista, jotta korroosiolta vältyttäisiin myöhemmissä prosessivaiheissa (EPA Membrane Separation 2015).

Sivutuotteet

Nanosuodatus ja käänteisosmoosi koostuvat kolmesta perusvirtauksesta: syötteestä, permeaatista eli tuotteesta ja konsentraatista eli jätevedestä.

- Hylkyvesi

Hylkyveden määrään vaikuttavat syöttöveden koostumus ja lämpötila. Syöttöveden liukoisista komponenteista esimerkiksi kalsiumsulfaatti (kipsi) voi rajoittaa kalvosuodatuksen saantia (tuoteveden tilavuusvirtaus % syöttövedestä). Kipsikylläiselle teollisuusjätevedelle saanti voi olla 50–60 prosentin luokkaa. Juomavedelle saanti on selkeästi parempi.

Hylkyvesi sisältää samat epäpuhtaudet kuin syöttövesi, mutta niiden pitoisuudet ovat korkeammat. Hylkyveden jatkokäsittelylle / hävittämiselle tulee olla ratkaisu.

- CIP-pesuvesi
CIP-pesu suoritetaan tarpeen mukaan, yleensä kuitenkin vähintään kerran viikossa. CIP-pesuveden koostumus ja määrä riippuvat raakaveden koostumuksesta, kalvotyypeistä ja laitteiston kapasiteetista (tilavuudesta).
- Esisuodatinten suodatinliete / käytetyt suodatinpatruunat
Hiekkasuodattimen liete tai pestävien patruunasuodattimien liete on johdettava neste-kiintoaine-erotukseen.
- Käytetyt, käyttökelttomat kalvot

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Nanosuodatuksen ja käänteisosmoosin suurin ero on niillä poistettavien epäpuhtauksien partikkelikoossa.

Membranin katkaisukoko (Molecular Weight Cut-Off MWCO) kuvaa kalvon poisto-ominaisuuksia (ilmaistaan Daltoneina) atomipainon suhteen. Tyypillinen MWCO-arvo on yleensä alle 100 daltonia RO-kalvoille ja 200–1000 daltonin NF-kalvoille.

NF-kalvoja käytetään yleensä kovuuden (Ca^{2+}) ja orgaanisten aineiden poistoon. RO-kalvoja käytetään tyypillisesti liuenneiden kiintoaineiden ja yhdenarvoisten ionien poistoon (EPA Membrane Separation 2015).

Hapetustekniikat

Tässä kappaleessa kuvataan aluksi tavallisia hapetusprosesseja ja sen jälkeen niin kutsuttuja AOP-prosesseja (Advanced Oxidation Processes), jotka ovat usein yhdistelmiä tavallisista hapetusprosesseista.

Otsonointi

Tekniikan periaate ja lohkoakaavio

Otsoni (O_3) on yksi vahvimpia desinfiointiaineita ja hapettimia, joita voidaan käyttää vedenkäsittelyssä.

Kun otsonia lisätään veteen, tapahtuu monimutkainen ketjureaktio, jossa syntyy radikaaleja, kuten hydroksyliradikaaleja ($\bullet\text{OH}$). Hydroksyliradikaali on vahvempi kuin itse otsoni ja hapettumisreaktion on nopeampi. Hydroksyliradikaalit hapettavat orgaanisia ja epäorgaanisia yhdisteitä. Niiden vaikutuksesta myös mikrobitoiminta lakkaa tai vähenee.

Otsoni on epästabili yhdiste, minkä vuoksi se on valmistettava laitoksella ja kemikaali on käytettävä välittömästi. Sen lyhyen puoliintumisajan vuoksi (alle 30 minuuttia) sitä ei jää myöhempään prosessivaiheisiin. Tämän vuoksi sitä voidaan käyttää vain primäärisenä desinfiointiaineena. Sekundääristä desinfiointiainetta, kuten klooria, tulee lisätä, jotta desinfiointiaine saadaan kulkeutumaan koko jakeluverkostoon.

Otsonia voidaan lisätä monessa eri juomaveden käsittelyprosessin osassa, mutta yleensä sitä lisätään ennen koagulaatiota (vähentää koagulantin tarvetta) tai suodatuksessa (aiheuttaa mikroflokkulaatiota, mikä parantaa suodattumista) (EPA Ozone 2015).

Vertailtaessa otsonoinnin ja muiden kemiallisten desinfiointimenetelmien tehokkuutta mikrobien inaktivoimisissa käytetään vertailuarvona usein niin kutsuttua CT-arvoa, joka on vaadittavan annostuksen (mg/l) ja kontaktajan (min) tulo. CT-arvot ilmoitetaan tietyille puhdistustulokselle.

Päälaitteet

- Otsonin valmistus

Otsoni muodostetaan käsittelylaitoksella otsonigeneraattorilla mikä käyttää joko kuivattua ilmaa (vaatii ilma-kuivaimen tai kompressorin) tai nestemäistä happea (liquid oxygen LOX).

LOX-systeemi suositetaan, sillä se tuottaa korkeamman massaprosentin otsonia kuin kuivatulla ilmalla. Otsoni liuokoisuus veteen riippuu lämpötilasta ja sen konsentraatiosta syöttökaasussa.

- Otsonikontaktori

Otsonikontaktoreita (diffusoitu kupla- tai avoin syöttösysteemi) käytetään liuottamaan otsoni veteen. Diffusoidut kuplasysteemit, joita yleensä käytetään juomaveden valmistuksessa, koostuvat tyypillisesti useista suljetuista peräkkäisistä kammioista. Ensimmäisessä kammiossa vesi virtaa alaspäin nousevia kuplia vastaan (vastavirta). Vaihtoehtoisia kammioita lisätään varmistamaan riittävä veden ja otsonin välinen kontaktiaika. Nämä kammiot voivat toimia vastavirtaan, myötävirtaan (vesi ja nousevat kuplat virtaavat ylöspäin) tai läpivirtaamalla (otsonikuplia ei syötetä kammioon).

- Jäännötotsonin poisto

Näytteenottoaukosta, joka sijaitsee jokaisessa kammiossa, mitataan jäännötotsoni. Otsonikontaktorin poistokaasu täytyy kierrättää tai tuhota, jotta minimoidaan epäterveellisen korkeat otsonitasot. Otsonin tuhoamiseen käytetään yleensä lämpöä tai lämmön ja katalyytin yhdistelmää. Poistokaasuun vapautuu otsonia, kun sen liukoisuus vedessä on saavuttanut maksimipitoisuuden.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Sähkö (kompressori, otsonin valmistus)
- Jäähdytysvesi (kompressorille ja otsonin valmistukseen)
- Happi ja typpi (mikäli happi on raaka-aineena)
- Lämpö (jäännötotsonin poisto)

Sivutuotteet

Otsononnissa voi syntyä monenlaisia hajoamistuotteita, mm. aldehydejä, ketoneja ja karboksyylihappoja. Otsoni myös muuntaa osan orgaanisesta kokonaishiilestä (TOC) biohajoavaksi liuenneeksi orgaaniseksi hiileksi (BDOC). Ilman käsittelyä (yleensä GAC-suodatin tai biologinen suodatin), BDOC voi aiheuttaa biologista kasvustoa jakeluverkostoon.

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Veden laatuparametreilla, kuten pH:lla on merkittävä vaikutus otsonointiin. Korkeampi pH auttaa otsonin hajoamista lisääntyneen hydroksyyliiradikaalien muodostumisen vuoksi, kun taas matalampi pH (pienempi kuin 7) hidastaa otsonin hajoamista, josta tuloksena on korkeampi molekylaarisen otsonin konsentraatio. Otsonin hajoamisaste kasvaa merkittävästi ($\bullet\text{OH}$ muodostumisen takia) kun pH on suurempi kuin 8. Jäännösotsoni on hankala säilyttää kun pH on suurempi kuin 9. Molekylaarista otsonia on helppo mitata, mutta hydroksyyliiradikaalin mittaaminen on hankalaa ja sitä mitataan yleensä vain tutkimusmielessä.

pH:n lisäksi muutkin veden laatuparametrit voivat vaikuttaa otsonointiin ja jäännösotsonin ylläpitoon. Korkea alkaliniteetti vaikuttaa pH:n säätöön. Sameus, orgaaninen aines ja väri lisäävät kaikki otsonin tarvetta. Epäorgaaniset ainekset kuten rauta ja mangaani lisäävät myös otsonin tarvetta hapettumisreaktioidensa vuoksi.

Desinfiointi- ja hapetusominaisuudet ovat suhteellisen riippumattomia lämpötilasta. Tosin lämpötilan kasvessa otsonin, kuten kaasujen yleensä, liukoisuus veteen laskee. Suurin haaste korkeissa lämpötiloissa on tarvittavan otsonin määrän siirtäminen veteen. Tämä voi onnistua kasvattamalla otsonikonsentraatiota syöttösystemissä ja/tai suunnittelemalla otsonin siirto riittävän hyvin.

Vetyperoksidihapetus

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

Vetyperoksidi on hapetin, jota käytetään yksin tai yhdessä muiden kemikaalien ja UV-käsittelyn kanssa jäte- ja juomaveden desinfiointiin. Vetyperoksidi hapettaa myös jonkin verran muita orgaanisia yhdisteitä, kuten lääkkeitä (European IPPC Bureau 2014).

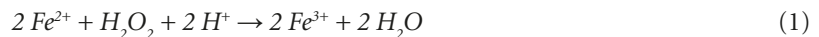
Pintavesilaitoksilla vetyperoksidia voidaan käyttää seuraaviin tarkoituksiin (Sallanko 2003):

- makua ja hajua aiheuttavien aineiden poistoon
- otsonoinnin tehostamiseen
- jäännösotsonin poistoon
- desinfioinnin sivutuotteiden vähentämiseen
- aktiivihiehen kemialliseen regenerointiin.

Pohjavesilaitoksilla vetyperoksidia käytetään lähinnä seuraaviin tarkoituksiin:

- raudan ja rikkivedyn poisto
- kaivojen kunnostus

Vetyperoksidilla voidaan hapettaa pohjavesissä esiintyvä liukoinen kahdenarvoinen rauta kolmenarvoiseksi ferriraudaksi reaktioyhtälön 1 mukaan. Ferrirauta ei liukene veteen ja se pystytään siis erottamaan vedestä saostamalla ja suodattamalla. Vetyperoksidiannos vetyperoksidin ja raudan suhteen on luokkaa 1:2.



Vetyperoksidilla voidaan myös tehokkaasti hapettaa rikkivety vedestä. Vetyperoksidin ja rikkivedyn välinen reaktio riippuu pH:sta siten, että neutraaleissa olosuhteissa tapahtuu pääasiassa reaktio (2) ja alkalisissa olosuhteissa (pH yli 8) tapahtuu pääasiassa reaktio (3).



Yhtälön 2 stoikiometrinen H_2O_2/H_2S suhde on 1 ja reaktioyhtälön 3 H_2O_2/S suhde on 4. Alkalisissa olosuhteissa reaktion lopputuote on liukoinen sulfaatti ja neutraaleissa olosuhteissa kolloidiseksi rikiksi. Rikki voidaan poistaa vedestä saostamalla ja suodattamalla (Sallanko 2003).

Vetyperoksidihapetuksen viive on pidempi kuin esimerkiksi otsonoinnin, teollisuusjätevedelle orgaanisten aineiden hajotukseen 30–60 min (European IPPC Bureau 2014).

Vetyperoksidin hajoamisreaktiossa syntyy vetyioneja ja lämpöä. Siksi vetyperoksidikäsitelyyn kuuluu usein pH-säätö ja lämmön talteenotto.

Päälaitteet

- Vetyperoksidin varastosäiliö asianmukaisine turvavarusteineen
- Vetyperoksidin annostelupumput
- Kontaktointisäiliö tai reaktori
- Lämmönsiirrin tai muu lämmön talteenottolaite
- Neutralointikemikaalin syöttö
- Jälkikäsitely, esim. orgaanisten hajoamistuotteiden erottaminen GAC-suodattimella
- Vetyperoksidijäämien poistaminen

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Vetyperoksidi
- Sähkö (tavanomaiset prosessilaitteet, kuten pumput ja sekoittimet)
- Neutralointikemikaali
- Jälkikäsitelyyn liittyvät hyödykkeet ja kemikaalit

Sivutuotteet

- Syöttöveden koostumuksesta riippuen käsiteltyyn veteen voi jäädä orgaanisia hajoamistuotteita, jotka on erotettava esimerkiksi biologisella käsittelyllä
- Kiintoaineet voi olla tarpeen poistaa esim. aktiivihiilisuodatuksella, jolloin sivutuotteeksi syntyy lietettä
- Potentiaalisia kaasumaisia reaktiotuotteita ovat etikkahappo ja asetonit (European IPPC Bureau 2014)

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Vetyperoksidi hajottaa 91–99 prosenttia orgaanisista hapoista. Lääkeaineiden poistoteho on erään julkaisun mukaan 97 prosenttia (European IPPC Bureau 2014). Soveltuvuutta CONPAT-hankkeen lääkeaineille on tarkasteltu edellisessä osiossa.

Vetyperoksidi on helposti hajoava yhdiste, jonka hyötysuhde laskee korkeissa lämpötiloissa.

UV-käsittely

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

UV-desinfioinnissa UV-valoa käytetään inaktivoimaan taudinaiheuttajia. Vaikutus perustuu mikrobien DNA:n vahingoittamiseen. Ultraviolettivaloa voidaan myös käyttää juomavedessä olevien mikroaasteiden eli pysyvien, myrkyllisten ja biologisesti kertyvien yhdisteiden hapettamiseen. Jälkimmäisessä tarkoituksessa sitä käytetään usein yhdessä vetyperoksidin kanssa AOP-käsittelyn osana.

UV-valo tuotetaan elohopeaa sisältävillä lampuilla, jotka on sijoitettu suojaaputkeen.

UV-valot, joita tyypillisesti käytetään juomaveden valmistuksessa, luokitellaan

- matala paine – matala teho -lamppuihin (low-pressure LP lamps),
- matala paine – korkea teho -lamppuihin (low-pressure high output LP-HO lamps) ja
- keskipainelamppuihin (medium-pressure MP lamps).

MP-lamput tuottavat 10–20 kertaa suuremman UV-säteilyn kuin LP (40–85 W) tai LP-HO (300–400 W) lamput, minkä vuoksi tarvitaan vähemmän lamppuja ja edelleen vähemmän huoltoa. MP-lamppujen energiankulutus on huomattavasti korkeampi ja säteilyn seurauksena syntyvä korkea lämpötila voi aiheuttaa lampun koteloinnin halkeilua. LP- ja LP-HO -systemit tuottavat suurimman osan energiastaan mikro-organismeja tappavan aallonpituudella (254 nm) ja sopivat tyypillisesti paremmin pieniin ja keskisuuriin systeemeihin useiden lamppujen tuoman luotettavuuden ansiosta (EPA Ultraviolet Irradiation 2015).

UV-käsittely tapahtuu altaissa tai reaktoreissa, joita on kahta päätyyppiä, kontakti- ja ei-kontaktireaktoreita. Kontaktireaktoreissa lamput sijoitetaan kvartsisuojiin, jotka ovat kontaktissa jäteveden kanssa. Ei-kontaktireaktoreissa lamput on sijoitettu valoa läpäiseviin putkiin. Kummassakin tapauksessa reaktoreissa tai altaissa tulee olla riittävä sekoitus, joka voidaan toteuttaa esimerkiksi staattisilla sekoittimilla (EPA Wastewater Ultraviolet Disinfection 1999).

Vesilaitoksesta riippuen voi olla suositeltavaa suunnitella ja asentaa kaksi rinnakkaista linjaa, jolloin esimerkiksi huollon aikana toinen linja pysyy käyttökelpoisena (Lahlou 2000).

Päälaitteet

- Kiintoaineen poistaminen esimerkiksi hiekkasuodatuksella
- Haitallisten liuenneiden epäpuhtauksien poistaminen esim. pH-säädöllä
- UV-kontaktointialtaat (staattisilla sekoittimilla varustetut)
- UV-lamppujen puhdistuslaitteet (mekaaniset ja/tai kemikaalit)
- Jälkikäsitely (suodatus), orgaanisen aineksen poisto, mikäli hajotus ei ole täydellistä
- Mahdollisen yhdistelmäkäsittelyn laitteet, kuten vetyperoksidisäiliö ja -annostelupumput

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- UV-lamppujen sähkönkulutus
- pH-säätökemikaalit
- Lamppujen puhdistuskemikaalit
- Mahdollisen yhdistelmäkäsittelyn kemikaalit kuten vetyperoksidi
- Mahdolliset jälkikäsitelyn kemikaalit/hyödykkeet kuten GAC-suodattimen aktiivihiili tai sen regenerointi

Sivutuotteet

- Epätäydellisen hajotusreaktion vuoksi käsiteltyyn veteen voi jäädä orgaanisia yhdisteitä. Mikäli ne ovat biohajoavia, niiden jatkopuhdistukseen voi soveltua esimerkiksi biologinen GAC-kolonne.
- Lamppujen pesuliuokset
- Käytetyt lamput (sis. elohopeaa)
- Esikäsitelysuodattimen jäte

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Taudinaiheuttajien inaktivointitehoa mitataan UV-annostuksella, joka on UV-säteilyvoimakkuuden ja altistusajan funktio (kaava (2)).

$$UV \text{ annos } (mW \cdot s/cm^2 \text{ tai } mJ/cm^2) = UV \text{ säteilyvoimakkuus } (mW/cm^2) \times \text{aika } (s) \quad (2)$$

UV-säteilyvoimakkuus on se taso, jolla UV-energia syötetään veteen ja sitä kuvataan termillä UV-energia per pinta-alayksikkö (mW/cm^2).

Tavanomaisen UV-käsittelyn viive on varsin lyhyt, 20–30 s (EPA, Wastewater Ultraviolet Disinfection, 1999). Tyypillinen mikrobin tuhoamiseen sopiva säteilyn aallonpituus on 250–270 nm (EPA Wastewater Ultraviolet Disinfection 1999). Tätä matalammilla aallonpituuksilla muodostuu otsonia, hydroksyyliiradikaaleja ja muita hapettavia yhdisteitä, jotka voivat poistaa tiettyjä epäpuhtauksia vedestä.

Koska UV-annos perustuu ensisijaisesti valon intensiteettiin, veden laatuparametrit kuten sameus ja suspendoituneet kiintoaineet voivat laskea UV-läpäisykykyä suojaamalla mikro-organismeja UV-valolta. Joidenkin orgaanis-

ten ja epäorgaanisten yhdisteiden (kuten rauta, kalsiumin kovuus) olemassaolo voi myös absorboida UV-valoa ja siten laskea UV-läpäisykykyä. UV-läpäisykyky on sen UV-energian mitta, jota vesi ei absorboi. Veden laatuparametrit kuten pH, alkaliniteetti ja lämpötila eivät vaikuta UV-desinfiointin kokonaistehoon. Näillä parametreilla voi kuitenkin olla vaikutusta UV-valojen koteloinnin mitoitukseen (EPA Ultraviolet Irradiation 2015).

Syöttöveden TSS (liuenneiden aineiden kokonaispitoisuus) tulisi olla korkeintaan 30 mg/l (EPA Wastewater Ultraviolet Disinfection 1999).

Kloorikemikaalikäsittely

Tekniikan periaate

Kloorikemikaalikäsittely on desinfiointimenetelmä, jolla poistetaan kemiallisesti mikrobeja vedestä. Kemikaalidesinfiointi voi inaktivoida mikrobeja seuraavilla tavoilla:

- vahingoittamalla soluseinää, mikä vaikuttaa solun läpäisykykyyn ja siten ravinteiden ja ionien kuljetukseen
- muuntamalla solujen protoplasmaa, denaturoimalla solujen komponentteja ja saostamalla solujen tärkeitä proteiineja
- hapettamalla entsyymien funktionaalisia ryhmiä ja häiritsemällä solujen geneettisen materiaalin välisiä elektroninsiirtomekanismeja (EPA 2006)

Tässä selvityksessä käsiteltävät kloorikemikaalit ovat kloorikaasu, hypokloriitti sekä klooridioksidi. Kloorikaasun ja hypokloriitin puhdistustehot perustuvat samaan desinfiointimekanismiin, mutta klooridioksidin desinfiointimekanismi on erilainen. Kloorikaasu sekä hypokloriitti reagoivat veden kanssa muodostaen desinfiointiaineita hypokloorihapoketta (HOCl) ja hypokloriitti-ioneja (OCl⁻). Klooridioksidi taas on klooria ja hypokloriittia vahvempi hapettaja eikä se reagoi veden kanssa (EPA 2006).

Suuret vesilaitoksen käyttävät useimmiten kloorikaasua. Kaasun sen vaatimat turvallisuus-, tila- ja käyttöarokaisut voivat olla pienimmille laitoksille liian vaativia. Hypokloriittia on turvallisempi käsitellä ja säilyttää kuin kloorikaasua, joten se sopii yleensä paremmin pienemmille laitoksille (EPA 2006).

Päälaitteet

Vesilaitokset, jotka käyttävät desinfiointiin kloorikaasua syöttävät kloorikaasun suoraan vesivirtaan. Kloorikaasudesinfiointilaitteisto koostuu kloorisylinteristä, mahdollisesta haihduttajasta, klorinaattorista, säätö- ja jäännösanalysointiyksiköstä, kaasuventtiileistä, suihkuttimista sekä ilmastimista. Kloorikaasu on syövyttävää ja haitallista, joten laitteisto on syytä erottaa muista käsittelylaitteistoista. Kloorikaasua käytettäessä on myös huolehdittava asianmukaisesta turvallisuudesta lisäävistä laitteista kuten vuodon ilmaisimista sekä ilmastointisysteemistä. Vedenkäsittelylaitokset käyttävät usein myös kontaktialtaita, joiden avulla käsittelyn viive on helpommin säädettävissä (EPA 2006).

Hypokloriitti syötetään suoraan vesivirtaan joko natrium- tai kalsiumhypokloriittiliuoksena. Hypokloriittilaitteisto koostuu liuossäiliöstä, syöttösystemistä eli hypoklorinaattorista virtaus- ja säätöinstrumentteineen sekä kontaktialtaasta. Natrium- ja hypokloriittiliuokset ovat syövyttäviä, joten niiden käsittelyssä ja sijoittamisessa tulee huolehtia asianmukaisesti turvavarustelusta ja laitemateriaalit (EPA 2006).

Klooridioksidin valmistukseen tarvittava laitteisto koostuu klooridioksidigeneraattorista pumppuineen, natriumkloriittin tai -kloriinin säilytysäiliöistä, kloorikaasun syöttölaitteistosta sekä hälytys- ja säätölaitteistosta. Klooridioksidi voidaan valmistaa usen eri aineen reaktiolla, mutta esimerkiksi Yhdysvalloissa juomavesilaitoksilla klooridioksidi valmistetaan useimmiten natriumkloriitin ja kloorikaasun reaktiolla (EPA 2006).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Kloorikemikaalikäsittely kuluttaa kulloinkin käytettävää kloorikemikaalia.

Sivutuotteet

Kloorikaasu ja hypokloriitti voivat muodostaa erilaisia haitallisia desinfiointin sivutuotteita kuten trihalometaaneeja, HAA:a (haloacetic acids), kloraalihydraatti, kloorifenoleja, karboksyylihappoja ja ketoneja. Klooraus voi myös jättää veteen epämiellyttävän hajun tai maun (EPA 2006).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Kloorikaasun desinfiointi tehokkaasti viruksia ja bakteereja vedestä (puhdistusaste vähintään 4-log). Kloorikaasu myös säätelee vesilaitosten biologista kasvua altaissa ja putkistoissa ja vaikuttaa maku- ja hajutekijöihin. Se myös hapettaa rautaa ja mangaania, mikä helpottaa niiden poistoa esimerkiksi hiekkasuodatuksessa (EPA 2006).

Hypokloriitti voi olla desinfiointissa yhtä tehokas kuin kloorikaasu ja käsiteltävyytensä takia se on usein parempi vaihtoehto pienille laitoksille. Hypokloriitti on kuitenkin kloorikaasua kalliimpaa ja sitä vaaditaan usein suurempia määriä kuin klooria. Liuokset, joiden hypokloriittipitoisuus on korkea, ovat puolestaan epästabiileja ja muodostavat helpommin haitallisia desinfiointin sivutuotteita (EPA 2006).

Klooridioksidi on viruksia, bakteereja sekä alkueläimiä kuten *Cryptosporidium parvum*:ia tehokkaasti desinfiointiva aine. Se ei kuitenkaan tehoa viruksiin niin hyvin kuin muut kloorikemikaalikäsittelyt. Klooridioksidia voidaan käyttää myös raudan ja mangaanin hapettamiseen, hajun ja maun poistoon. Klooridioksidia käytettäessä ei yleensä synny haitallisia desinfiointin sivutuotteita. Sen valmistamisprosessi on kuitenkin hankalampaa kuin kloorikaasun ja hypokloriitin ja se myös vaatii monenlaisia turvallisuuteen liittyviä ratkaisuja, mitkä ovat kalliimpia toteuttaa kuin kloorikaasua käytettäessä (EPA 2006).

Kloorikemikaalikäsittelyjen desinfiointitehoon vaikuttaa lämpötila sekä pH ja tietenkin desinfioitavan veden laatu (EPA 2006).

Peretikkahappodesinfiointi**Tekniikan periaate**

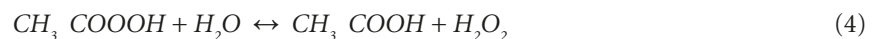
Peretikkahappo (CH_3COOOH) on orgaaninen perihappo ja voimakas hapetin, jota käytetään jätevesien desinfiointiin. Sen toiminta perustuu hajoamisessa syntyvien radikaalien muodostumiseen (Luukkonen 2014).

Päälaitteet

Peretikkahappolaitteisto on sijoitettava käyttöpisteen lähelle, eikä maanalaisia putkistoja voi käyttää. Pertikkahappo lisätään johonkin pyörteiseen virtaukseen kohtaan tai käytetään sekoittajaa. Putkistojen materiaalina käytetään ruostumatonta terästä, joka on happopeitattu ja passivoitu (Dancey 2008).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Peretikkahappoa on saatavilla kaupallisesti tasapainoliuoksena, joka sisältää peretikkahappoa, vetyperoksidia, etikkahappoa sekä vettä. Tasapainoreaktio on esitetty yhtälössä 4.



Peretikkahappodesinfiointissa peretikkahapon annostelumäärä riippuu kontaktiajasta, bakteerien määrästä sekä luparajoista. Tyypillisiä annostelumääriä ovat tulevalle käsittelemättömälle jätevedelle 10–20 mg/l, esikäsitellylle jätevedelle 5–10 mg/l ja sekundääriselle lähtövedelle 0,50 mg/l–2 mg/l. Annostelumäärät tulee kuitenkin määrittää aina tapauskohtaisesti. Kontaktiaika vaihtelee 10–30 minuutin välillä (Dancey 2008).

Sivutuotteet

Peretikkahappodesinfiointissa ei synny haitallisia desinfiointin sivutuotteita, mutta se tuottaa vetyperoksidijäämän. Desinfiointissa peretikkahapon reagoidessa muodostuu asetaattia (CCOO^-), joka nostaa käsitellyn veden kemiallista ja biologista hapenkultusta (Luukkonen 2014).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Peretikkahappo sopii hyvin jätevesien desinfiointiin. Peretikkahappo voidaan myös yhdistää UV-säteilytykseen (AOP-menetelmä), jolloin puhdistusprosessi tehostuu ja mm. kemikaali- ja säteilyannostukset pienenevät. AOP-menetelmällä voidaan saada myös poistettua lääkeainejäämiä jätevedestä (Luukkonen 2014).

*Permuurahaishappodesinfiointi***Tekniikan periaate**

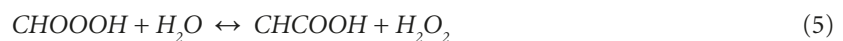
Permuurahaishappo (CHOOOH) on vahva hapetin, jolla on kyky inaktivoita erilaisia mikrobeja, kuten bakteereja ja viruksia. Permuurahaishappo muodostaa hajotettaessa hydroksyyliiradikaaleja, jotka tuhoavat bakteereja (Kemira 2015).

Päälaitteet

Permuurahaishappoliuos valmistetaan paikanpäällä jätevesilaitoksella, sillä se on erittäin helposti hajoavaa. Kemiran permuurahaishappodesinfiointijärjestelmä Desifixin sekoitusjärjestelmä koostuu integroidusta reaktoriasta, annostelupumpuista, prosessinohjausyksiköstä ja hätäsiuhkusta, jotka on sijoitettu helposti käsiteltävään kaappiin. Sekoitusyksikön lisäksi tarvitaan kemikaalisäiliöt sekä siirtopumput- ja putkistot (Kemira 2015).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Desinfiointissa käytettävä permuurahaishappoliuos on tasapainoliuos, joka valmistetaan muurahaishaposta, vetyperoksidista sekä katalyyttinä käytettävästä rikkihaposta. Tasapainolioksen reaktioyhtälö on esitetty yhtälössä 5 (Luukkonen 2014).



Kemikaalin annostelumäärästä on esitetty 1,2 mg/l–20 mg/l lukuarvoja riippuen siitä, mikä taudinaiheuttaja on ollut tutkimuksen kohteena.

Sivutuotteet

Permuurahaishappodesinfiointissa ei synny merkittäviä määriä haitallisia desinfiointin sivutuotteita. Kuten peretikkahappodesinfiointissakin, jää permuurahaishappoakin käytettäessä veteen jäännösvetyperoksidia. Permuurahaishapon reagoidessa muodostuu jäännösyhdisteenä formiaattia (CHOO^-), joka nostaa käsitellyn veden kemiallista ja biologista hapenkulutusta.

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

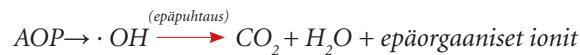
Myös permuurahaishappodesinfiointi voidaan yhdistää UV-käsittelyyn (AOP-menetelmä), jolloin puhdistusprosessi tehostuu. Tällöin esimerkiksi kemikaalien ja säteilytyksen annostelu pienenee sekä desinfiointiteho kasvaa. UV-säteilyyn yhdistettynä permuurahaishapolla voidaan saada poistettua myös lääkeainejäämiä jätevedestä.

AOP (Advanced Oxidation Processes)

Tekniikan periaate ja lohkoavaio

AOP-tekniikat ovat tyypillisesti yhdistelmätekniikoita, joissa käytetään samanaikaisesti tai peräkkäisissä vaiheissa erilaisia yhdistelmiä kemiallisista hapetustekniikoista, hapetusta yhdistettynä kiinteisiin katalyytteihin tai hapetusta yhdistettynä UV-säteilyyn.

Kaikki AOP-menetelmät tuottavat •OH-radikaaleja, jotka ovat erittäin reaktiivisia, vaikuttavat useimpiin orgaanisiin molekyyliin ja eivät ole kovin selektiivisiä.



AOP-menetelmiä käytettäessä epäpuhtaudet saadaan joissain tapauksissa hajotettua täydellisesti CO₂:ksi, vedeksi ja epäorgaanisiksi yhdisteiksi, tai ainakin muuttua vähemmän vaarattomampaan muotoon. Lisäksi biohajomattomien orgaanisten epäpuhtauksien osittainen hajoaminen voi tuottaa biohajovia välituotteita. AOP-tekniikat soveltuvat siksi yhdeksi puhdistusvaiheeksi prosessissa, jossa on lisäksi esimerkiksi biologinen puhdistusvaihe (Poyatos et al. 2009).

AOP-menetelmissä voidaan käyttää erilaisia hapetuskemikaaleja ja niiden yhdistelmiä. Osa prosesseista käyttää myös katalyyttejä. Yhdistelmäesimerkkejä ovat fotokemialliset hajottamisprosessit (UV/O₃, UV/H₂O₂), fotokatalyytit (TiO₂/UV, foto-Fenton-reaktiiviset) ja kemialliset hapetusreaktiot (O₃, O₃/H₂O₂, H₂O₂/Fe²⁺). AOP-menetelmät voidaan jakaa heterogeenisiin ja homogeenisiin prosesseihin ja ne voidaan edelleen luokitella eri menetelmiin (Poyatos et al. 2009).

Jätevedenpuhdistamolla AOP-tekniikat soveltuvat usein viimeisimmäksi menetelmäksi tertiääriseen puhdistukseen. Niillä saadaan vedestä poistettua sellaisia yhdisteitä (esim. torjunta-aineita, fenoleita ja lääkeaineita), jotka eivät puhdistu perinteisiä tertiäärisiä menetelmiä käyttämällä. AOP-menetelmät soveltuvat erityisen hyvin kun jäteveden sisältämät yhdisteet ovat kemiallisesti hyvin pysyviä ja/tai ne ovat huonosti biohajovia (Poyatos et al. 2009).

Päälaitteet

Laiteratkaisuja on tarkasteltu tarkemmin tavanomaisten hapetustekniikoiden yhteydessä sekä tätä kappaletta seuraavissa menetelmäkuvauksissa.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Prosessien vaatimia hyödykkeitä, kemikaaleja ja kulutusosia on tarkasteltu tarkemmin prosessikohtaisissa kuvauksissa.

AOP-menetelmien käyttökustannukset ovat tyypillisesti korkeat, sillä ne vaativat paljon energiaa ja kemikaaleja. Tämän takia niitä käytetäänkin juuri esikäsittelyä biologisille prosesseille.

Useissa lähteissä on kuitenkin mainittu, että AOP-tekniikat ovat puhdistustulokseen nähden edullisempia kuin tavanomaiset, yhteen menetelmään perustuvat tekniikat.

Sivutuotteet

Sivutuotteita on tarkasteltu tarkemmin prosessikohtaisissa kuvauksissa.

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Useiden AOP-menetelmien yhdistäminen tehostaa kaikkien hapettuvien epäpuhtauksien poistoa. Tyypillisimmät yhdistelmät ovat esimerkiksi UV/H₂O₂, UV/H₂O₂/TiO₂, UV/Fenton ja Ultraääni/UV/TiO₂. Useiden AOP-menetelmien yhdistäminen parantaa puhdistustulosta varsinkin jos puhdistettavassa jätevedessä on sekoitus erilaisia epäpuhtauksia, sillä toiset AOP-menetelmät soveltuvat erälle epäpuhtauksille paremmin kuin toiset.

AOP-menetelmien tyypillisiä ominaisuuksia:

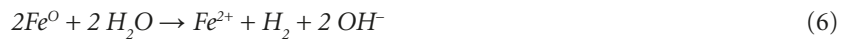
- + Hajottaa orgaaniset yhdisteet sen sijaan, että siirtäisi ne toiseen faasiin tai jakeeseen
- + Erittäin tehokas lähes kaikkien orgaanisten epäpuhtauksien käsittelyssä ja myös joidenkin myrkyllisten metallien poistossa
- + Toimii myös desinfioinnissa
- + Edullinen asennuskustannus
- + Sovellettavissa myös pieneen mittakaavaan kehitysmaihin

- Suhteellisen korkeat käyttökustannukset (kemikaalit ja energia)
- Hapetuksessa voi syntyä mahdollisesti haitallisia välituotteita
- Uusi teknologia ja vaatii vielä tutkimista

AOP-prosessit: Fenton-prosessi

Tekniikan periaate ja lohkokaavio

Fenton-prosessi on AOP-menetelmä, joka perustuu vetyperoksidin (H_2O_2) hapettamiskyvyn tehostamiseen rautakatalyytilla happamissa olosuhteissa. Kuten muidenkin AOP-menetelmien, myös Fenton-prosessin tehokkuus perustuu hydroksyyli-radikaalien muodostumiseen. Rauta (Fe) hapettuu liuoksessa happamissa olosuhteissa ferriraudaksi (Fe^{2+}), mikä käynnistää ja katalysoi Fenton-reaktion (6).



Fenton-reaktiossa rauta (Fe^{2+}) katalysoi vetyperoksidin hajoamista niin, että muodostuu OH-radikaaleja ja vetyperoksidin vaikutuksesta Fe^{2+} -ioni hapettuu Fe^{3+} -ioniksi reaktioyhtälön 7 mukaan.



Tätä perinteistä Fenton-prosessia voidaan tehostaa UV-säteilyllä (photo-Fenton):



UV-säteilytys (UV-C, 180–290 nm) nopeuttaa hapettumista ja sitä käytettäessä vetyperoksidi voi hydrolysoitua hydroksyyli-radikaalien vaikutuksesta (Hansson et al. 2012).

Fenton-prosessin yksi tyyppi on elektro-Fenton-prosessi, jossa vetyperoksidia muodostetaan jatkuvasti elektrolyytisesti sopivalla katodilla, jolle syötetään ilmaa tai happea. Samanaikaisesti veteen lisätään rautakatalyyttiä hydroksyyli-radikaalien synnyttämiseksi Fenton-reaktiossa. Menetelmän hyviä puolia on vetyperoksidin muodostaminen paikanpäällä sekä lietteen pienempi muodostuminen, sillä Fe^{2+} regeneroituu jatkuvasti katodilla (Brillas et al. 2009).

Päälaitteet

Fenton-prosessi vaatii reaktioaltaan ja prosessityypistä riippuen joko UV-säteilytyslaitteiston tai elektrolyysilaitteiston. Reaktioaineiden syöttöön ja liuosten siirtoon tarvitaan pumppuja ja putkistoja instrumentointineen. Varsinaisen hapetusvaiheen jälkeen tarvitaan neutralointi-, flokkulointi- ja selkeytyslaitteet.

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

Fenton-prosessissa vaadittavat kemikaalit ovat vetyperoksidi ja rautasulfaattiliuos (Hansson et al. 2012). Prosessin variaatiosta riippuen tarvittavan sähköenergian määrä vaihtelee.

Sivutuotteet

Fenton-prosessin sivutuotteina syntyy suuria määriä rautaioneja sisältävää lietettä (Hansson et al. 2012). Elektro-Fenton prosessissa lietteen määrää saadaan vähennettyä katodilla tapahtuvan Fe^{2+} -ionien jatkuvan rege-neroitumisen vuoksi (Nadar 2013).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

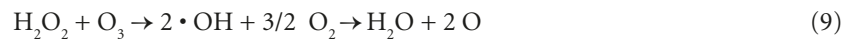
Fenton-prosessien on todettu olevan tehokkaita orgaanisten epäpuhtauksien poistoon vesistä ja sitä käytetään monenlaisten teollisuuden jätevesien käsittelyssä (Hansson et al. 2012).

*AOP-prosessit: Vetyperoksidi + UV-säteily/Otsoni***Tekniikan periaate**

Vetyperoksidilla voidaan poistaa vedestä hajua ja makua aiheuttavia yhdisteitä AOP-käsittelyllä, jolloin vetyperoksidi yhdistetään joko otsoniin tai UV-säteilyyn. Vetyperoksidia voidaan käyttää otsonoinnin tehostamiseen myös silloin, kun otsonoinnin kapasiteetti ei riitä hajua ja makua aiheuttavien yhdisteiden hapettamiseen.

Sen teho perustuu reaktioissa muodostuviin suuren hapetuskyvyn omaaviin hydroksyyli-radikaaleihin. Vetyperoksidilla voidaan myös poistaa veteen jäävä jäännösotsoni nopeasti ja ilman suuria kustannuksia. Tällöin myös muiden haitta-aineiden hapetus tehostuu. Vetyperoksidin stökiometrinen kulutus jäännösotsonin poistamisessa on 0,7 mg H_2O_2 /mg O_3 . Vetyperoksidin käyttö kloorauksen sijasta on lisääntynyt vesilaitoksilla, millä pyritään vähentämään desinfiointista syntyviä sivutuotteita (Sallanko 2003).

Otsonoinnin tehostaminen ja jäännösotsonin poisto tapahtuvat seuraavan reaktioyhtälön (9) mukaisesti:



(USP Technologies 2015)

Päälaitteet

- otsonaattori
- kompressori

TAI

- UV-lamput
- UV-reaktorit

SEKÄ

- vetyperoksidin varastointi- ja annostelulaitteet
- kontaktori/reaktori

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- ilma/happi
- vetyperoksidi
- sähkö

Sähkö on merkittävä kulutushyödyke, sillä sitä kuluu otsonin valmistuksessa ja komprimoinnissa ja toisaalta myös UV-lamppujen toiminnassa.

AOP-prosessit: sähköpurkaustekniikka

Tekniikan periaate

Lappeenrannan teknillisessä yliopistossa on kehitetty sähköpurkaukseen perustuvaa vedenpuhdistusteknologiaa, jossa veteen johdetaan korkeajännitteisiä nopeita, alle sadan sekunnin miljardiosan kestävä, sähköpulsseja. Nämä sähköpulsit muodostavat veteen hydroksyyli-radikaaleja, jotka toimivat tehokkaina hapettajina ja näin vedestä pystytään hajottamaan mm. lääkeainejäämiä. Puhdistukseen vaikuttavat myös laitteistossa muodostuva otsoni sekä vapaa happi (Jaakkola 2012).

Päälaitteet

Menetelmän on tuoteistanut Wapulec™. Laitteisto koostuu pulssigeneraattorista ja reaktorista. Syöttöteho generaattorille on kohteesta ja kapasiteetista riippuen 100 W–10 kW. Kapasiteettia voidaan nostaa laitteistojen rinnankytkennöillä rajattomasti. Vesi johdetaan suljettuun reaktoriin, mikä mahdollistaa happikehän käytön ja siten parantaa tehokkuutta entisestään. Veteen muodostuu aktiivisia hapettajia, kun reaktorissa muodostuva koronapurkaus kulkee sen läpi. Tällä menetelmällä pystytään korvaamaan otsonointi ja muut hapetusmenetelmät vedenkäsittelyssä ja laitteiston koko on skaalattavissa kotitalouskäytöstä aina suureen kaupunkien vedenkäsittelylaitteistoihin saakka (Wapulec 2015).

Hyödykkeet, kemikaalit ja kulutusosat

- Sähköenergia (energiankulutus on vähintään kolme kertaa pienempi kuin perinteisessä otsonoinnissa) (Wapulec 2015).

Puhdistusteho ja siihen vaikuttavat tekijät

Sähköpurkaustekniikalla juomavedestä voidaan poistaa humusta, torjunta-aineita, levää ja patogeenejä ja sillä voidaan korvata tai vähentää kloorausta. Jätevedestä tekniikalla voidaan poistaa myrkyllisiä ja haitallisia aineita kuten steroideja, lääkeainejäämiä sekä bakteereja (Wapulec 2015). Tutkimusten mukaan tämän tekniikan avulla pystytään puhdistamaan vettä ainakin syano- ja kolibakteerien osalta (Jaakkola 2012).

Perinteisiin puhdistusmenetelmiin, suodatuksen ja biologisiin käsittelyihin, yhdistettynä sähköpurkaustekniikalla voidaan parantaa huomattavasti veden laatua ja puhdistuksen tehokkuutta. Tekniikkaa voidaan käyttää myös korvaamaan myrkyllisten jätevesien polttoa, adsorptiota tai kalvoerotusta (Wapulec 2015).

Osa 4: Kustannusarvio

Tässä kappaleessa tarkastellaan edellä kuvattujen teknologioiden investointi- ja käyttökustannuksia yksikköprosessieittain.

CONPAT-kustannusselvityksen eräänä tavoitteena on selvittää, onko CONPAT-hankkeen epäpuhtauksien poistamiseksi tarvittava lisäpuhdistusinvestointi taloudellisesti kannattavaa tehdä juomaveden vai jätevedenpuhdistamolle. Siksi investointikustannukset on eritelty jätevedelle ja juomavedelle ja skaalattu vakiokapasiteettiin 10 000 m³/vrk. Käyttökustannusten osalta on samaten eritelty kustannus jätevedelle ja juomavedelle yksikössä €/m³.

Lisäksi kustannusten yhteydessä on pyritty tuomaan esiin laadullisia tekijöitä, jotka tyypillisen talousveden tuotantolaitoksen raakavedessä tai toisaalta tavanomaisen jätevedenpuhdistamon puhdistetussa jätevedessä vaikuttavat investointi- tai käyttökustannuksiin.

Investointikustannukset

Investointikustannusten laskenta tehdään tavallisesti laite-, asennus-, rakennus- ja muihin tarjouksiin perustuen. Tällaisten tarjouspyyntöjen saamiseksi tarvitaan jonkin verran suunnittelutyötä, kuten prosessisuunnittelua, putkistosuunnittelua, layout-suunnittelua, laitesuunnittelua ja rakennussuunnittelua.

Tämä selvitys ei sisällä suunnittelutyötä, vaan kustannukset on selvitetty seuraavassa kuvatulla menetelmällä.

Kirjallisuuslähteistä on pyritty selvittämään juoma- ja jätevedenpuhdistuksen investointikustannukset yksikköprosessieittain. Tällöin on mahdollista arvioida, minkä suuruinen investointikustannus olemassa olevalle laitokselle tulisi, mikäli prosessiin lisättäisiin jokin lisäpuhdistusvaihe.

Juoma- ja yhdyskuntajätevesien puhdistuslaitosten kustannustietojen puuttuessa on muutamassa tapauksessa esitetty kustannusarviota, joka koskee teollisuusjäteveden puhdistusta.

Mikäli lähteessä on eritelty investoinnin kustannuslajit, on tähän selvitykseen valittu kustannuslajeista laiteinvestointi. Muussa tapauksessa on esitetty kokonaiskustannus.

Kustannusten vertailukelpoisuus

Kokonaisinvestointi- ja laitekustannukset on esitetty alkuperäislähteen kapasiteetille ja hinnalle kappaleessa ”Kustannukset yksikköprosessieittain ja laitostyypeittäin”. Yhteenvedoon on tehty skaalaus vakiokapasiteetille 10 000 m³/vrk eli 3 650 000 m³/a.

Kapasiteettiskaalauksessa on käytetty seuraavaa laskentamenetelmää:

$$C_2 = C_1 \times (k_2/k_1)^n \quad (3)$$

missä C_2 ja C_1 ovat laite- tai muita investointikustannuksia, k_2 ja k_1 kapasiteetteja esimerkiksi yksikössä m³/a tai m³ ja n on kapasiteettiekspONENTTI, jonka arvo vaihtelee välillä 0,6 ja 0,7. Tässä selvityksessä on käytetty arvoa 0,65. $k_2 = 3 650 000$ m³/a

Mikäli laitoksen kapasiteetti on ilmoitettu asukasvastinelukuna, on pääasiassa käytetty muuntokertoimena 250 dm³/AVL/vrk (Toivikko 2015).

Investointikustannuksessa tulee aina huomioida syöttöveden koostumus, kyseiselle prosessille vaadittu puhdistustulos sekä paikalliset kustannustekijät. Tämän selvityksen tapauksessa kyseisiä tekijöitä ei ole voitu vakioida, joten kustannukset tulee aina tarkastaa investointeja harkittaessa.

Selvityksen kustannustiedot ovat pääosin 2000-luvulta, minkä vuoksi hintatason muutosta ei ole huomioitu. Hintatason muutos voidaan kuitenkin tarvittaessa laskea kustannusindeksien avulla. Indeksit julkaistaan Chemical Engineering -lehdessä.

Teollisuuslaitoksen investointikustannuslajit

Prosessiteollisuuden tuotantolaitoksen investointikustannuksen osa-alueet voidaan jakaa seuraavasti:

- Laitekustannus
- Putkisto
- Instrumentointi
- Sähköistys
- Teräsrakenteet
- Rakennuskohteet ja LVI
- Eristys ja maalaus
- Tontti
- Työmaajärjestelyt
- Suunnittelu
- Käynnistys

Kirjallisuudessa ja käytännön kokemukseen perustuen on olemassa tietoa siitä, miten suurta osuutta (%) kokonaiskustannuksista kukin kustannuslaji edustaa. Kun kustannusosuudet ovat tiedossa, voidaan esimerkiksi pelkän laitekustannuksen avulla arvioida laitoksen kokonaisinvestointia jo hyvin varhaisessa vaiheessa. Luotettavuustaso tällä arviointimenetelmällä jää luonnollisesti alhaisemmaksi kuin perusteellisella suunnittelulla ja tarjouspyyntöjen kautta laskemalla.

Käyttökustannukset

Käyttökustannusten laskenta perustuu tavallisesti aine- ja energiataselaskentaan, jonka tuloksena saadaan alustavat kemikaalin, sähkön, höyryn ja muiden hyödykkeiden kulutusmäärät. Kunnossapitokustannukset perustuvat usein aiempaan kokemukseen tai laitetoimittajilta saataviin tietoihin kulutus- ja varaosista. Tässä selvityksessä ei ole tehty ainetaselaskentaa, vaan käyttökustannustiedot on haettu kirjallisuuslähteistä kullekin yksikköprosessille.

Tässä selvityksessä on pyritty ensisijaisesti selvittämään kemikaali-, hyödyke- ja kunnossapitokustannuksia. Henkilöstökustannuksia ei ole huomioitu lukuun ottamatta tapauksia, joissa lähdeaineistossa on mainittu vain kokonaiskustannus.

Kemikaalien, hyödykkeiden ja vara- sekä kulutusosien kulutusmääriin vaikuttaa merkittävästi prosessin syöttöliuoksen koostumus, prosessin ajotapa ja myös esimerkiksi ennakkohuoltokäytäntö, joten selvityksessä esitetyt määrät tulee aina tarkastaa laitospohtaisesti. Lisäksi kemikaalien ja hyödykkeiden hinnat ovat hyvin paikallisia ja sopimuskohtaisia, minkä vuoksi selvityksessä esitetyt euromääräiset hinnat tulee aina tarkastaa paikallisesti.

Kustannusten vertailukelpoisuus

Mikäli lähdeaineistossa on eritelty sähkön kulutus tai sähkökustannus ja -hintaa, on tähän selvitykseen laskettu sähkönkulutuksesta johtuva kustannus sähkön hinnalla 0,05 €/kWh (Energiamarkkinavirasto 2015; Elinkeinoelämän keskusliitto 2012).

Muita kustannuksia ei ole muutettu Suomen hintatasoa vastaaviksi.

Teollisuuslaitoksen käyttökustannuslajit

Käyttökustannukset voidaan jakaa esimerkiksi seuraaviin ryhmiin:

- kemikaalikustannukset
- hyödykekustannukset
- huoltokustannukset
- henkilöstökustannukset

Suoraan kapasiteettiriippuvaisia kustannuksia ovat yleensä kemikaali- ja hyödykekustannukset. Laitekannasta riippuvaisia ovat tyypillisesti huoltokustannukset (vara- ja kulutusosat). Laitekannasta ja esimerkiksi prosessi-automaation tasosta riippuu, kuinka suuret henkilöstökustannukset laitteistolla on (kunnossapito ja operointi).

Valuuttamuunnokset

Kirjallisuusviitteiden Yhdysvaltain dollari-valuutassa ilmaistut kustannukset on muutettu euroiksi kurssilla 0,896 €/\$. Ruotsin kruunuina ilmoitetut kustannustiedot on muutettu euroiksi kurssilla 0,108 €/SEK.

Kustannusvertailu

Seuraavissa kappaleissa on esitetty yhteenvertotaulukot ja kuvaajia investointi- ja käyttökustannuksista erilaisille laitostyypeille ja yksikköprosesseille. Kustannusvertailua varten investoinnit on skaalattu kapasiteettiin 10 000 m³/vrk.

Kullekin laitostyypille ja yksikköprosessille tyypilliset kustannusmenot, lähteenä käytetyn julkaisun alkuperäisen puhdistuskapasiteetin investointikustannus ja tarkemmat tiedot käsiteltävän veden ominaisuuksista on kuvattu kappaleessa ”Kustannukset yksikköprosesseittain ja laitostyypeittäin”.

Investointikustannukset

Taulukossa 14 esitetyt investointikustannukset on skaalattu kapasiteettiin 10 000 m³/vrk. Samat tiedot on esitetty kuvassa 1. Vertailtaessa yksikköprosesseja tämän taulukon perusteella on hyvä huomioda, että investoinneista osa on laite- ja osa kokonaisinvestointikustannuksia. Siksi on hyvä tarkastella myös liitettä 2, jossa on esitetty sama taulukko lisätietoineen sekä tämän kappaleen myöhempiä tarkasteluja.

Taulukko 14 Yhteenveito investointikustannuksista eri laitostyypeille, kun kustannukset on skaalattu kapasiteetille 10 000 m³/vrk.

Menetelmä	Laitekustannus 10 000 m ³ /vrk laitokselle, €	Kokonais-investointi 10 000 m ³ /vrk laitokselle, €	Laitostyyppi	Lähde
Tavanomainen juomaveden käsittely	710 000	-	Juomavesi	Laitetoimittajat, 2015
Tekopohjaveden valmistus	-	48 900 000	Juomavesi	Vesilaitos J, 2015
Tavanomainen biologis-kemiallinen jäteveden käsittely	-	24 000 000	Jätevesi	Suomen Ympäristö 3/2014
Jäteveden hiekkasuodatus	590 000	-	Jätevesi	Laitetoimittajat, 2015
Aktiivihiihi (GAC)	813 000	-	Juomavesi	Laitetoimittajat, 2015
Aktiivihiihi (GAC)	-	3 800 000*	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
Aktiivihiihi (GAC)	-	650 000	Teollisuus-jätevesi	European IPPC Bureau, 2014
Nanosuodatus	550 000	-	Juomavesi	EPA, 2006
Hypokloriitti	-	120 000	Juomavesi	EPA, 2006
Klooridioksidi	-	68 000	Juomavesi	EPA, 2006
Klooraus	-	96 000	Juomavesi	EPA, 2006
Klooraus	-	1 400 000	Jätevesi	EPA Wastewater Chlorine Disinfection, 1999
Otsonointi	440 000	-	Juomavesi	EPA, 2006
Otsonointi	420 000	-	Jätevesi	EPA Wastewater Ozone Treatment, 1999
Otsonointi	-	740 000*	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
UV-käsittely	-	84 000	Juomavesi	Jääskeläinen, 2007
UV-käsittely	130 000	-	Jätevesi	Martin, 2004
UV-käsittely	200 000	-	Jätevesi	Martin, 2004
UV-käsittely	27 000	-	Jätevesi	Heinonen – Tanski, 2003
AOP-käsittely	-	2 900 000*	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
Vetyperoksidikäsittely	-	6 500 000	Teollisuusjätevesi	European IPPC Bureau, 2014

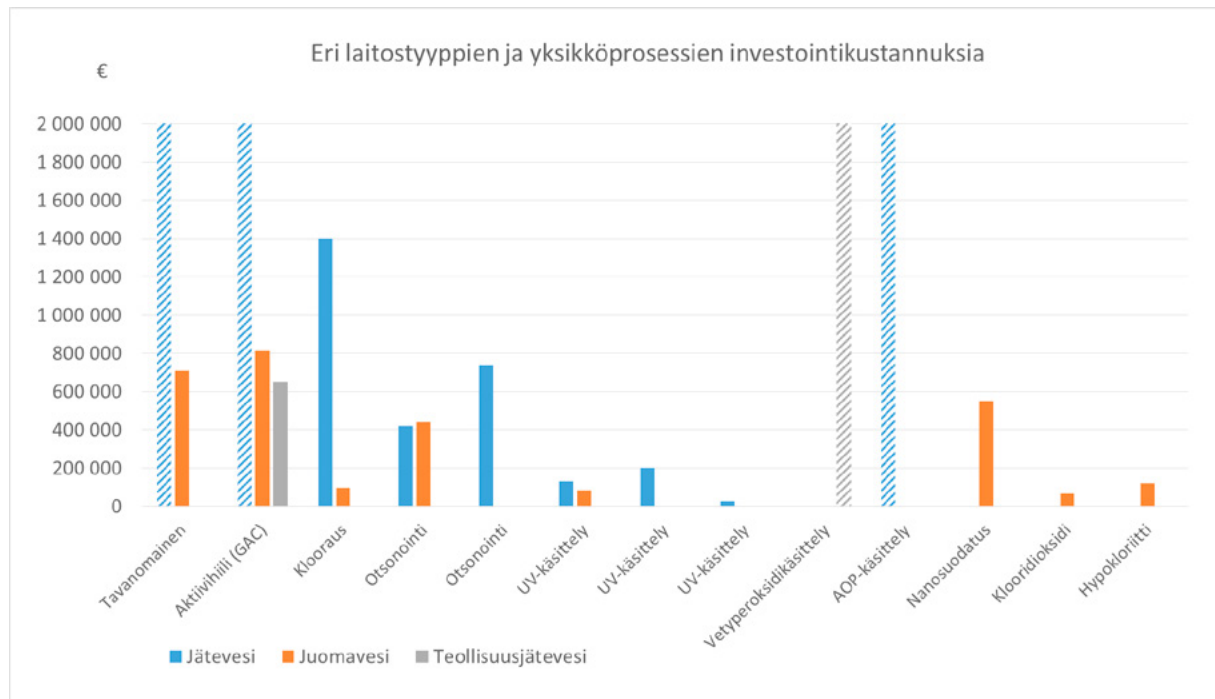
*Tähdellä merkityt kustannukset on ilmoitettu asukasmäärää kohden. Muunnos kustannuksiksi kuutiomäärää kohden on tehty perustuen annettuun kokonaiskäyttökustannukseen (€/a) ja kokonaisyksikkökustannukseen (€/m³).

Taulukossa 14 ja kuvassa 1 esitettyjen tietojen perusteella voidaan havaita, että tavanomaisen jäteveden käsitteilylaitoksen investointikustannukset ovat korkeammat kuin pintavesilaitoksen, kun kustannus on skaalattu samalle kapasiteetille. Myös tavanomaisten puhdistamojen veden jatkopuhdistusvaiheissa on nähtävissä vastaavaa ilmiötä. Syitä tähän on tarkasteltu kappaleessa ”Kustannukset yksikköprosesseittain ja laitostyypeittäin”. Tekopohjavesilaitoksen kokonaisinvestointikustannus on suurempi kuin jäteveden puhdistamon, mihin vaikuttaa mukaan luettavien putkilinjojen pituus, merkittävä vesivaraston suuruus sekä pohjavesipumppaamojen rakentaminen.

Juomaveden osalta voidaan taulukosta 14 ja kuvasta 1 havaita, että tavanomaisen puhdistamon (pintavesi tai tekopohjaveden valmistus) jälkeisille yksikköprosesseille kustannusjärjestys on likimain seuraava:

- Edullisimpia ovat kemikaaleihin perustuvat desinfiointiprosessit (yksinkertaiset annostelu- ja kontaktointilaitteet). Tarkempi tarkastelu kloorikemikaaleista on kuvassa 4.
- UV-käsittelyn investointi on samaa suuruusluokkaa kuin kemikaalien annostelu- ja kontaktointilaitteiden. Tarkempi tarkastelu on kuvassa 3.
- Otsonoinnin investointikustannus on suurempi kuin UV- tai kemikaalikäsittelyn. Tarkempi tarkastelu on kuvassa 2.
- Kalvosuodatus on tietojen perusteella kallein (kalvokoneikko, korkeapainepumput ja oheislaitteet nostavat hintaa)

Tässä vertailussa on huomioitava, että lähdeaineisto perustuu useisiin lähteisiin, joiden raakavedessä ja edeltävissä prosesseissa voi olla merkittäviäkin eroja.



Kuva 1. Eri laitostyyppien ja yksikköprosessien investointikustannuksia skaalattuna kapasiteettiin 10 000 m³/vrk (Lähteiden osalta ks. edellinen taulukko). HUOM: Tavanomaisen jäteveden puhdistuksen, vetyperoksidikäsittelyn, AOP-käsittelyn aktiivihiihlikäsittelyn kustannuksille skaalaus ei ole sopiva. Tarkasta kustannukset edellisestä taulukosta.

Verrattaessa jäteveden puhdistuksen investointikustannuksia tarkoituksena poistaa lääkainejäämät, on ruotsalaisessa selvityksessä päädytty seuraavaan suhteelliseen investointikustannusarvioon verrattuna tavanomaiseen puhdistamoon (Wahlberg 2010):

- Tavanomainen puhdistamo 1,0
- Otsonointi 1,3
- MBBR 1,6
- Aktiivihiihi kirjallisuuslähteen perusteella 1,6
- AOP-tekniikka UV+vetyperoksidi 1,7
- Aktiivihiihi testituloksiin perustuen 2,7
- Käänteisosmoosi 3,8

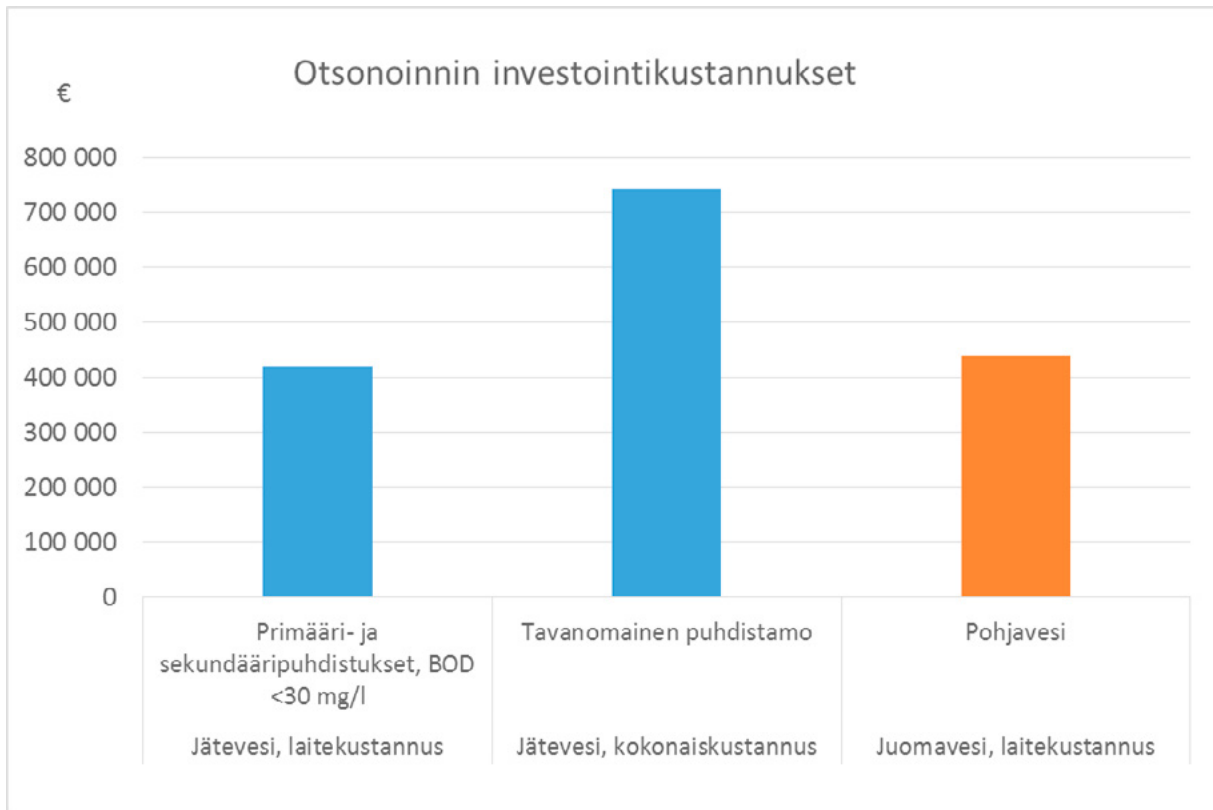
Keskieurooppalaisen lähdeaineiston mukaan puolestaan 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamon kokonaisinvestointikustannukset kolmelle vaihtoehdoiselle, lääkaineiden poistoon soveltuvalla tekniikalla ovat seuraavat (Rijnland 2009). Nämä kustannusarviot on esitetty myös taulukossa 14 ja kuvassa 1.

- Otsoni 1 100 000 €
- AOP-tekniikka UV+vetyperoksidi 4 300 000 €
- Aktiivihiihi 5 600 000 €

Investointikustannusten järjestys on kahdessa edellä mainitussa vertailevassa tutkimuksessa sama, mutta luku-/vertailuarvoissa on jonkin verran eroavaisuuksia.

Kuvassa 2 on esitetty otsonoinnin investointikustannukset kahdelle jätevesijakeelle ja juomavesilaitokselle, jonka raakavesi on pohjavettä. Jätevedenpuhdistamojen osalta investoinnin laitekanta on samankaltainen ja sisältää otsonaattorin, otsonin syötön ja jäämien poistolaitteet. Ensimmäisenä esitetty kustannus koskee kuitenkin laitekustannusta ja toisena on esitetty kokonaiskustannus. Prosessiteollisuudessa käytetään yleisesti arviota, jonka mukaan laitekustannus on 43 prosenttia kokonaisinvestoinnista, mikä tässä tapauksessa on suuruusluokaltaan melko lähellä yleisarviota (tässä 56 %).

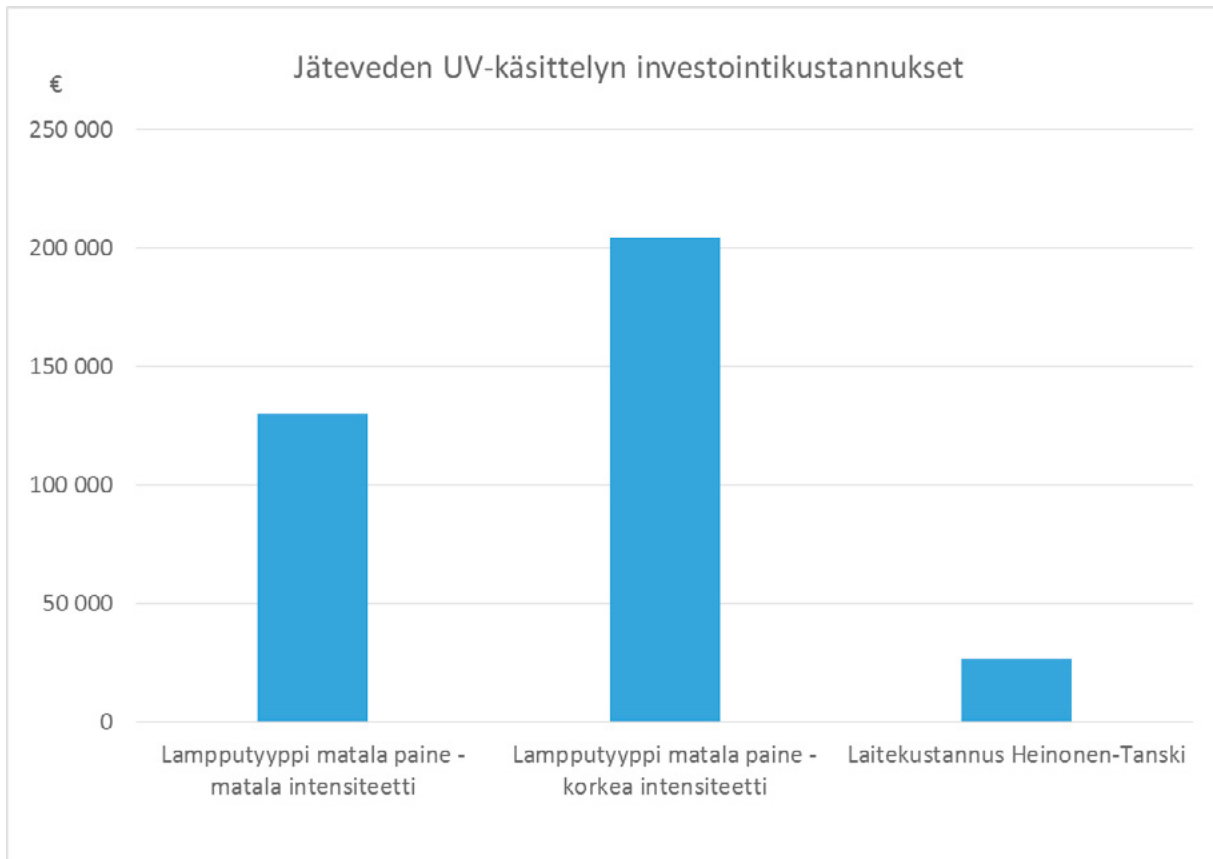
Juomavedelle otsonoinnin laitekustannukset ovat varsin lähellä jäteveden käsittelyä, ja myös laitekokoonten osalta samankaltainen. Juomaveden otsonoinnin kustannus perustuu kulutusmäärälle 4,5 mg/l O₃. Jäteveden otsonoinnin osalta käytetyissä lähdeaineistoissa ei mainittu kulutusmäärää.



Kuva 2. Otsonoinnin investointikustannukset jäte- ja juomavesilaitoksille kapasiteetille 10 000 m³/vrk. Kuvassa on myös mainittu edeltävä puhdistusvaihe / puhdistettava vesilaji (EPA Wastewater Ozone Treatment; Rijnland District Water Control Board 2009; EPA 2006).

Kuvassa 3 on esitetty UV-käsittelyn investointikustannukset jäteveden käsittelylle. Ensimmäiset kaksi investointia perustuvat lähteeseen, jossa on vertailtu eri lampputyypin vaikutusta prosessin kokonaisinvestointiin. Vesi on läpikäynyt tavanomaisen biologisen ja fosforin osalta kemiallisen käsittelyn sekä hiekkasuodatuksen. Kyseisessä selvityksessä on myös verrattu eri lampputyypin soveltuvuutta erisuuruuksille vedenpuhdistamolle ja todettu, että kokoluokan 10 000 m³/vrk laitoksille matala paine – matala intensiteetti-lamput ovat laitekustannuksiltaan n. 36 prosenttia edullisempia kuin matala paine – korkea intensiteetti -lamput. Korkea intensiteetti -lamppujen osalta investointikustannusta nostaa automaattinen lamppujen puhdistuslaitteisto. Tälle kokoluokalle ei suositella keskipaine – korkeaintensiteetti -lamppuja (Martin 2004).

Heinonen-Tanskin laskelmaan perustuvaa UV-käsittelyä edeltää tavanomainen puhdistamo ja pikahiekkasuodatus. Kustannusero on varsin merkittävä, ja onkin todennäköistä, että Martinin arvio sisältää esimerkiksi putkisto- ja instrumentointi- sekä lamppu- ja puhdistuslaitteiden (korkea intensiteetti -lamput) kustannuksia, joita Heinonen-Tanski ei ole huomioinut.

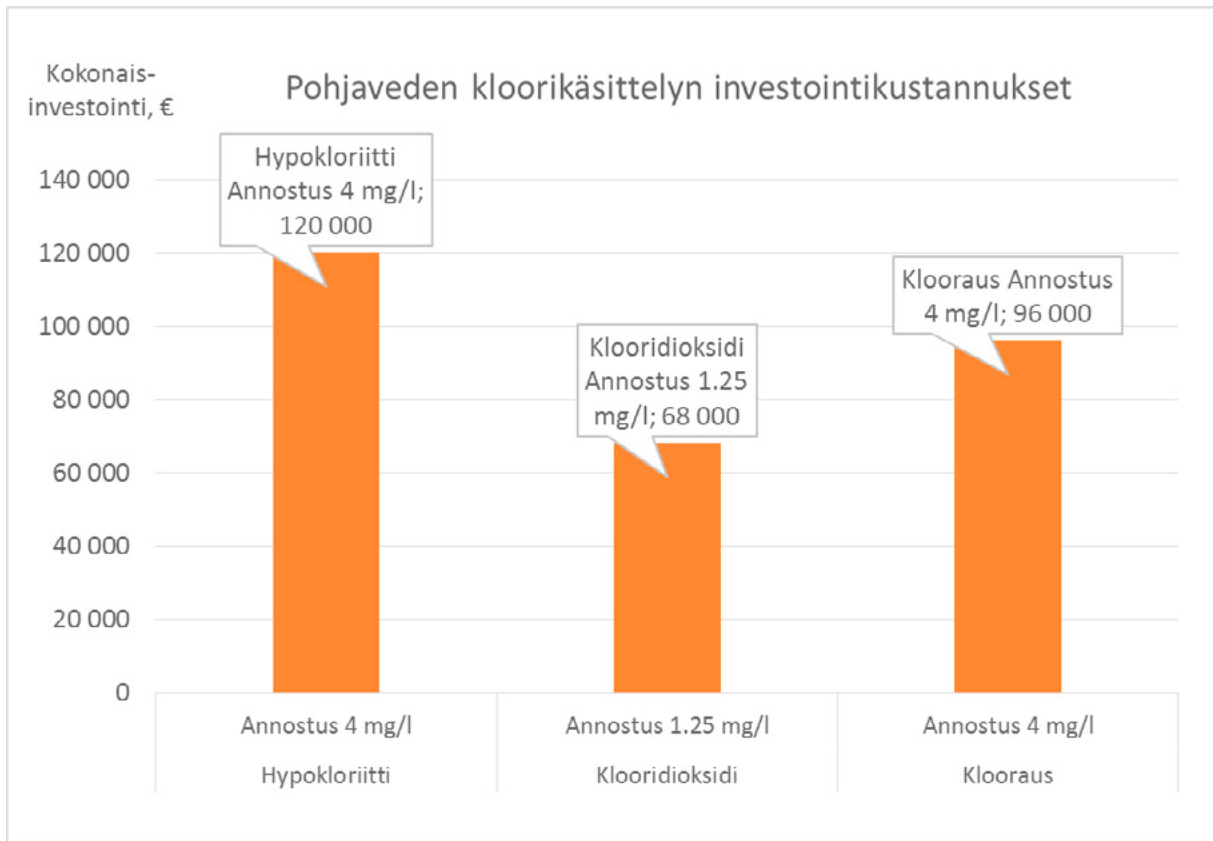


Kuva 3. Laiteinvestointi kahteen eri lampputyyppiin perustuvan jäteveden UV-käsittelylaitoksen osalta (Martin 2004) ja laitekustannus jäteveden käsittelyn osalta skaalattuna kapasiteetille 10 000 m³/vrk (Heinonen-Tanski 2003).

Kuvassa 4 on esitetty eri kloorikemikaaleja käyttävien prosessien investointikustannukset valmistettaessa juomavettä pohjavedestä. Kuvaajasta ja taulukon kustannustiedoista huomataan investointikustannusten olevan melko lähellä toisiaan. Investointikustannukset on laskettu laitekannalle, joka sisältää kloorikaasun syöttö- ja kontaktointilaitteet – ilmeisesti jäämäkloorin poisto ei sisälly hintaan.

Kloorikaasuun perustuvan jäteveden puhdistuslaitoksen investointikustannus samankokoiselle laitokselle skaalattuna on 1,4 milj. €, mikä on huomattavasti korkeampi kuin juomavedelle (EPA Wastewater Chlorine Disinfection 1999). Kloorin annostus jätevedelle on tässä lähteessä 20 mg/l eli viisinkertainen verrattuna juomaveteen. Investointikustannus sisältää kloorauksen ja jäämäkloorin poiston. Jäämäkloorin poisto on noin puolet kokonaiskustannuksesta, ja ilman sitä hinnaksi tulisi siis 750 000 .

Suurin tekijä jäte- ja pohjaveden käsittelylaitteiden erolle selittyy tämän jälkeen kemikaaliannostuksen (mg/l) erolla.



Kuva 4. Juomaveden kloorikemikaalikäsittelyn investointikustannus kapasiteetille 10 000 m³/vrk (EPA 2006).

Käyttökustannukset

Taulukossa 15 on esitetty käyttökustannukset yksikössä €/m³. Sähkön hintana on käytetty kaikissa tapauksissa 0,05 €/kWh, mikäli sähkön osuus kustannuksista tai sähkönkulutus on lähteessä eritelty. Liitteessä 3 on esitetty sama taulukko lisätietoineen, joista käy ilmi mm. kunkin tapauksen puhdistettavan veden laatu ja laitoksen kapasiteetti.

Taulukko 15 Yhteenvedo käyttökustannuksista eri laitostyypeille

	<i>Kemikaali-, hyödyke- ja varaosakulut</i>	<i>Kokonais- käyttö- kustannus</i>	<i>Laitostyyppi</i>	<i>Lähde</i>
	€/m ³	€/m ³		
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.011		Juomavesi	O'Connor, 2009
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.018		Juomavesi	Vesilaitos B
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.019		Juomavesi	Vesilaitos C
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.031		Juomavesi	Vesilaitos D
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.015		Juomavesi	Vesilaitos E
Tavanomainen juomaveden käsittely		0.20	Juomavesi	Vesilaitos F
Tavanomainen juomaveden käsittely		0,35	Juomavesi	Vesilaitos I
Tekopohjaveden valmistus	0.10		Juomavesi	Vesilaitos G
Tekopohjaveden valmistus	0.087		Juomavesi	Vesilaitos H
Tekopohjaveden valmistus		0.25	Juomavesi	Vesilaitos J
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely	0.26	0.40	Jätevesi	Suomen Ympäristö 3/2014
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely		0.24	Jätevesi	Vesilaitos A
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely		0.18	Jätevesi	Wahlberg, 2010
MBR	0.048		Jätevesi	Krzeminski, 2012
Aktiivihiihi (GAC)		0.0039	Juomavesi	O'Connor, 2009
Aktiivihiihi	0.0099		Juomavesi	Vesilaitos B
Aktiivihiihi	0.0087		Juomavesi	Vesilaitos C
Aktiivihiihi (GAC)		0.12	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
Aktiivihiihi (GAC)	0.0028		Jätevesi	Petala, 2006
Aktiivihiihi (PAC)	0.036		Jätevesi	Abegglen, 2009
Aktiivihiihi 1		0.11	Jätevesi	Wahlberg, 2010
Aktiivihiihi 2		0.34	Jätevesi	Wahlberg, 2010
Aktiivihiihi (PAC)	1.1		Teollisuusjätevesi	European IPPC Bureau, 2014
Aktiivihiihi (GAC)		<0.5	Teollisuusjätevesi	European IPPC Bureau, 2014
Nanosuodatus	0.091		Juomavesi	EPA, 2006
Kalvosuodatus	0.075		Jätevesi	Abegglen, 2009
Nanosuodatus		0.35	Jätevesi	Wahlberg, 2010

Käänteisosmoosi		0.52	Jätevesi	Wahlberg, 2010
Hypokloriitti		0.0086	Juomavesi	EPA, 2006
Klooridioksidi		0.035	Juomavesi	EPA, 2006
Klooraus		0.031	Juomavesi	EPA, 2006
Klooraus		0.050	Jätevesi	EPA Wastewater Chlorine Disinfection,1999
Otsonointi	0.0087		Juomavesi	EPA, 2006
Otsonointi	0.029		Jätevesi	EPA Wastewater Ozone Treatment, 1999
Otsonointi		0.060	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
Otsonointi	0.0022		Jätevesi	Petala, 2006
Otsonointi	0.013		Jätevesi	Abegglen, 2009
Otsonointi	0.21		Teollisuusjätevesi	European IPPC Bureau, 2014
Otsonointi		0.07	Jätevesi	Wahlberg, 2010
UV-käsittely	0.0025		Juomavesi	Jääskeläinen, 2007
UV-käsittely	0.0065		Jätevesi	Martin, 2004
UV-käsittely	0.0039		Jätevesi	Martin, 2004
AOP: H2O2+UV		0.32	Jätevesi	Rijnland District Water Control Board, 2009
AOP: H2O2+UV		0.14	Jätevesi	Wahlberg, 2010
Vetyperoksidikäsittely		17	Teollisuusjätevesi	European IPPC Bureau, 2014
Peretikkahappo	0.019		Jätevesi	Dancey, 2009
Permuurahaishappo	0.020		Jätevesi	Niemelä, 2010

Taulukon 15 tietojen perusteella on nähtävissä, että samankin yksikköprosessin käyttökustannukset vaihtelevat merkittävästi eri juomavesilaitosten välillä, samoin kuin eri jätevesilaitosten välillä. Lisäksi laskentaperuste – onko kyseessä pelkkä kemikaali- tai tarvikkekuulu vai kokonaiskuulu, vaikuttaa menetelmien yksikkökustannusten vertailtavuuteen.

Tavanomaisen pintaveden käsittelylaitoksen kokonaiskäyttökustannukset, 0,2 €/m³ ovat huomattavat, ja kemikaalien osuus niistä on varsin pieni, suuruusluokkaa 10 prosenttia. Lähdeaineiston flotaatioprosessin (Vesilaitos D 2015) kemikaali- ja sähkökustannukset ovat noin puolitoista-kaksinkertaiset verrattuna koagulointi-laskeutus-hiekkasuodatusprosessiin (Vesilaitos B, C 2015). Tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannuksiin vaikuttavat voimakkaasti paikalliset olosuhteet – pumppausmatkan pituus, korkeusero ja näistä johtuva pumpauksen sähkökustannus.

Taulukon 15 tiedoista voidaan havaita, että tavanomainen jätevedenpuhdistus, joka edeltää jatkopuhdistusprosesseja, on kustannuksiltaan merkittävästi selvästi suurin osuus jäteveden käsittelyn kustannuksista. Kokonaiskustannus henkilöstökulut huomioiden on keskimäärin 0,4 €/m³ (Suomen Ympäristö 3/2014), eräällä suomalaisella puhdistamolla taas kustannukset ovat keskimäärin 0,26 €/m³ (Vesilaitos A 2015). Ruotsalaisessa lähdeaineistossa kokonaiskustannukseksi on mainittu 0,18 €/m³ (Wahlberg 2010). Jätevedenpuhdistamojen osalta on tärkeä huomioida, että kapasiteetin kasvaessa yksikkökustannukset tyypillisesti pienenevät.

Juomaveden jatkopuhdistusmenetelmiä tarkasteltaessa on hyvä huomata raakaveden laatuerot pintaveden ja pohjaveden välillä sekä eri pintavesilähteiden tai eri pohjavesilähteiden välillä.

Perinteisistä desinfiointimenetelmistä voidaan lähdeaineiston perusteella todeta, että matalimpaan käyttökustannusluokkaan kuuluvat UV-käsittely ja kemikaalien osalta peretikka- ja permuurahaishapot jätevedelle ja kloorikemikaalikäsittelyt juomavedelle. Otsonoinnin käyttökustannuksissa on eri lähteiden välillä merkittäviä eroja, joita on tarkasteltu kuvassa 7.

UV-käsittelyn käyttökustannukset ovat sekä juoma- että jätevedelle pienet. UV-käsittelyn kohdalla on kuitenkin hyvä huomioida, että esikäsittelyvaihe, kuten jäteveden hiekkasuodatus, on välttämätön prosessin tehokkuuden kannalta. Kustannuksia on tarkasteltu kuvassa 8.

Yleisesti voidaan todeta, että kalvosuodatus on korkean energiankulutuksen ja kalvojen vaihtokustannuksen vuoksi kallis menetelmä. Toisaalta se voi poistaa sellaisia yhdisteitä, joita ei saada tavanomaisilla desinfiointiaineiden annostuksilla tai UV-säteilyn intensiteetillä ja viiveellä hajotettua. Tämä näkyy paitsi perinteisissä nano- ja käänteisosmoosiratkaisussa myös MBR-puhdistamoilla, joilla käyttökustannusta kasvattaa kalvojen ilmastuksen sähkönkulutus. Taulukossa on ilmoitettu ainoastaan tämä lisäkulu – biologis-kemiallisen puhdistusosan kulut ovat samaa suuruusluokkaa kuin perinteisellä puhdistamolla (Pöyry 2011).

Myös H₂O₂-UV-yhdistelmään perustuvalla jäteveden käsittely AOP-tekniikalla on korkeat kokonaiskäyttökustannukset; tasoltaan samaa suuruusluokkaa kuin tavanomainen jäteveden biologis-kemiallinen käsittely.

Kuvassa 5 on esitetty käyttökustannustiedot tavanomaiselle ja lisäpuhdistustekniikoille, joita on vertailtu lääkeaineiden poistotarkoituksessa. Kaikkien vertailtavien tekniikoiden syöttövesi on peräisin tavanomaiselta jätevedenpuhdistamolta. Aktiivihiihi 1:n ja 2:n välinen ero on hiilen annostusmäärässä, jota nostamalla kulut nousevat, mutta myös puhdistustulos paranee (Wahlberg 2010).



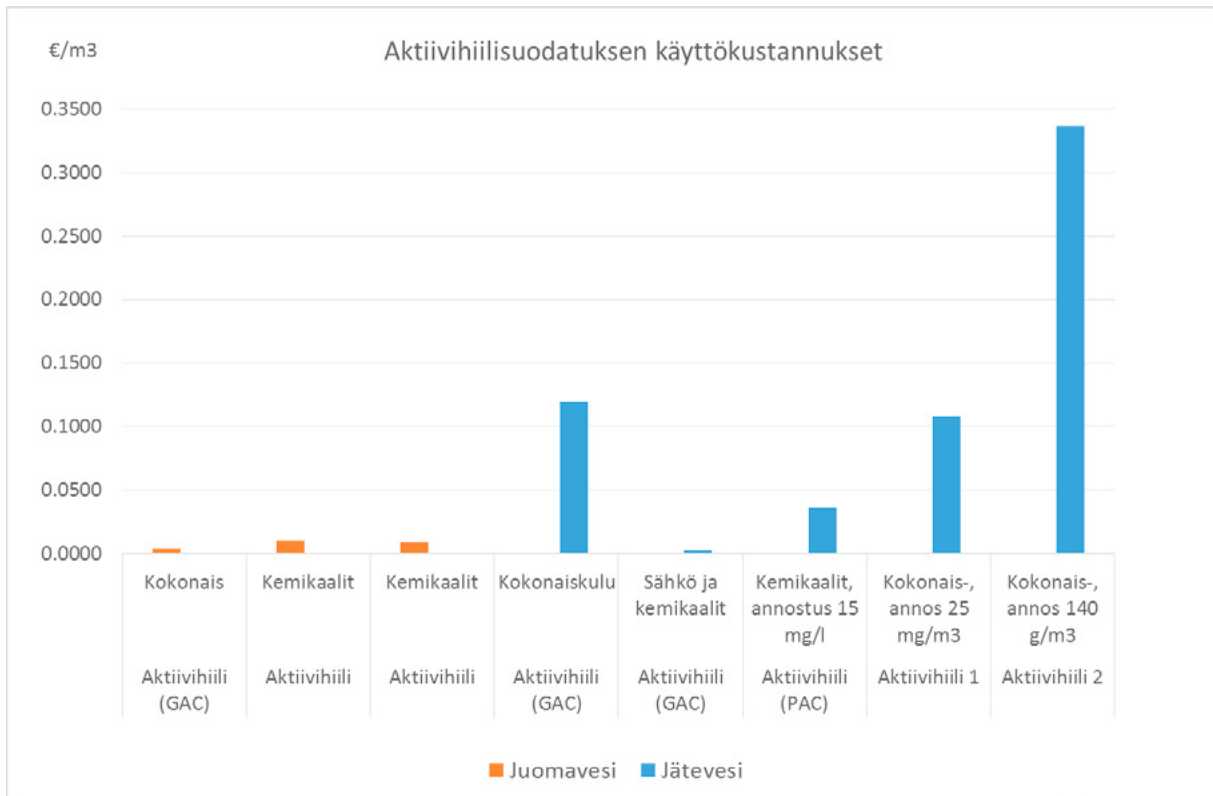
Kuva 5. Yhdyskuntajäteveden kokonaiskäyttökustannuksia tavanomaiselle ja lääkeaineiden hajotukseen tarkoitetuille lisäteknikoille (lisäteknikoiden kulut tavanomaisen puhdistuksen läpikäyneelle vedelle) (Wahlberg 2010).

Kuvassa 6 on vertailtu aktiivihiihisuodatuksen käyttökustannuksia jätevedelle ja juomavesilaitoksille, joiden raakavesi on pintavettä.

Kemikaalin yksikköhinta vaikuttaa voimakkaasti aktiivihiihisuodatuksen kuluihin. GAC:n hinta-arvot vaihtelevat 1,62 ja 2,41 €/kg välillä. Toinen merkittävä kustannustekijä on kulutus, mikä nähdään vertailtaessa 25 mg/m³ ja 140 g/m³ kulutusarvoille, mutta samalle raakavedelle annettuja kokonaiskustannuksia.

Teknologiakatsauksen yhteydessä on mainittu, että GAC-suodatus on kokonaiskustannuksiltaan PAC:a edullisempi, kun PAC:n käyttömäärä kasvaa yli 20 g/l (EPA Powdered Activated Carbon 2015). Kyseinen kulutusmäärä on huomattavasti suurempi, kuin esim. kuvan kolmannelle tapaukselle mainittu.

PAC:n tapauksessa tulee huomioida myös lietemäärän kasvu ja lietteen käsittely- ja varastointikustannus, jotka riippuvat luonnollisesti jätteen koostumuksesta. GAC:n tapauksessa taas on huomioitava regeneroinnin kulut, joita kemikaalikustannus ei sisällä.



Kuva 6. Aktiivihiilisuodatuksen käyttökustannukset jätevesille ja juomavedelle (Rijnland District Water Control Board 2009; Petala 2006; Abegglen 2009; O'Connor 2009; Wahlberg 2010; Vesilaitokset B ja C 2015).

Otsonoinnin käyttökustannuksia on esitetty kuvassa 7. Otsonoinnin käyttökustannuksista suurin on sähkö, josta suurin osa kuluu otsonin valmistukseen hapesta tai ilman hapesta. Muita käyttökustannuksia voivat olla happikulut, jos otsoni valmistetaan hapesta eikä ilmasta sekä kemikaalikulut, joita voi syntyä esim. jäämäotsonin käsittelystä. Sähkönkulutus on riippuvainen otsonin annostelumäärästä (per käsiteltävä vesikuutio).



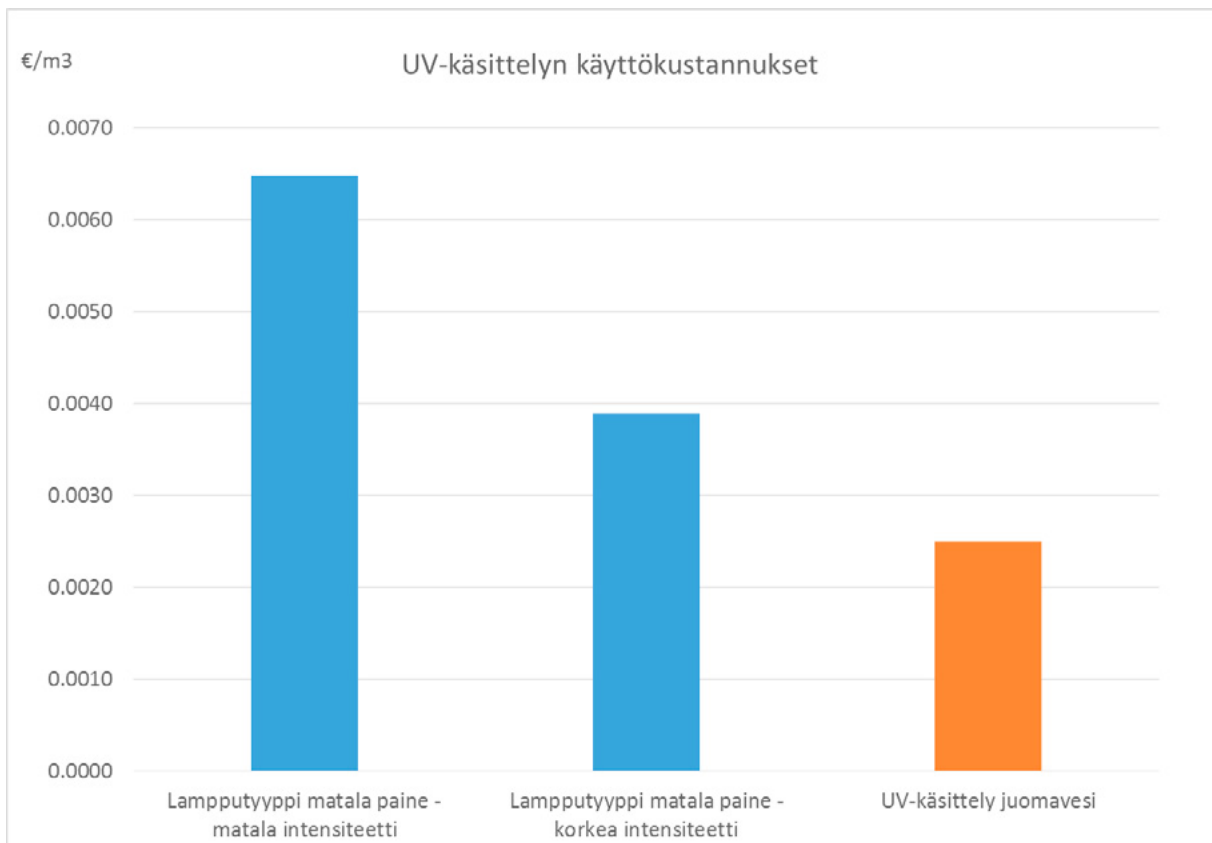
Kuva 7. Ozonoinnin käyttökustannuksia jätevesille ja pohjavedelle. (EPA Wastewater Ozone Treatment 1999; Rijnland District Water Control Board 2009; European IPPC Bureau 2014; Petala 2006; Abegglen, 2009; EPA 2006; Wahlberg 2010).

Kuvassa 8 on esitetty jäteveden UV-käsittelyn kemikaali- ja varaosakustannukset eri lampputyypeille sekä juomaveden UV-käsittelyn kokonaiskustannus.

Jätevedelle UV-käsittelyä edeltää aktiivilieteprosessi, selkeyttimet, fosforin saostus rautakloridilla sekä hiekkasuodatus ja syöttöveden TSS on korkeintaan 20 mg/l. Juomavedelle UV-käsittelyä edeltää kalkkikivikäsittely tai lipeäneutralointi.

Jäteveden osalta kuvasta nähdään, että matala-paine ja matala intensiteetti -lampun käyttökustannukset ovat selvästi suuremmat kuin matala-paine ja korkea intensiteetti -lamppujen. Matalapainelamppujen käyttökustannusta nostaa suuri lukumäärä, joka johtaa suurempiin vuosittaisiin lampun vaihto- ja säännöllisiin lamppujen puhdistuskustannuksiin. Tässä lähdeaineistossa matala intensiteetti -lamppujen käyttökuluissa on mukana lamppujen manuaalinen puhdistus, kun taas korkea intensiteetti -lampuilla puhdistus on automaattinen.

Juomaveden UV-käsittelyn kustannuksista on lähdeaineistossa todettu, että kustannus on suuntaa-antava ja sisältää suurimpina kustannuslajeina sähkön ja lamppujen vaihdon. Kustannus on matalampi kuin jätevedelle.



Kuva 8. 32 Jäteveden UV-käsittelyn kustannukset kahdelle lamputyypille ja UV-käsittelyn kustannus juomavedelle (Martin 2004; Jääskeläinen 2007).

Kustannukset yksikköprosesseittain ja laitostyypeittäin

Tässä kappaleessa on esitetty kirjallisuuslähteissä esitetyt investointikustannukset alkuperäislähteen kapasiteetille. Lisäksi on esitetty käyttökustannukset. Kappale sisältää myös tarkastelua siitä, mitkä tekijät vaikuttavat kunkin prosessin käyttö- ja investointikustannusten suuruuteen.

Kappale on jaoteltu yksikköprosesseittain / laitostyypeittäin.

Pintaveden käsittely tavanomaisella prosessilla

Tavanomaisella juomaveden valmistuslaitoksella saadaan poistettua pintavedessä luontaisesti esiintyviä epäpuhauksia, kuten kiintoainepartikkeleita ja orgaanista ainesta (mm. humus). Tavanomainen prosessi pitää sisällään flokkulointi-, selkeytys- ja hiekkasuodatusvaiheet, joita useimmiten seuraa desinfiointi jollakin kemikaalilla tai UV-käsittelyllä. Desinfiointivaiheita käsitellään omissa kappaleissaan.

Flokkulantin/koagulantin valmistus- ja annostelulaitteet ovat tyypillisesti melko pieniä, eivätkä prosessiolosuhteet aseta erityisiä materiaalivaatimuksia laitteille. Niiden osuus investointikustannuksista on pieni. Neutraalointikemikaalien valmistus- ja annostelulaitteet noudattavat samaa periaatetta kuin flokkulantin/koagulantin. Selkeytymen voi olla kooltaan suuri ja siten myös investointikustannukseltaan suuri kustannus. Selkeyttimen kokoon vaikuttaa erotettavan kiintoaineen laskeutuvuus, jota voidaan parantaa oikealla koagulantilla, koagulantin huolellisella annostelulla ja sekoituksella sekä oikealla pH-säädöllä. Hiekkasuodatuksen investointikustannus on lähinnä sidonnainen virtaamaan, mutta myös raakaveden laadulla on merkitystä.

Esimerkki juomavesilaitoksen investointikustannuksesta:

Tapaus 1 (Laitetoimittajat, 2015):

- Koagulantin syöttö ja hiekkasuodatus
- Pintaveden käsittely kapasiteetilla 10 000 m³/vrk
- Laitekustannus 710 000 €

Käyttökustannuksia tulee mm. veden siirtopumppauksesta (sähkö), flokkulanttikemikaalista ja hiekkasuodattimen hiekan uusimisesta. Lisäksi pintavesilaitoksilla voidaan käyttää neutralointikemikaaleja, jotka vaikuttavat samaten käyttökustannuksiin. Mitä enemmän kemikaaleja kuluu, sitä suuremmat ovat käyttökustannukset. Kemikaalien kulutusta taas nostavat mm. suuri orgaanisen aineksen määrä ja veden happamuus.

Esimerkkejä juomaveden valmistuksen käyttökustannuksista:

Tapaus 1 (O' Connor et al. 2009):

- Kemikaalikustannukset sisältävät kalkin, ferrisulfaatin, kationisen ja anionisen flokkulantin, hiilidioksidin, polyfosfaatin, kloorin, fluoridin sekä ammoniakkin
- Laitos valmistaa juomavettä pintavedestä ja sen suunnittelukapasiteetti on 30 295 000 m³/a
- Näiden kemikaalien kustannus on 0,011 €/m³
- O'Connor et al. (2009) on kuvannut laitoksen kokonaiskemikaalikustannus, joka huomioi myös arvion aktiivihiihluodatuksen käyttökustannuksista (0,015 €/m³)

Tapaus 2 (Vesilaitos B 2015):

- Juomaveden valmistus pintavedestä koaguloimalla, selkeyttämällä ja hiekkasuodattamalla. Vesi otsonoidaan ja siihen lisätään klooriamiinia. Laitoksella myös aktiivihiihluodatus, jonka kulut on eritelty kohdassa aktiivihiihluodatus.
- Kemikaalikustannus ja sähkökustannus yhteensä 0,045 €/m³, josta sähkön osuus on noin 60 %. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 3 (Vesilaitos C 2015):

- Juomaveden valmistus pintavedestä koaguloimalla, selkeyttämällä ja hiekkasuodattamalla. Vesi otsonoidaan ja siihen lisätään klooriamiinia. Laitoksella myös aktiivihiihluodatus, jonka kulut on eritelty kohdassa aktiivihiihluodatus.
- Kemikaalikustannus ja sähkökustannus yhteensä 0,048 €/m³, josta sähkön osuus on noin 60 %. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 4 (Vesilaitos D 2015):

- Juomaveden valmistus pintavedestä flotaattorilla ja hiekkasuodatuksella. pH-säätö ja desinfiointi UV-käsittelyllä, klooriamiinin lisäksi.
- Kemikaalikustannus ja sähkökustannus yhteensä 0,08 €/m³, josta sähkön osuus on noin 60 %. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 5 (Vesilaitos E 2015):

- Juomaveden valmistus pohjavedestä pH-säädöllä, UV-käsittelyllä ja klooriamiinilla.
- Kemikaalikustannus ja sähkökustannus yhteensä 0,044 €/m³, josta sähkön osuus on noin 65 %. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 6 (Vesilaitos F 2015):

- Juomaveden valmistus pintavedestä sisältäen tavanomaisen käsittelyn joko selkeyttämällä tai flotaattorilla + hiekkasuodatuksella, sis. myös aktiivihiihluodatuksen
- Kokonaiskustannus sisältäen kemikaalit, sähkön, muut hyödykkeet, tarveaineet, kunnossapitokulut, uusinvestoinnit ja henkilöstökulut 0,2 €/m³. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 7 (Vesilaitos I 2014):

- Juomaveden valmistus pintavedestä
- Kokonaiskustannus sisältäen palkat, sosiaalikulut, materiaalit ja palvelut on 0,35 €/m³, josta materiaalien osuus on 30 %. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tekopohjaveden valmistus

Tekopohjavesilaitoksen eli imeytyksen investointikustannukset koostuvat suurelta osin maansiirto-, putkisto- ja pumppausjärjestelyistä sekä pienemmältä osin mahdollisesta esikäsitteilykustannuksesta.

Tekopohjavesilaitoksen investointikustannukset:

- Tekopohjavesilaitos kapasiteetilla 62 200 m³/vrk eli 22 703 000 m³/a, sisältää raakaveden ottamon, esikäsitteilylaitoksen, tekopohjavesilaitoksen rakentamiskustannukset, pohjavesipumput ja -putkistot, sekä kalliosäiliön
- Rakentamiskustannukset yhteensä 160,4 milj. €, joista suurin kuluerä veden siirtolinjat, putkistot ja niiden rakentaminen, 55 %
- Rakentamiskustannusten lisäksi kuluja aiheutuu tutkimustoista, maa-alueiden hankinnasta ja projektille osoitetuista toimintakustannuksista

Tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannukset koostuvat pääasiassa pumppaukseen kuluvasta sähköstä, mutta myös mahdollisen esikäsitteilyn kemikaali-, hyödyke- ja kunnossapitokuluista. Pumppausenergian kustannukset määräytyvät paikallisolosuhteiden mukaisesti, joten yleispäteviä tietoja tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannustasosta ei ole mahdollista määrittää.

Tekopohjavesilaitoksen käyttökustannukset:

Tapaus 1 (Vesilaitos G 2015):

- Tekopohjaveden valmistus sisältäen seuraavat vaiheet: raakaveden siirto, tekopohjaveden muodostaminen, kalkkikivialkalointi, UV-käsittely ja klooriamiinin lisäys
- Kustannukset sisältävät kemikaali- ja sähkökustannukset. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.
- Kustannus yhteensä 0,1 €/m³, josta sähkön osuus 0,094 €/m³ eli 94 %

Tapaus 2 (Vesilaitos H 2015):

- Tekopohjaveden valmistus sisältäen seuraavat vaiheet: raakaveden pumppaus, pH-säätö/alkalointi joko natriumhydroksidilla tai kalkkikivisuodatuksella, UV-käsittely, osittainen klooriamiinin lisäys.
- Kustannukset sisältävät kemikaali- ja sähkökustannukset. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.
- Kustannus yhteensä 0,087 €/m³, josta sähkön osuus 0,059 €/m³ eli 58 %

Tapaus 3 (Vesilaitos J 2015):

- Tekopohjaveden valmistus sisältäen kokonaiskustannukset lukuun ottamatta pääomakuluja: 0,25 €/m³
- Sähkön osuus kustannuksista on 25 %, henkilöstökulujen 26 % ja ulkopuolisten palvelujen 18 %
- Muita kustannuksia: ylläpitokulut, kemikaalikulut ja kone- ja kalustekulut. Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Jäteveden biologis-kemiallinen käsittely

Tavanomainen jäteveden biologis-kemiallinen käsittelyprosessi on suunniteltu poistamaan ravinteita, orgaanista ainesta, kiintoainetta sekä jossain määrin mikrobeja yhdyskuntajätevedestä.

Prosessin investointikustannuksia on selvitetty osana Yhdyskuntajätevesien parhaan käyttökelpoisen tekniikan opasta (Suomen ympäristö 3/2014). Oppaassa on esitetty oppaaseen koottuihin tietoihin perustuva kuvaaja investointikustannuksesta asukasvastineluvun funktiona.

Kun yhden asukasvastineluvun arvioidaan vastaavan 250 dm³/vrk vedenkulutusta (Toivikko 2015), saadaan 10 000 m³/vrk laitoksen investointikustannukseksi 24 000 000 €.

BAT-oppaan mukaan jätevedenpuhdistamon merkittävimmät käyttökustannukset koostuvat henkilöstö-, energia- ja kemikaalikustannuksista. Energiakustannus on laskettu oppaan energiankulutustiedoista taulukkoon 16 sähkön hinnalla 0,05 €/kWh.

Taulukko 16 Jätevedenpuhdistamon energiakustannus (Suomen Ympäristö 3/2014)

<i>Virtaama</i>	<i>Energia</i>	<i>hint</i>
<i>m³/d</i>	<i>kWh/m³</i>	<i>€/m³</i>
37 900	0.5	0.025
6 400	0.75	0.0375
100	1	0.05

Kokonaiskäyttökustannukseksi (ilman henkilöstökuluja) on tässä oppaassa mainittu 0,1–1,21 €/m³ keskiarvon ollessa 0,4 €/m³. Henkilöstökustannus on 0,02–0,5 €/m³ keskiarvolla 0,12 €/m³.

Muita esimerkkejä tavanomaisten jätevedenpuhdistamojen käyttökustannuksista:

Tapaus 1 (Vesilaitos A 2015):

- Tavanomainen jätevedenpuhdistamo
- Kustannukset sisältävät operointi-, henkilöstö-, palvelu-, materiaali-, investointi- ja korjausinvestointikulut. Operointikustannuksissa ei ole eritelty käytettyä sähkön hintaa.
- Kustannus yhteensä 0,24 €/m³

Tapaus 2 (Wahlberg 2010):

- Tavanomainen jätevedenpuhdistamo
- Kokonaiskäyttökustannus 0,18 €/m³
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Biologiset menetelmät

Kalvobioreaktori (MBR)

MBR-prosessi on yhdistelmä tavanomaista jäteveden puhdistusprosessia ja kalvosuodatusta. Kalvo voi olla tiheydeltään esimerkiksi nano- tai ultrasuodatuskalvoa vastaava. Erotustulos riippuu käytetystä kalvotiheydestä.

Investointikustannusten osalta on kustannukset ovat samaa tasoa tai jonkin verran matalammat kuin perinteiselle puhdistamolle. Tämä johtuu siitä, että ilmastustilavuus on pienempi eikä jälkiselkeytystä ja mahdollista tertiäärisuodatusta tarvita. Toisaalta kalvovyksiköt on Suomen oloissa sijoitettava katettuun, lämpimään tilaan. Kattaminen, mahdollinen tasausallas ja kalvovyksiköiden oma ilmastusjärjestelmä tasoittavat investointikustannusten eroa perinteiseen aktiivilieteprosessiin (Pöyry 2011).

MBR-prosessin käyttökustannuksia nostaa kalvosuodatusosuus. Samoin kuin tavallisille kalvosuodatusprosesseille, myös MBR-kalvosuodatukselle sähkönkulutus sekä kalvojen vaihto- ja pesu ovat merkittävimpiä kustannuksia. Kalvojen käyttöiäksi on mainittu jopa 7–10 vuotta, mikä jäteveden tapauksessa vaikuttaa korkealta. Käyttökustannusten on mainittu olevan kaksinkertaiset verrattuna perinteiseen prosessiin (Pöyry 2011).

Sähkönkulutus on luokkaa 0,8–1,1 kWh/m³. 50 prosenttia energiasta kuluu kalvojen ilmastukseen. Sähkönkulutus riippuu paitsi kalvotyyppistä, myös syöttöveden koostumuksesta ja lämpötilasta. Tällä sähkönkulutuksella käyttökustannukseksi saadaan keskimäärin 0.0475 /m³ (Krzeminski 2012).

Juomaveden puhdistus biologisesti aktiivisissa GAC-kolonneissa

Juomaveden orgaanisten, biohajoavien yhdisteiden poistamiseen voidaan käyttää biologista lisäpuhdistusta. Uuseimmista tutkimuksissa biomassaa on kiinnitetty granuloituun aktiivihieleen.

Investointikustannuslajit ovat siten biologiselle GAC-käsittelylle samankaltaiset kuin tavanomaiselle GAC-käsittelylle.

Biologinen GAC-käsittely vaatii mikrobeille stabiilit olosuhteet. Tämä tarkoittaa käyttökustannuslajien kannalta sitä, että lämpötilan tulee olla säädettävissä (jäähdytysvesi tai lämmityshöyry), pH:n oikealla tasolla (kemiikaali) ja hapetta saatavilla (ilma, happi).

Erotustekniikat

Aktiivihiihisiuodatus

Aktiivihiihisiuodatus soveltuu teknologiaselvityksen perusteella sekä jäteveden että juomaveden käsittelyyn. Sen avulla on mahdollista poistaa vedestä orgaanisia yhdisteitä kuten lääkeaineita ja makeutusaineita, joiden lisäksi se soveltuu raskasmetallijäämien poistoon. Sitä voidaan käyttää myös esikäsittelyä esimerkiksi käänteisosmoosille ja muille kalvotekniikoille, joiden membraanit voivat tukkeutua mm. kiintoaineesta ja orgaanisista yhdisteistä. Menetelmä ei sovellu desinfiointiin.

Aktiivihiihisiuodatuksen laitekustannus koostuu granuloidun hiilen tapauksessa suodatuskolonneista, suodatusaineen ensihankintakustannuksesta sekä joissain tapauksissa regenerointilaitteiston kustannuksista. Mikäli regenerointilaitteisto on osa kokonaisuutta, aktiivihiihisiuodattimien lisäksi kaksi rinnakkaista kokonaisuutta, joista toinen on käytössä ja toinen regeneroitavana. Tässä tapauksessa siis joudutaan investoimaan kaksinkertaiseen laitekantaan.

Jauhemaisen hiilen tapauksessa käytettäviä laitteita ovat sekoitussäiliöt ja annostelupumput sekä sekoitus- ja selkeytysaltaat.

Juomaveden aktiivihiihisiuodattimien laitekustannus:

Tapaus 1 (Laitetoimittajat 2015):

- Aktiivihiihisiuodattimen kapasiteetti 416 m³/h eli 3 650 000 m³/a
- Laitteinvestointi sisältää 6 kpl aktiivihiihisiuodattimia varusteineen (takaisinhuuhtelupumput, venttiilit, putkistot)
- Kustannus laitteille ilman asennusta ja kuljetusta 830 000 €

Tavanomaisen jätevedenpuhdistusprosessin jälkeen sijoitetulle aktiivihiihisiuodatukselle on olemassa seuraavia kustannusarvioita:

Tapaus 1 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- Aktiivihiihisiuodattimien edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaisinvestointikustannus 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 5 600 000 € (100 000 asukasta vastaa tässä jätevesimäärää 6,7 milj. m³/a)

Teollisuusjäteveden aktiivihiihisiuodattimien investointikustannukselle on annettu seuraava arvio:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- Investointikustannus €/m³ syöttövedettä on 0,3–0,5 €/m³ /päivä kapasiteettiin 1000 m³ /päivä saakka. Maksimikapasiteetti tarkoittaa 365 000 m³ vuotuista määrää ja kustannukseksi tulee tällöin 109 500 – 182 500 €.

Merkittävin käyttökustannus aktiivihiilisuodatukselle on suodatusmateriaalin vaihto. Vaihtoväli riippuu puhdistettavan veden pitoisuuksista. Koska kyseessä on panostoiminen prosessi, syklin loppuvaiheessa suodattimen adsorbenttikapasiteetti voi heiketä, mikä voidaan havaita veden koostumusanalyysillä tai joissain tapauksissa paine-eron kasvuna.

Mikäli suodatettavat komponentit ovat haitallisia (ongelmajätettä), myös käytetty suodatusmateriaali vaatii asianmukaisen käsittelyn, joka voi nostaa menetelmän käyttökustannuksia. Vaihtoehtoisesti aktiivihiili voidaan regeneroida lämpöön perustuvalla käsittelymenetelmällä.

Jäteveden aktiivihiilisuodatuksen käyttökustannusten osalta on olemassa seuraavia arvioita:

Tapaus 1 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- Aktiivihiilisuodatusta edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaiskäyttökustannukset 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 800 000 €/a eli 0,12 €/m³

Tapaus 2 (Petala et al. 2006):

- Aktiivihiilisuodatusta edeltää aktiivilieteprosessi ja hiekkasuodatus. Kapasiteetti on 800–1000 m³/h eli 7–8,8 milj. m³/a.
- Aktiivihiilen kulutus 6000 kg/a ja hinta 2,41 €/kg. Kolonnin syöttöpumpun sähkönkulutus samalle kapasiteetille 5,85 kWh eli 51 246 kWh/a. Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Aktiivihiilelle laskettu käyttökustannus on siis 17 000 €/a. Sähkönkulutusta vastaava kustannus on 2 562 €/a. Kokonaiskustannus suodatinmateriaalille ja sähkönkulutukselle on siis 0,003 €/m³. On huomattavaa, että hinta ei sisällä henkilöstö- tai varaosakustannuksia ja että se on laskettu syöttövesimäärälle (ei puhdistetun veden virtaamalle).

Tapaus 3 (Abegglen 2009):

- Tavanomaisen jätevedenkäsittelyprosessin läpikäynyt syöttövesi vaatii puhdistukseen 10–20 mg/l aktiivihiiltä
- Tapaus 2:n hinnalla 2,41 €/kg laskettuna kustannukseksi tulee 0,02–0,05 €/m³

Tapaus 4 (Wahlberg 2010):

- Tavanomaisen jätevedenkäsittelyprosessin läpikäyneelle vedelle arvioitu kahta annostusta, 25 mg/m³ ja 140 g/m³ tavoitteena poistaa lääkeaineet
- Kokonaiskustannukset 0,11–0,34 €/m³ kulutusmäärästä riippuen
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Teollisuusjätevedelle on olemassa jauhemaisen ja granuloidun hiilen kulutukselle ja käyttökustannuksille seuraavat arviot:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- PAC-kulutus 0,1–1 g/l. Hinnaksi on annettu 1,26–2,06 €/kg
- Kemikaalikustannus on tällöin 0,241–2,41 €/m³.
- Kokonaiskustannukseksi on annettu 0,05–4 €/m³

Tapaus 2 (European IPPC Bureau 2014):

- GAC-hävikki 10 % per regenerointikerta
- Kokonaiskustannukseksi on annettu <0,5 €/m³. Tässä kustannuksessa ei ole huomioitu regenerointia.

Juomaveden aktiivihiilisuodatuksen käyttökustannukset:

Tapaus 1 (O'Connor 2009):

- Juomaveden valmistus tavanomaisella flokkulointi-hiekkasuodatuslaitteistolla pintavedestä
- Laitoksen kapasiteetti 30 295 000 m³/a
- Jatkokäsittely GAC-suodatuksella.
- Käyttökustannuksiksi arvioitu 118 540 €/a eli 0.0039 €/m³

Tapaus 2 (Vesilaitos B ja C 2015):

- Pintaveden koaguloinnin, laskeutuksen, hiekkasuodatuksen ja otsonoinnin jälkeinen aktiivihiihen kemikaalikulutus 0,087–0,099 €/m³

Kalvosuodatus

Kalvosuodatus soveltuu erilaisten liuenneiden epäpuhtauksien erottamiseen juoma- tai jätevedestä. Kalvon ominaisuuksista (tiheydestä) riippuen menetelmällä saadaan puhdistettua erikokoisia molekyylejä ja ioneja; nanosuodatus poistaa täydellisesti taudinaiheuttajat (virukset ja bakteerit) ja suurimmat orgaaniset molekyylit (EPA, 2006), mutta ei esimerkiksi liuenneita raskasmetalleja. Raskasmetallit saadaan poistettua RO- eli käänteisosmoosikalvolla.

Kalvosuodatuksen laitekustannus koostuu syöttöveden esikäsittelystä (riippuu veden koostumuksesta, esim. suodatus tai patruunasuodatus), korkeapainepumpuista, kalvokoneikosta johon kalvot on asennettu sekä kalvojen pesulaitteistosta. Lisäksi laitoksessa on usein kemikaalin syöttölaitteita ja hylkyveden käsittelylaitteita. Syöttöpaine vaikuttaa kalvokoneikon suunnittelupaineeseen; mitä suurempi paineenkestovaatimus, sitä korkeampi hinta.

Syöttöveden koostumus vaikuttaa myös kalvosuodatuksen saantiin. Mitä suurempi määrä liuenneita aineita, sitä pienempi on tyypillisesti puhtaan veden saanti (% syöttövesimäärästä). Hylkyvettä, joka sisältää väkevöityneet epäpuhtaudet, syntyy siis tässä tapauksessa enemmän.

Kalvosuodatuksen investointikulutus teollisuusjäteveden puhdistuksessa:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- Teollisuusjäteveden kalvosuodatuslaitteistolle on annettu kaksi investointikulutusarviota: 1) 36 500 m³/a käsittelevän laitoksen hinta on 100 000 € ja 3 650 000 m³/a käsittelevän laitoksen hinta on 10 000 000 €.
- Investointikulutuksen ei ole havaittu laskevan käsiteltävää määrää kohden, vaikka kapasiteetti kasvaisi

Kalvosuodatuksen investointikulutus juomaveden valmistuksessa:

Tapaus 1 (EPA 2006):

- Investointikulutus on poimittu lähteestä laitteistolle, jonka päivittäinen pohjaveden käsittelymäärä on miljoona gallonia päivässä eli 1,4 milj. m³/a. Pohjaveden on tässä oletettu olevan niin puhdasta, että kiintoainetta ei tarvitse poistaa esim. hiekkasuodatuksen avulla.
- Laitekustannus, joka sisältää patruunasuodattimet, kemikaalisuodattimet, kalvokoneikon, nanosuodatuskalvot, CIP-laitteiston sekä hylkyvesipumpun on 291 000 €.
- Dokumentista löytyy investointikulutuksia usealle eri kapasiteetille. Dokumentissa on myös tietoa muista kustannuksista, kuten putkisto-, sähköistys-, rakennus, jne. kustannuksista.

Kalvosuodatuksen pääasiallinen käyttökustannus koostuu sähköenergian kulutuksesta, josta valtaosan kuluttavat syöttövesipumput. Suodatus perustuu paine-eroon, joka on sitä suurempi, mitä tiheämpää membraania käytetään. Paine-eroon vaikuttaa myös veden lämpötila. Tuoteveden puhtaus vaikuttaa siten käyttökustannuksiin ja luonnollisesti jäteveden kalvosuodatuskustannus on huomattavasti suurempi kuin talousveden valmistukselle.

Muita kalvosuodatuksen käyttökustannuksiin vaikuttavia tekijöitä ovat liuoksen esikäsittelyn kustannukset, hylkyveden käsittelykustannukset, membraanien vaihtokustannukset ja membraanien pesukemikaalien kustannukset. Esikäsittelyn kiintoainepoistossa on tärkeää poistaa myös hyvin pienet kiintoainepartikkelit. Mitä suurempi kiintoainepitoisuus syötteessä on, sitä useammin esimerkiksi hiekkasuodatin joudutaan pesemään. Patruunasuodattimilla varmennetaan se, ettei kiintoainetta pääse kalvoille. Patruunasuodattimia on olemassa sekä kertakäyttöisiä, vaihdettavia että pestäviä versioita.

On todennäköistä, että jätevesi vaatii huomattavasti tarkemman esikäsittelyn kuin talousvedeksi puhdistettava pohjavesi. Myös rejektia syntyy suurempi määrä. Pintaveden (ja luonnollisesti myös jäteveden) orgaaniset molekyylit voivat aiheuttaa kalvojen tukkeutumista, minkä vuoksi ne on poistettava esimerkiksi hiekkasuodatuksella ennen kalvosuodatusta. Pohjaveden mangaani voi aiheuttaa kalvojen tukkeutumista, mikäli olosuhteet ovat haitalliset.

Kalvosuodatuksen käyttökustannus jäteveden puhdistuksessa:

Tapaus 1 (Abegglen 2009):

- Tavanomainen jätevedenpuhdistamon kalvosuodatuksessa energiankulutus on 1–2 kWh/m³.
- Sähkön hinnalla 0,05 €/kW käyttökustannukseksi saadaan 0,05–0,1 €/m³. On huomattavaa, että hinta ei sisällä kemikaali, membraaninvaihto-, tai henkilöstökustannuksia.

Tapaus 2 (Wahlberg 2010):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon jälkeiselle vedelle arvioitu nanosuodatuksen käyttökuluja, tavoitteena poistaa lääkeainejäämät
- Kokonaiskustannukseksi saatu 0,35 €/m³
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Tapaus 3 (Wahlberg 2010):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon jälkeiselle vedelle arvioitu käänteisosmoosin käyttökuluja, tavoitteena poistaa lääkeainejäämät
- Kokonaiskustannukseksi saatu 0,52 €/m³
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Kalvosuodatuksen käyttökustannus teollisuusjäteveden puhdistuksessa:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- Teollisuusjäteveden kalvosuodatuslaitteistolle on arvioitu käyttökustannukseksi < 0,4 €/m³

Juomaveden kalvosuodatuksen käyttökustannukset:

Tapaus 1 (EPA 2006):

- Käyttökustannus on poimittu tapaukselle, jossa päivittäinen pohjaveden käsittelymäärä on 350 000 gallonia päivässä eli 480 000 m³/a. Kalvojen vaihtoväli on 5 vuotta.
- Laitteiston käyttökustannuksia ovat sähkö (406 263 kWh/a), esikäsittelykemikaalien kustannus on 3433 €/a, CIP-kemikaalien käyttökustannus on 1144 €/a, membraanien vaihtokustannus on 16 674 €/a ja patruunoiden vaihtokustannus on 2289 €/a. Sähkön hinnalla 0,05 €/kW.
- Käyttökustannus on tällöin yhteensä 44 000 €/a ja 0,09 €/m³. Pelkkä sähkönkulutus huomioiden kustannus on 0,04 €/m³.
- Dokumentista löytyy käyttökustannuksia usealle eri kapasiteetille. Dokumentissa on myös tietoa muista kustannuksista, kuten henkilöstö-, näytteenotto- jne kustannuksista.

Hapetustekniikat

Otsonointi

Otsonointi soveltuu teknologiaselvityksen mukaan orgaanisten yhdisteiden ja taudinaiheuttajien poistamiseen ja sen poistoteho perustuu kemiallisten yhdisteiden hajottamiseen hydroksyyliiradikaalien avulla. Otsonointi soveltuu sekä jäte- että juomaveden käsittelyyn.

Laitteinvestoinnit sisältävät kaasun (ilman/hapen) käsittelyn ja varastoinnin, otsonin valmistuslaitteiston, kompressorin ja reaktorin, jossa otsoni sekoitetaan puhdistettavaan veteen. Lisäksi on tarpeen hajottaa jäännösootsoni.

Otsonoinnin laiteinvestointeihin vaikuttavia asioita ovat mm. otsonin ja veden kontakiaika (reaktorin koko), otsonikaasun paine ja laitemateriaalit, joiden tulee kestää hyvin hapettavat olosuhteet.

Tavanomaisen jätevedenpuhdistusprosessin jälkeen sijoitetulle otsonoinnille on olemassa seuraavia investointikustannusarvioita:

Tapaus 1 (EPA Wastewater Ozone Treatment 1999):

- Jäteveden määrä 1,4 milj. m³/a ja BOD max 30 mg/l, kiintoainepitoisuus < 30 mg/l
- Hapen valmistus ja syöttö 220 000 €, reaktori 4 000.

Tapaus 2 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- Otsonointia edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaisinvestointikustannus 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 1 100 000 € (100 000 asukasta vastaa tässä jätevesimäärää 6,7 milj. m³/a)

Juomaveden otsonointilaitoksen investointikustannukset:

Tapaus 1 (EPA 2006):

- Investointikustannus on laskettu laitteistolle, joka tuottaa 4,5 mg/l otsonia. Kapasiteeteista on valittu tapaus, jossa päivittäinen pohjaveden käsittelymäärä on miljoona gallonaa päivässä eli 1,4 milj. m³/a
- Laitekustannus, joka sisältää otsonin valmistuksen, otsonoinnin, prosessipumput sekä otsonin hajotuksen on 233 302.
- Dokumentista löytyy investointikustannuksia usealle eri kapasiteetille. Dokumentissa on myös tietoa muista kustannuksista, kuten putkisto-, sähköistys-, rakennus, jne. kustannuksista.

Merkittävin käyttökustannus on otsonin valmistuksen ja syötön sähkönkulutus (riippuvainen otsonin syöttöpaineesta). Sähköä kuluu myös sekoittamiseen. Otsonia voidaan valmistaa ilmasta tai hapesta. Ilman tapauksessa sähkönkulutus on suurempi, mutta hapen hintaa ei tarvitse maksaa. Lisäksi otsonijäämien poistoon ja pH-säätöön saatetaan käyttää pienehköjä määriä muita kemikaaleja. Otsonin valmistuksessa tarvitaan myös jäähdytysainetta (ilmaa, jäähdytysvettä, muuta jäähdytysnestettä) (EPA Wastewater Ozone Treatment 1999).

Otsonin kulutus kasvaa voimakkaasti, kun syöttövesi sisältää korkeita orgaanisen aineksen pitoisuuksia. Siksi sen käyttökustannukset jäteveden käsittelyssä ovat selkeästi korkeammat kuin talousveden valmistuksessa.

Tavanomaisen jätevedenpuhdistusprosessin jälkeen sijoitetulle otsonoinnille on olemassa seuraavia käyttökustannusarvioita:

Tapaus 1 (EPA Wastewater Ozone Treatment 1999):

- Jäteveden määrä 1,4 milj. m³/a ja BOD max 30 mg/l, kiintoainepitoisuus < 30 mg/l
- Sähköenergian kulutus 90 kW eli 788 400 kWh/a. Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Käyttökustannus sähköenergiasta laskettuna on tällöin 39 420 €/a, eli 0,03 €/m³. On huomattavaa, että hinta ei sisällä henkilöstö- tai varaosakustannuksia.

Tapaus 2 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- Otsonointia edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaiskäyttökustannus 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 400 000 €/a (100 000 asukasta vastaa tässä jätevesimäärää 6,7 milj. m³/a) eli 0,06 €/m³.

Tapaus 3 (Petala et al. 2006):

- Otsonointia edeltää aktiivilieteprosessi, hiekkasuodatus ja aktiivihiihliisuodatus. Kapasiteetti on 800–1000 m³/h eli 7–8,8 milj. m³/a.
- Otsonin valmistus puhtaasta hapesta kuluttaa sähköä seuraavasti: kompressori 0,54 kWh, poistopumppu 2,92 kWh, otsonin valmistus 3,36 kWh, otsonin hajotus 0,9 kWh, jäähdytys 0,9 kWh. Kokonaissähkönkulutus on siis 71 131 kWh/a. Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Valmistuksessa käytetään happea (83 950 m³/a) ja typpeä (2102,4 m³/a). Hapen hinta on 0,12 €/m³ ja typen 0,73 €/m³.
- Sähkökustannus on siis 3 557 €/a ja kemikaalikustannus 11 608 €/a. Kokonaiskäyttökustannus 15 165 €/a eli 0,002 €/m³. Tässä laskelmassa on hyvä huomioida, että syöttövesi on jo läpikäynyt useita puhdistusvaiheita ja että varaosa- ja henkilöstökulut eivät sisälly lukemiin.

Tapaus 4 (Abegglen 2009):

- Tavanomaisen jätevedenkäsittelyprosessin läpikäynyt syöttövesi (0,6 g/O₃ per g orgaanista liukoista ainesta)
- Sähkönkulutus otsonoinnille 0,1–0,2 kWh/m³, jälkikäsitellynä oletettu käytettävän hiekkasuodatusta, jonka sähkönkulutus on 0,05–0,15 kWh/m³. Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Sähkönkulutukseen perustuva käyttökustannus on tällöin 0,008–0,02 €/m³. Tässä laskelmassa on hyvä huomioida, että varaosa- ja henkilöstökulut eivät sisälly lukemiin.

Tapaus 5 (Wahlberg 2010):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon jälkeiselle vedelle arvioitu otsonoinnin käyttökuluja, tavoitteena poistaa lääkeainejäämät
- Kokonaiskustannukseksi saatu 0,065 €/m³
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Teollisuusjäteveden puhdistukselle on arvioitu seuraavat kulutuslukemat:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- Teollisuusjäteveden puhdistuksessa otsonin kulutus on fenolin hajottamiseksi 40–400 mg/l
- Sähkönkulutus otsonia hapesta valmistettaessa on 7–13 kWh/kg O₃ ja ilmasta valmistettaessa 13–20 kWh/kg O₃. Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Otsonijäämien poistoon käytetään mangaanidioksidisuodatinta
- Edellä mainituista kulutusluvuista laskettuna käyttökustannus ilmasta valmistettaessa ja fenolille mainituilla annostusmäärillä on 0,026–0,4 €/m³. Tässä laskelmassa on hyvä huomioida, että varaosa- ja henkilöstökulut eivät sisälly lukemiin.

Juomaveden otsonointilaitoksen käyttökustannukset:

Tapaus 1 (EPA 2006):

- Käyttökustannus on laskettu laitteistolle, jonka käyttökapasiteetti on 2.43 mg/l otsonia. Kapasiteeteista on valittu tapaus, jossa päivittäinen pohjaveden käsittelymäärä on 350 000 gallonia päivässä eli 480 000 m³/a
- Laitteiston käyttökustannuksia ovat sähkö (26 184 kWh/a), varaosat (2419 €/a) ja vetyperoksidi (457 €/a). Sähkön hintana on käytetty 0,05 €/kWh.
- Käyttökustannus on tällöin yhteensä 4200 €/a ja 0,009 €/m³.
- Dokumentista löytyy käyttökustannuksia usealle eri kapasiteetille. Dokumentissa on myös tietoa muista kustannuksista, kuten henkilöstö-, näytteenotto- jne kustannuksista.

Vetyperoksidihapetus

Vetyperoksidia voidaan käyttää yksistään tai osana muuta puhdistusprosessia. Vetyperoksidi on hapetin, joka hajottaa mm. orgaanisia yhdisteitä (jäteveden luontaiset yhdisteet, lääkeaineet jne) ja toimii myös desinfiointiaineenä. Vetyperoksidia voidaan myös käyttää tehostamaan otsonointiprosessia.

Vetyperoksidihapetuksen merkittävimmät laitekustannuskomponentit ovat vetyperoksidin varastointi- ja annostelulaitteet sekä kontaktilaite, jossa kemikaali sekoitetaan puhdistettavaan veteen. Vetyperoksidi on herkästi hajoava yhdiste, joten laitesuunnittelussa on erityisesti huomioitava räjähdyksen ehkäisy mm. prosessiautomaation keinoin.

Teollisuusjäteveden vetyperoksidikäsitteilylaitteistolle on arvioitu seuraavia investointikustannuksia:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- Kapasiteetille 175 200 m³/a investointikustannukseksi on arvioitu 900 000 €

Vetyperoksidin kulutukseen vaikuttaa kaikkien hapettuvien yhdisteiden pitoisuus jätevedessä. Siksi jäteveden puhdistuksen kemikaalikulutus on suurempi kuin esimerkiksi pohjaveden käsittelylle. Lisäksi vetyperoksidi on herkästi lämmön vaikutuksesta hajoava kemikaali, jonka hyötysuhde huonontuu lämpötilan noustessa.

Teollisuusjäteveden puhdistukselle on arvioitu seuraava kemikaalikulutus ja kokonaiskäyttökulutus:

Tapaus 1 (European IPPC Bureau 2014):

- 2,2 ppm H₂O₂ / ppm COD
- Vetyperoksidin hajotessa liuoksen pH laskee, joten prosessissa tarvitaan tavallisesti neutralointikemikaalia
- Kokonaiskäyttökustannukseksi on arvioitu 3–30 €/m³ tai 1–15 €/kg COD

UV-käsittely

UV-käsittely soveltuu teknologiaselvityksen mukaan desinfiointiin ja lääkeaineiden hajotukseen. Muihin tekniikoihin yhdistettynä se hajottaa myös muita orgaanisia yhdisteitä.

UV-käsittelyn investointikustannuksiin vaikuttavat UV-lampun tyyppi ja käsittelyn viive (joitakin sekunteja). UV-käsittelyn teho heikkenee, mikäli syötteessä on kiintoainetta yli 20 mg/l, minkä vuoksi etenkin jätevesi voi vaatia esikäsitteilyksi kiintoainepoiston. Kiintoaine ja korkeat liuennneiden aineiden pitoisuudet voivat myös ajan myötä liata lampun pinnan, minkä vuoksi laitteisto voi sisältää myös automaattisen lampunpesuratkaisun, joka sekin vaikuttaa investointikustannukseen.

Lamppujen tyyppi vaikuttaa siihen, miten suuri kappalemäärä lamppuja tarvitaan riittävän säteilytehon tuottamiseen. Matala paine – matala intensiteetti -lampuilla lukumäärä on suurempi, mikä näkyy myös betonialtaan / muun kontaktorin koossa ja kustannuksissa.

Jäteveden UV-desinfiointin investointikustannuksia:

Tapaus 1 (Martin P.E. et al. 2004):

- Syöttövesi vedenpuhdistamolta, joka käsittelee aktiivilieteprosessin, selkeyttimet, fosforin saostuksen rautakloridilla sekä hiekkasuodatuksen. Syöttöveden TSS max 20 mg/l
- Mitoitusvirtaama vedenpuhdistamolle 2.5 mgd eli noin 10 000 m³/vrk
- UV-läpäisykyky (transmittanssi) 60 %
- Investointikustannus laskettu taulukossa 17 esitetyille kahdelle eri UV-lampputyypille. Keskipainelamput eivät ole kannattavia tällä kapasiteetilla.
- Samassa raportissa on vertailtu kustannuksia myös muille mitoituskapasiteeteille.

Taulukko 17 Kolmea eri lampputyyppeä käyttävän UV-desinfiointilaitoksen investoinnin kokonaiskustannus.

Lampputyyppe	Intensiteetti, mWs/cm ²	Laiteinvestointi, €
Matala paine – matala intensiteetti	26	130 027
Matala paine – korkea intensiteetti	30	204 328
Keskipaine – korkea intensiteetti	32	Ei arvioitu tälle kapasiteetille

Tapaus 2 (Heinonen-Tanski H. et al. 2003):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon puhdistetun veden syöttäminen UV-käsittelyyn kapasiteetilla 22 milj. m³/a
- Investointikustannus (ilmeisesti sisältää vain laitekustannuksen) 85 800 €

Juomaveden UV-käsittelyn investointikustannus:

Tapaus 1 (Jääskeläinen 2007):

- Suomalaisen pohjavesilaitoksen toteutunut UV-desinfiointin investointikustannus, joka kattaa laitteet ja asennuksen, on 20 000 €. Kapasiteetti tälle laitokselle on 400 000 m³/a.

UV-käsittelyn käyttökustannukset koostuvat suurelta osin sähkönkulutuksesta. Varaosakuluista merkittävin on UV-lamppujen vaihto – intensiteetti heikkenee ajan myötä ja lampun maksimi käyttöikä on noin vuosi. Lamput likaantuvat helposti mm. kiintoaineen ja orgaanisen aineen vaikutuksesta. Siksi on oletettavaa, että UV-desinfiointin teho ja käyttökustannukset per kuutio käsiteltyä vettä ovat selkeästi suuremmat jätevedelle kuin juomavedelle.

Lamppujen tyyppi vaikuttaa myös käyttökustannuksiin. Energiankulutus on keskipainelampuilla suurempi kuin matalapainelampuilla. Toisaalta taas matalapainelamppujen suuri lukumäärä tarkoittaa sitä, että niiden vuosittaiset vaihtokulut ja kunnossapitokulut (puhdistus) ovat suuremmat kuin keskipainelamppujen. Mikäli investointikustannus sisältää lamppujen automaattisen puhdistuksen, on puhdistukseen liittyvä henkilöstökulu selvästi pienempi (ks. taulukko 18).

UV-käsittelyn käyttökustannukset jäteveden puhdistuksessa:

Tapaus 1 (Martin P.E. et al. 2004):

- Syöttövesi vedenpuhdistamolta, joka käsittää aktiivilieteprosessin, selkeyttimet, fosforin saostuksen rautakloridilta sekä hiekkasuodatuksen. Syöttöveden TSS max 20 mg/l
- Kulutusluvut on laskettu virtaamalle 2.5 mgd eli noin 10 000 m³/vrk
- UV-läpäisykyky (transmittanssi) 60 %
- Käyttökustannus laskettu taulukossa 18 esitetyille kolmelle eri UV-lampputyypille
- Samassa raportissa on vertailtu kustannuksia myös muille syöttövirtaamille. Yleisesti ottaen kustannus €/m³ vettä pienenee kapasiteetin kasvaessa.

Taulukko 18 Kolmea eri lampputyypistä käyttävän UV-desinfiointilaitoksen käyttökustannuksia.

<i>Lampputyyppe</i>	<i>Kokonaiskäyttökustannus, €/a</i>	<i>Kokonaiskäyttökustannus, €/m³</i>
Matala paine – matala intensiteetti	22 400	0.006
Matala paine – korkea intensiteetti	13 440	0.004
Keskipaine – korkea intensiteetti	Ei arviota tälle kapasiteetille	

Tapaus 2 (Heinonen-Tanski H. et al. 2003):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon puhdistetun veden syöttäminen UV-käsittelyyn
- Käyttökustannus ilman veden esikäsittelyä 0,0063 €/m³
- Käyttökustannus hiekkasuodatus huomioiden 0,036 €/m³

Juomaveden UV-käsittelyn käyttökustannus

Tapaus 1 (Jääskeläinen 2007):

- Suomalaisen pohjavesilaitoksen toteutunut UV-desinfiointin käyttökustannus on kapasiteetille 400 000 m³/a 12 000 €/a eli 0,03 €/m³.
- Laskennallinen veden käsittelykustannus on projektissa ollut vastaavalle laitokselle 0,0025 €/m³.
- Raportissa on todettu, että UV-lamppujen hinnalla on merkittävä vaikutus käyttökustannuksiin.
- Yleisesti voidaan olettaa, että esimerkiksi pienillä laitoksilla on mahdollista, että sopimushinta poikkeaa suurista käyttäjistä.

Kloorikemikaalikäsittely

Etenkin juomaveden desinfioinnissa yleinen prosessi on kloorikemikaalin lisäys veteen. Menetelmä soveltuu myös jätevedelle. AOP-tekniikoiden osana kloorikemikaalit voivat myös hajottaa orgaanisia molekyylejä.

Investointikustannukset koostuvat kloorikemikaalin varasto- ja annostelulaitteistosta, kontaktilaitteistosta ja jäteveden kyseessä ollessa kloorijäämän poistolaitteistosta. Kloorikemikaalijäämät ovat jäteveden tapauksessa haitallisia vesieliöille ja juomavedelle on olemassa raja-arvot, joita ei saa ylittää. Investointikustannuksia nostavasti voi vaikuttaa veteen jäävä kloridi, joka etenkin happamissa olosuhteissa aiheuttaa teräsrakenteiden pistekorroosiota. Kemikaalikustannus on merkittävä käyttökustannus kaikille kloorikemikaalikäsittelyyn perustuville prosesseille. Kloorikaasun käytön kustannuksia jäteveden käsittelylle on arvioitu eri kloorikaasun annostelumäärille, kun käsiteltävän jäteveden määrä on 1,4 milj. m³/a. Taulukkoon 19 kootut kustannukset ovat kokonaiskustannuksia (kustannuserittelyä ei ole saatavilla lähdeaineistossa). Lähdeaineistosta löytyy kustannustietoja myös virtaamakaapasiteetiltaan suuremmille laitoksille (EPA Wastewater Chlorine Disinfection 1999).

Taulukko 19 Jäteveden kloorikäsittelyn investointi- ja käyttökustannuksia kloorin eri annostelumäärille (EPA Wastewater CHlorine Disinfection 1999).

Annostus	Investointikustannus			Kokonaiskäyttökustannus	
	mg/l	Klooraus	Kloorinpoisto	Yhteensä	€/a
	€	€	€	€/a	€/m ³
5	380 000	260 000	640 000	44 000	0.032
10	400 000	330 000	730 000	53 000	0.038
20	399 000	340 000	730 000	69 000	0.050

Eri kemikaalivaihtoehtojen investointi- ja käyttökustannuksia pohjaveden käsittelylle on koottu taulukkoon 20. Laitoksen mitoituskapasiteetti on 1,4 milj. m³/a ja käyttökustannusten laskentaperusteena on käytetty 480 000 m³/a.

Kustannukset ovat kokonaiskustannuksia, eli sisältävät investointien osalta laitekustannusten lisäksi myös mm. rakennuskustannuksia, ja vastaavasti käyttökustannusten osalta myös mm. henkilöstökuluja. Taulukon investointikustannukset eivät sisällä kemikaalivarastoa. Klooridioksidin osalta on hyvä huomioida, että henkilöstökustannus on jopa 70 prosenttia kokonaiskäyttökustannuksesta (EPA 2006).

Taulukko 20 Investointi- ja käyttökustannuksia eri kloorikemikaaleihin perustuvilla pohjaveden käsittelyprosesseillä (EPA 2006)

	Kokonaisinvestointi	Kokonaiskäyttökustannus		Annostus
	€	€/a	€/m ³	mg/l
Kloorikaasu	51 000	14 822	0.031	4.00
Hypokloriitti	63 000	4 175	0.0090	4.00
Klooridioksidi	36 000	16 917	0.035	1.25

Peretikkahappokäsittely

Peretikkahappo on ensisijaisesti jäteveden desinfioinnissa käytetty kemikaali. Sen pääasialliset laitekustannukset ovat kemikaalin varasto- ja annostelulaitteet sekä kontaktiratkaisu. Putkiston osalta tulee huomioida maanpäällinen asennustapa ja kemikaalin asettamat laitemateriaalivaatimukset (Dancey 2008; Niemelä 2010).

Käyttökustannukset koostuvat kemikaalikuluista, pienemmässä määrin sähkö-, varaosa- ja kiinteistä henkilöstökuluista.

Peretikkahapon käyttökustannukset (Dancey 2008):

- Tavanomaisen puhdistusprosessin läpikäynyt vesi
- 13,8 miljoonaa m³/a kapasiteetin laitos
- Kemikaalikustannus 1 ppm annostuksella 0,0019 €/m³

Permuurahaishappokäsittely

Permuurahaishappo on ensisijaisesti jäteveden desinfiointiin käytetty kemikaali. Koska kemikaali tulee valmistaa kulutuspaikalla, investointi sisältää lähtöaineiden varastolaitteet, kemikaalin valmistuslaitteiston sekä annostelu- ja kontaktiratkaisun. Kontaktiratkaisu voi olla hyvinkin yksinkertainen putkisekoitin (Kemira 2015; Niemelä 2010)

Käyttökustannukset koostuvat kemikaalikuluista, sähkö-, varaosa- ja kiinteistä henkilöstökuluista.

Permuurahaishapon käyttökustannukset (Niemelä 2010):

- Tavanomaisen puhdistusprosessin läpikäynyt vesi
- Sopiva laitoskoko 5000–50 000 m³/vrk eli 1,8 miljoonaa – 18 miljoonaa m³/a
- Annostus 10 ppm
- Kustannukset 0,01–0,03 €/m³

AOP-tekniikat

AOP-tekniikoilla tarkoitetaan hapetusmenetelmiä, joiden teho perustuu hydroksyyliiradikaalin hapettavaan vaikutukseen. Tekniikat ovat luonteeltaan yhdistelmätekniikoita – esimerkiksi edellä mainituista tekniikoista voidaan yhdistellä nk. AOP-prosesseja asettamalla yksikköprosesseja peräkkäin.

Lisäksi on olemassa prosesseja, jotka samanaikaisesti hyödyntävät katalyyttiä + muuta hapetusmenetelmää. Katalyyttisissä prosesseissa käyttökustannukset jäävät siksi matalammiksi kuin kahden kemikaalitekniikan tai kemikaali- ja säteilytekniikan tapauksessa.

AOP-tekniikat ovat erittäin tehokkaita hapetusmenetelmiä. Niillä voidaan saavuttaa hyvä puhdistustulos hyvinkin lyhyessä kontaktiajassa.

AOP-tekniikoiden investointikustannusta laskee lyhyt kontaktiaika – investointia ei siis voi suoraan laskea summuna niiden yksikköprosessien kustannuksista, joita AOP-prosessissa käytetään. Toisaalta investointi on todennäköisesti suurempi, kuin yksittäiselle hapustekniikalle.

H₂O₂-UV-menetelmään perustuvan jäteveden puhdistuksen investointikustannus:

Tapaus 1 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- AOP-käsittelyä edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaisinvestointikustannus 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 4 300 000 € (100 000 asukasta vastaa tässä jätevesimäärää 6,7 milj. m³/a)

AOP-tekniikoiden käyttökustannukset voivat olla melko korkeita, sillä ne vaativat useita kemikaaleja/hyödykkeitä.

H₂O₂-UV-menetelmään perustuvan jäteveden puhdistuksen käyttökustannus:

Tapaus 1 (Rijnland District Water Control Board 2009):

- AOP-käsittelyä edeltää tavanomainen jätevedenpuhdistusprosessi.
- Kokonaiskäyttökustannus 100 000 asukkaan jätevedenpuhdistamolle 2 200 000 €/a eli 0,32 €/m³ (100 000 asukasta vastaa tässä jätevesimäärää 6,7 milj. m³/a)

Tapaus 2 (Wahlberg 2010):

- Tavanomaisen jätevedenpuhdistamon jälkeiselle vedelle arvioitu UV- H₂O₂-käsittelyn käyttökuluja, tavoitteen poistaa lääkeainejäämät
- Kokonaiskustannukseksi saatu 0,14 €/m³
- Sähkölle ja sen siirrolle on käytetty paikallista toteutunutta hintaa.

Yhteenveto

Puhdistustekniikan valitseminen ja puhdistustavoitteet

Teknisesti toimivan puhdistustekniikan valitseminen edellyttää tietoa käsiteltävän vesijakeen koostumuksesta, puhdistuksen tavoitteista ja puhdistamon kapasiteetista. Vesijakeen lähtötietojen tulee sisältää laadulliset ja määrälliset tiedot niin kiintoaineen kuin liuenneiden epäpuhtauksien ja mikrobiologisten tekijöiden osalta. Puhdistuksen tavoitearvot voivat perustua lainsäädäntöön, alan oppaisiin, ympäristölupiin tai puhdistamon sisäisiin tavoitteisiin.

Tässä selvityksessä on tarkasteltu kolmea vesijaetta: 1) yhdyskuntajäteveden puhdistamolle tulevaa vettä 2) pohjavettä ja 3) pintavettä. Puhdistustavoitteet määräytyvät veden käyttötarkoituksen mukaan. Tässä selvityksessä puhdistustavoitteita on ollut kaksi: 1) puhdistetun jäteveden laadun tulee olla hyväksyttävä vesistöön laskettavaksi 2) pinta- ja pohjaveden tulee olla riittävän puhdas juomavedeksi.

Tässä selvityksessä on keskitytty erityisesti niihin kemiallisiin yhdisteisiin ja mikrobeihin, joita on analysoitu CONPAT-hankkeen puitteissa Kokemäenjoen vesistöä, alueella olevista juomaveden valmistuslaitoksista sekä jäteveden puhdistamoilta. Analyysituloksia on hyödynnetty arvioitaessa sitä, vastaako tutkimustuloksen tai toteutuneen puhdistustuloksen vesijakeen lähtökoostumus CONPAT-hankkeen vesijakeiden pitoisuuksia.

Yhdyskuntajäteveden osalta Suomen lainsäädäntö määrittää lähinnä ravinne- ja kiintoainepoiston tehokkuutta. Nämä parametrit eivät ole sisältyneet CONPAT-hankkeessa analysoituihin parametreihin. On kuitenkin hyvä huomioida, että esimerkiksi kiintoainepitoisuudella on merkittävä vaikutus monien puhdistusprosessien toimivuuteen. Lisäksi on merkillepantavaa, että perfluorattujen alkyylihappojen osalta ainakin PFOS johdannaisineen on luokiteltu POP-yhdisteeksi ja sen pitoisuuksille pintavesissä on asetettu maksimirajat vuosikeskiarvoille ja yksittäisille näytteille.

Juomavedelle on Suomen lainsäädännössä määritetty kemiallinen ja mikrobiologinen laatu. Mikrobiologisen laadun tavoitearvot ja ehdottomat raja-arvot koskevat myös CONPAT-hankkeen puitteissa analysoituja mikrobeja. Kemiallisten laatutekijöiden osalta juomavesilaitoksille kohdennettua lainsäädäntöä, joka erittelisi CONPAT-hankkeessa analysoituja yhdisteitä, ei tällä hetkellä ole voimassa. Vertaamalla hankkeen makeutusaineiden ja kofeiinin pitoisuuksia pinta- ja pohjavedessä elintarvikkeiden pitoisuuksiin on todettu, että pitoisuudet jäävät selkeästi alle näiden tuoteryhmien tavanomaisten arvojen. Myös lääkeaineiden osalta pitoisuudet jäävät selkeästi alle vaikuttavien lääkeainepitoisuuksien.

Kun tarkastellaan ainoastaan CONPAT-hankkeessa analysoituja kemiallisia yhdisteitä ja mikrobeja, voidaan todeta, että täsmällisiä puhdistustavoitteita ei siis lainsäädäntöön pohjautuen ole yleisesti määritetty. Poikkeuksen muodostavat PFOS:n ja sen johdannaisten ympäristölaatu-normi pintavesille ja juomaveden mikrobiologista laatua koskevat määräykset.

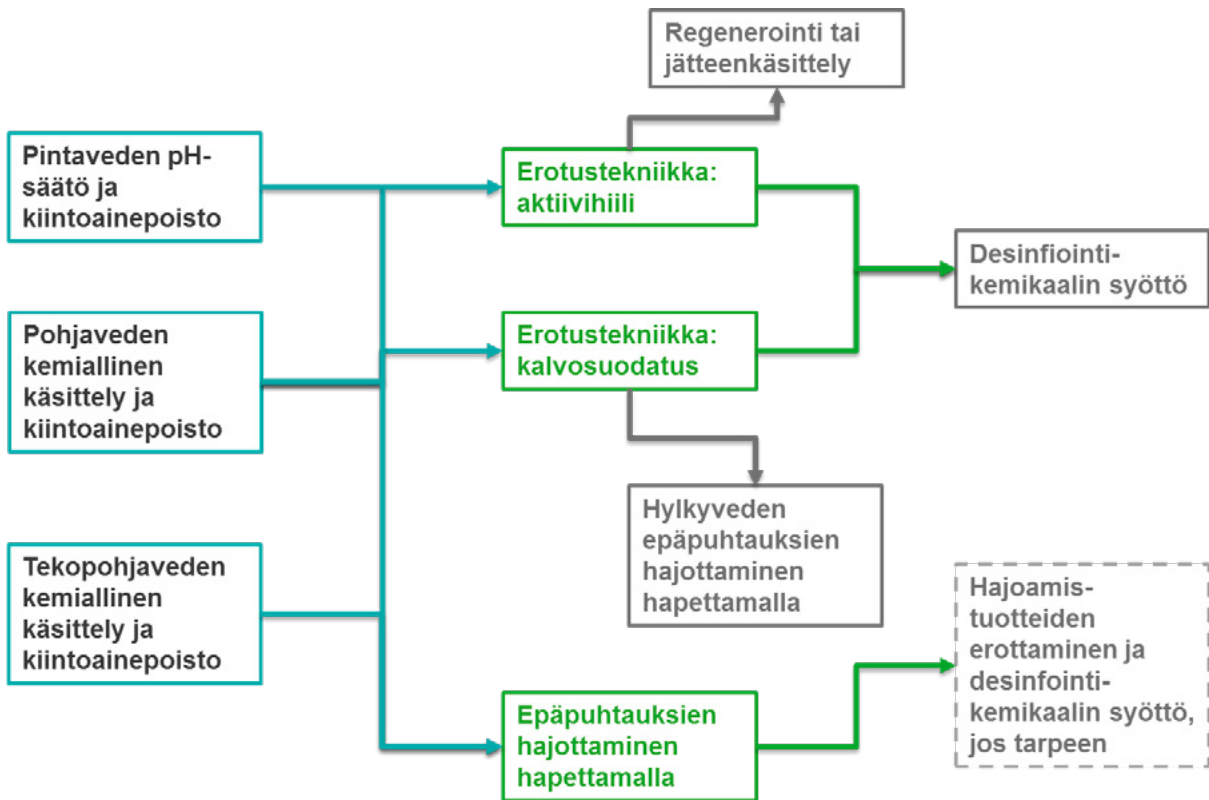
CONPAT-hankkeen epäpuhtauksille soveltuvat puhdistusmenetelmät

Tämä selvitys sisältää katsauksen kirjallisuudessa esitettyihin puhdistustuloksiin, jotka on saavutettu eri puhdistustekniikoilla kullekin CONPAT-hankkeessa analysoidulle kemialliselle yhdisteelle ja mikrobille. Puhdistustekniikat on kuvattu laitostyypeittäin ja yksikköprosesseittain.

Kirjallisuusselvityksen perusteella voidaan todeta, että nykyisellään juomavedenpuhdistamoilla käytetyt desinfiointimenetelmät ovat riittävän tehokkaita juomaveden mikrobiologisten laatutavoitteiden saavuttamiseksi. Sen sijaan kemiallisten yhdisteiden osalta on useita aineita, jotka hajoavat vain osittain tai eivät lainkaan tavanomaisilla laitoksilla. Tavanomaisiksi laitoksiksi katsotaan tässä selvityksessä tekopohjaveden valmistus, pohjaveden käsittely pH:n, hapetuksen ja kiintoaineen osalta sekä pintaveden käsittely pH:n ja kiintoaineen poiston osalta.

Mikäli nämä kemialliset yhdisteet halutaan poistaa juomavedestä, tarvitaan lisäteknikoita. Lisäteknikat on pääsääntöisesti sekä teknisesti ja taloudellisesti kannattavinta sijoittaa tavanomaisen puhdistusprosessin jälkeen.

Kuvassa 9 on esitetty erilaisia kombinaatioita juomaveden puhdistuslaitoksille, jos tavoitteena olisi kaikkien CONPAT-hankkeen puitteissa analysoidujen epäpuhtauksien poistaminen juomavedestä. Esimerkkitapaus voisi siis olla pintaveden tavanomainen käsittely (pH-säätö ja neste-kiintoaine-erotus koaguloinnilla, selkeytyksellä ja hiekkasuodatuksella), jota seuraisi aktiivihiiilisorptio, josta saatavaan juomaveteen syötettäisiin desinfiointikemikaalia. Tässä tapauksessa olisi huolehdittava riittävästä kemikaalimäärästä ja kontaktiajasta, sillä aktiivihiihi ei yksinään riitä juomaveden desinfiointiin. GAC-tyyppinen aktiivihiihi regeneroitaisiin aika ajoin.



Kuva 9. Erilaisia prosessivaihtoehtoja juomaveden puhdistukseen.

Kirjallisuusselvityksen perusteella voidaan todeta, että nykyään tavanomaisesti puhdistamoilla käytössä oleva jäteveden aktiivilieteprosessi yhdistettynä fosfaatin kemialliseen saostamiseen poistaa osan mikrobeista ja joitakin kemiallisia yhdisteitä. Mikäli mikrobiologinen laatu halutaan paremmaksi tai mikäli halutaan poistaa jätevedestä kemiallisia yhdisteitä, tarvitaan lisäteknikoita.

Kuten juomavesille, myös jätevesille on tehokkainta ja kannattavinta sijoittaa lisäteknikat vasta tavanomaisen puhdistamon jälkeen. Poikkeuksena tästä pääsäännöstä on kalvobioreaktori, joka itsessään käsittää biologisen puhdistusprosessin. Useimmiten on myös suositeltavaa sisällyttää tertiäärikäsittelyyn hiekkasuodatus tai muu kiintoaineen poisto, sillä kiintoaineet ovat monen lisäteknikan puhdistustulosta huonontava ja käyttökustannuksia nostava tekijä. Mikäli jätevedenpuhdistamolle tulevat erilaiset vesijakeet tunnistetaan paremmin, niitä olisi mahdollista erilliskäsitellä. Esimerkiksi jos tietystä lähteestä tulee suurin osa makeutusainekuormituksesta, vain se osa kannattaa käsitellä monivaiheisemmassa prosessissa.

Makeutusaineet

Makeutusaineista etenkin asesulfaami K ja sukraloosi ovat pysyviä yhdisteitä, jotka eivät hajoa tavanomaisella juomaveden puhdistuslaitoksella. Niiden erottaminen juomavedestä voidaan toteuttaa aktiivihiihluodatuksella. Asesulfaami K:n on todettu hajoavan myös UV-säteilytyksellä ja voimakkailla hapetusmenetelmillä (otsoni ja AOP-tekniikat). Sukraloosille on tutkittu AOP-tekniikoita, jotka riittävällä viiveellä ja kemikaaliannostuksella hajottavat yhdistettä.

Syklaamihappo ja sakariini ovat helpommin hajoavia, ja niiden poistamiseen soveltuvat esimerkiksi biologiset menetelmät, kuten tekopohjaveden valmistus ja perinteinen jäteveden biologinen käsittelyprosessi. Jäteveden osalta sakariinille soveltuu myös UV-käsittely. UV-käsittely on yleisesti käytetty desinfiointimenetelmä nykyisillä suomalaisilla juomaveden puhdistamoilla, ja jäteveden puhdistuksessa saatujen tulosten perusteella voidaan olettaa, että tekniikka toimii myös sakariinin poistamiseksi juomavedestä.

Selvityksen kirjallisuuskatsauksessa pääosa tutkimustuloksista keskittyy makeutusaineiden poistamiseen juomavedestä. Juomavesi on muulta liuoskoostumukseltaan (liuosmatriisiltaan) puhtaampaa kuin jätevesi.

Lääkeaineet

Lääkeaineiden puhdistustulokset vaihtelevat lääkekohtaisesti. Yleisesti voidaan kuitenkin todeta, että osa lääkeaineista jää nykyisillä puhdistamoilla juomaveteen ja puhdistettuun jäteveeteen, mikäli tavanomaisia prosesseja ei optimoida niille soveltuviksi.

Ibuprofeenin on havaittu poistuvan osittain biologisissa prosesseissa niin juomaveden kuin jätevedenkin osalta. Ibuprofeeni voidaan erottaa juoma- ja jätevedestä kalvotekniikoin, jolloin on käytettävä huokoskooltaan korkeintaan nanosuodatuskalvoa vastaavaa kalvoa. Erotus voidaan tehdä myös aktiivihiihllä. Hapetusmenetelmistä otsonointi on riittävällä annostuksella ja viiveellä ibuprofeenin hajotukseen soveltuva tekniikka.

Kirjallisuuskatsauksen perusteella osa ketoprofeenista poistuu tavanomaisella jäteveden puhdistamolla. Ketoprofeenin hajottamiseen voidaan käyttää otsonia (kun annostus on riittävä) tai voimakkaampia hapetusmenetelmiä. Erityyppisiä AOP-prosesseja on tutkittu sekä juoma- että jäteveden käsittelyssä ja todettu niiden hajottavan ketoprofeenia.

Karbamatsepiinista osa hajoaa tekopohjaveden valmistuksessa. Myös otsonointi ja aktiivihiihluodatus soveltuvat sen poistamiseen juomavedestä. Jätevedenpuhdistamoilla biologinen suodatus sekä AOP-hajotus on tutkimuksissa todettu tehokkaiksi puhdistusmenetelmiksi.

Myös sulfametoksatsolista osa hajoaa tekopohjaveden valmistuksessa. Jätevedenpuhdistamoilla sekundääri-vaihe poistaa osan antibiootista. Lisäerotustekniikkana hyvin toimiviksi on jäteveden osalta todettu aktiivihiihluodatus ja yhdisteen hajottamiseen soveltuu esimerkiksi otsonointi.

Kofeiini

Kofeiinin poistamiseen juomavedestä soveltuvat esimerkiksi otsonointi ja aktiivihiihluodatus. Tavanomainen jätevedenpuhdistamo poistaa merkittävän osan kofeiinista.

Perfluoratut alkyylihapot

Perfluoratut alkyylihapot ovat pysyviä orgaanisia yhdisteitä, joista PFOS johdannaisineen on myös luokiteltu POP-yhdisteiksi. Perfluoratuista alkyylihapoista pitkäketjuisemmat poistuvat osittain tavanomaisilla juomaveden- ja jätevedenkäsittelylaitoksilla. Perfluorattujen alkyylihappojen hajottaminen vaatii hyvin voimakkaasti haettavat olosuhteet. Tämä tarkoittaa käytännössä AOP-tekniikkaa.

Yhdisteiden erottamiseen jäte- ja juomavedestä soveltuvat myös kalvotekniikat ja aktiivihiihluodatus. Erotustekniikoiden osalta on tärkeää suunnitella myös hylkyveden ja käytetyn aktiivihiihllä käsittely, jotta yhdisteet eivät palaisi vesikiertoon.

Mikrobit

Mikrobeista osa poistuu tavanomaisella pH-säädön ja saostukseen perustuvan kiintoaine-erotuksen sisältävällä juomavesilaitoksella. Pintavesilaitoksilla puhdistuksessa nykyisellään yleisesti käytettävät kemialliset desinfiointitekniikat ja UV-säteilytys ovat tehokkaita ja toimivia mikrobien inaktivoinnissa. Mikrobiryhmien välillä on kuitenkin eroja siinä, miten suuri annostus tai viive vaaditaan niiden täydelliseen poistamiseen. Pääsääntöisesti virukset vaativat suurempia CT-arvoja ja erotustekniikoiden osalta tiheämpiä kalvotyyppisiä (vähintään nano-, mieluummin RO-kalvoa vastaava huokoskoko) kuin bakteerit.

Mikrobeista osa poistuu tavanomaisen jätevedenpuhdistamon sekundäärivaiheessa. Pyrittäessä parempiin puhdistustuloksiin ensisijaisia vaihtoehtoja ovat kalvobioreaktori MBR ja erityisesti jätevedelle kehitetyt permuaarais- ja peretikkahappokäsittelyt. Esimerkiksi kloorikemikaaleja ei usein haluta suosia, sillä vesistöön ei toivota päästettävän klooriyhdisteitä. Myös UV-säteilytystä on tutkittu paljon jätevedelle, ja riittävällä intensiteetillä ja viiveellä se onkin toimiva ratkaisu. Hankaluudeksi voi muodostua jäteveden sisältämä kiintoaine, joka varjostaa UV-säteilyä, sekä orgaaninen aines, joka likaa lamppujen pintoja.

Kustannusten arvioiminen kirjallisuusselvityksen perusteella

Kustannuskatsaus perustuu kirjallisuudessa esitettyihin, eri maantieteellisillä alueilla tehtyihin kustannusarvioihin sekä suomalaisten vesilaitosten toteutuneisiin kustannuksiin. Verrattaessa eri tekniikoiden kustannuksia keskenään on tärkeää huomioida paitsi paikalliset olosuhteet ja edellä mainitut syöte- ja puhdistetun veden koostumus myös se, mitä kustannuslajeja annettu hinta sisältää.

Mikäli halutaan selvittää esimerkiksi kuvassa 9 esitettyjen eri puhdistusreittien kustannuksia, suositeltava tapa on määrittää ensin lähtöveden koostumus ja tavoite ja sen jälkeen hankkia tarvittava tieto laite- tai teknologiatoimittajilta. Mikäli tässä selvityksessä esitettyjä eri yksikköprosessien kustannustietoja kuitenkin lasketaan yhteen ja varsinkin mikäli eri yhdistelmien kokonaiskustannuksia vertaillaan keskenään, tulisi yhteenlaskettujen kustannusten esittämisen yhteydessä olla kuvaus siitä, minkälainen on ollut käytetty lähdeaineisto. On myös huomioitava, että yksikköprosessin kustannuksiin vaikuttavat aina myös sitä edeltävät puhdistusvaiheet. Esimerkkinä kokonaiskäyttökustannusten laskennassa voidaan käyttää edellä kuvattua reittiä: tavanomainen juomaveden käsittely 0,2–0,35 €/m³, aktiivihiilisuodatus 0,0039 €/m³, desinfiointi kloorikaasulla 0,031–0,05 €/m³: yhteensä 0,231 €/m³–0,4039 €/m³. Huomionarvioista tässä tapauksessa on, että aktiivihiilisuodatukselle kirjallisuudessa esitetty kokonaiskäyttökustannus on pienempi kuin suomalaisten vesilaitosten toteutunut käyttökustannus, joka sisältää vain aktiivihiilen. Lisäksi on tärkeää huomioida käytettyjen tekniikoiden ominaispiirteet – mitkä tekijät vaikuttavat kulutusmääriin ja minkälaiset annostus- ja viivevaatimukset poistettavilla yhdisteillä on.

Tekniikkojen ominaispiirteisiin liittyy myös tiettyjä tekijöitä, jotka on tärkeää huomioida käytettäessä kustannustietoa muutoin kuin esimerkkitapauksina:

- Tekopohjavesilaitoksen käyttökustannukset ovat voimakkaasti siirtoputkistojen pituudesta ja korkeuserosta riippuvaisia. Kokonaiskäyttökustannuksista jopa 50 prosenttia voi olla sähkökuluja, joten pumppauksen vaatima sähköenergia ja sähköenergian paikallinen hinta vaikuttavat kustannuksiin voimakkaasti. Myös investointikustannusten osalta putket ja pumput muodostavat merkittävän osan investoinnista.
- Tavanomaisen kemiallisen käsittelyn (pH-säätö ja laskeutus) kulut ovat riippuvaisia kemikaalikulutuksesta, joka vaihtelee paljon myös esimerkiksi eri pintavesilaitosten välillä. Tavanomaisilla juomavedenpuhdistamoilla kemikaalien osuus kustannuksista jää yleensä pienehköksi; kiinteät kustannukset kuten henkilöstökulut ja kunnossapito muodostavat merkittävän osan kuluista. Siten esimerkiksi laitoksen automaation taso vaikuttaa käyttökustannuksiin.
- Tavanomaisella jätevedenpuhdistamolla on tyypillistä, että kapasiteetin kasvaessa prosessin olosuhteet ja ajotapa ovat stabiilimmat, jolloin käyttökustannukset käsiteltäviä vesikuutiota kohden on edullisempi ja usein myös puhdistustulos parempi. Prosessiautomaatio vaikuttaa myös tämän prosessin käyttökustannuksiin.

- Kemiallisten desinfiointi- ja hapetustekniikoiden osalta erityisen tärkeää on tuntea koko liuosmatriisi, siis myös muut kuin tutkimuksen kohteena olevat aineet. Hapettimet eivät pääsääntöisesti ole selektiivisiä, vaan hapettavat myös muita yhdisteitä kuin tutkimuksen kohteita. Siten kemikaalin käyttömäärä riippuu syöteveden koostumuksesta, joka on laitospaikkainen ja joskus myös vuodenaikasta riippuva seikka. On myös huomioitava, että eri mikrobit ja kemialliset yhdisteet vaativat erisuuruisia annosmääriä. Lisäksi puhdistustavoite vaikuttaa siihen, mikä on riittävä annostus ja viive (->käyttökustannus ja laitekoko sekä laitekustannus). Otsonoinnin tapauksessa myös otsonaattorin koko eli kemikaalin tuottamiseen käytettävän laitteen koko ja kustannus kasvavat kulutuksen myötä.
- UV-käsittelyn tehokkuutta huonontavat liuoksen kiintoainepitoisuus ja sellaiset liukoiset aineet, jotka voivat saostua lamppujen pinoille. Tämä lisää sähköenergian kulutusta ja puhdistuskustannusta. Kiintoaine tulee ensisijaisesti poistaa ennen käsittelyä, mikä esimerkiksi jäteveden tapauksessa tarkoittaa vähintäänkin hiekkasuodatusvaihetta. Voi lisäksi olla tarpeellista varautua kiintoainepitoisuuden automaattisilla lampunpesuratkaisuilla ja/tai suurempitehoisilla lampuilla (investointi). Samoin kuin kemiallisille menetelmille, myös UV-käsittelylle on huomioitava kunkin yhdisteen vaatima säteilyannos ja puhdistuksen tavoite.
- Kalvosuodatuksen tehokkuus määräytyy kalvon tiheyden perusteella. Mitä tiheämpi kalvo, sitä parempi on puhdistustulos ja sitä suurempi on toisaalta myös syöttöpumppujen ja kalvokoneikon painevaatimus. Syöttöpumppujen sähkönkulutus muodostaa jopa 50 prosenttia hyödyke-, kemikaali- ja varaosakuluista, joten kalvon tiheydellä ja paikallisella sähkön hinnalla on voimakas vaikutus käyttökustannukseen. Pumpun moottorin koko ja kalvokoneikon paineluokka vaikuttavat investointikustannukseen.
- Kalvosuodatus on kustannuksiltaan kaikissa tapauksissa varsin kallis ratkaisu, joten sen käyttöä tulisi harkita lähinnä yhdisteille, joiden poistaminen hapettamalla on poikkeuksellisen hankalaa (esimerkiksi perfluorotut alkyylihapot). MBR-prosessi jätevedenpuhdistuksessa on kustannuksiltaan kohtuullisempi kuin perinteiset kalvokoneikkoratkaisut.
- Aktiivihiihlysuodatuksessa olennaisia parametreja ovat vaadittava kontaktiaika (GAC:lla suodattimen koko ja PAC:lla sekoituslaitteen koko) ja liuoksen määrä aktiivihiihlymäärää kohden. GAC:n tapauksessa on huomioitava regenerointikustannus, jota ei yleensä ole ilmoitettu lähdeaineistossa. PAC:n osalta on huomioitava käytetyn aktiivihiihlymäärän jätekustannus, jota ei yleensä ole sitäkään ilmoitettu lähdeaineistossa.
- AOP-tekniikat ovat sekä investointi- että käyttökustannuksiltaan kalliita tekniikoita. Ne ovat usein yhdistelmiä edellä esitetyistä hapetustekniikoista, ja niiden kustannuksiin vaikuttavat samat tekijät, kuin mitä edellä on kuvattu. Lisäksi AOP-prosessin jälkeen saatetaan tarvita esimerkiksi aktiivihiihlysuodatus
- AOP-tekniikoiden käyttöä tulisi ensisijaisesti harkita silloin, kun haitallinen komponentti on välttämätöntä hajottaa. Esimerkkinä tästä voidaan ottaa kalvosuodatuksen rejektivesijae.

Ehdotuksia jatkotoimenpiteistä

Tämän selvityksen tietojen täsmäntäminen niin teknologian kuin kustannusten osalta olisi mahdollista, mikäli jatkossa olisi saatavilla tietoa puhdistettavan veden koko liuoskoostumuksesta ja lämpötilasta sekä siitä, mitkä yhdisteet ja mikrobit (jäteveden osalta) on välttämätöntä poistaa ja mikä on täsmällinen puhdistustavoite. Näiden tietojen perusteella olisi mahdollista valita kirjallisuusesimerkeistä ne prosessit ja prosessien olosuhteet, jotka vastaavat parhaiten tavoitteita.

Kustannusten osalta tarkempi investointikustannus voidaan arvioida täsmennetyn teknologiavalinnan perusteella ja parhaiten siten, että kustannukset määritetään laitetoimittajien budjettitarjousten perusteella. Tässäkin tapauksessa on hyvä huomioida mm. maantieteelliset seikat, jotka voivat veden koostumuksen ja puhdistustavoitteen ohella vaikuttaa kustannuksiin.

Selvityksessä tarkasteltujen vesijakeiden lisäksi eräs mahdollisuus olisi selvittää, mistä puhdistuksen kannalta hankalimmat jätevirrat ovat peräisin. Näin olisi mahdollista tarkastella vaihtoehtoa, jossa usein kalliilla lisäteknikalla käsiteltävä vesimäärä ja puhdistuslinjan kapasiteetti olisivat pienemmät kuin tapauksessa, jossa kaikki syötevedet sekoitetaan ennen puhdistamaa.

Lähteet

- Abegglen, C. (2009) Eliminating micropollutants:wastewater treatment methods, Eawag News 67e/October. Viitattu 15.11.2018. http://www.eawag.ch/medien/publ/eawag/news_67/en67e_abegglen.pdf
- Ahmed, M. M. & Chiron, S. (2013) Solar photo-Fenton like using persulphate for carbamazepine removal from domestic wastewater Water Research 48: 229-236.
- Allen, R., Klosterhaus, S. & Davis, J. (2012) Contaminants of emerging concern in the San Francisco estuary: Carbamazepine. A Report of the Regional Monitoring Program for Water Quality in the San Francisco Estuary. Viitattu 26.6.2015. http://www.sfei.org/sites/default/files/Carbamazepine%20profile_final.pdf
- Bernardo, E., Fukuta, T., Kojima, Y., Matsuda, H., Seto, F. & Yagishita, K. (2005) Studies from saccharin removal from simulated wastewater by combined ultraviolet light irradiation with activated carbon adsorption Journal of The Surface Finishing Society of Japan Research Papers 56 (1). Viitattu 26.6.2015. https://www.jstage.jst.go.jp/article/sfj/56/1/56_1_46/pdf
- Blaser, M., et al. (1986) Inactivation of Campylobacter jejuni by chlorine and monochloramine. Appl. Environ. Microbiol. 51: 307-311.
- Brillas, E., Sirés, I. & Oturan, M. (2009) Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry . Chem. Rev 109: 6570-6631.
- Broséus, R., Vincent, S., Aboulfadl, K., Daneshvar, A., Sauvé, S., Barbeau, B. & Prévost, M. (2009) Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. Water Research Vol. 43:18, 4707–4717.
- Crozes, G., Jacangelo, J., Landsness, L., McMeen, C., Puckett, R., Sakaji, R., Schulze, J. & Utne, B. (2001) Low-pressure membrane filtration for pathogen removal: application, implementation and regulatory issues . Viitattu 26.6.2015. http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/lt2/pdfs/report_lt2_membranefiltration.pdf
- Chaudhry, R., Nelson, K. & Drewes, J., (2015) Mechanisms of Pathogenic Virus Removal in a Full-Scale Membrane Bioreactor. Environmental Science & Technology. 49: 2815–2822.
- Connors, S., Lanza, R. & Sirocki, A. (2013) Removal of Ibuprofen from Drinking Water using Adsorption. Viitattu 26.6.2015. <http://www.researchgate.net/publications/PublicPostFileLoader.html?id=54625ffed11b8b44568b45eb&key=17d88ae1-5c9f-4b6b-9a6e-18f095f54854>
- Dancey, K. (2008) Peracetic acid a new disinfection approach. Viitattu 26.6.2015. <http://www.pncwa.org/assets/documents/2009%20PNCWA-%20Session%202015-1%20-%20Disinfection%20-%20Kelly%20Dancey.pdf>
- Elinkeinoelämän keskusliitto; Linna J. ja Nuutinen J.,(2012) Energiaopas pienille ja keskisuurille yrityksille. Viitattu 26.6.2015. <http://ek.fi/wp-content/uploads/energiaopas.pdf>
- Energiamarkkinavirasto (2015) Sähkön hintatilastot: Sähkön toimitusvelvollisuus- ja siirtohintojen kehitys. Viitattu 26.6.2015. <http://www.energiavirasto.fi/sahkon-hintatilastot>
- Eschauzier, C. (2013) Perfluoroalkyl acids in drinking water: Sources, fate and removal. University of Amsterdam. Viitattu 26.6.2015. <http://dare.uva.nl/document/2/129957>
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2013/39/EU direktiivien 2000/60/EY ja 2008/105/EY muuttamisesta vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden osalta, Euroopan Unionin Virallinen Lehti, 24.8.2013. Liite I. Viitattu 26.6.2015. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32013L0039>
- Euroopan yhteisöjen direktiivi yhdyskuntajätevesien käsittelystä, 91/271/ETY, Euroopan yhteisöjen virallinen lehti N:o L 135/40, 1999. Viitattu 26.6.2015. <http://eurlex.europa.eu/legalcontent/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=EN>
- European IPPC Bureau (2014) Common Waste water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector, Final Draft, July 2014. Viitattu 26.6.2015. http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CWW_Final_Draft_07_2014.pdf
- Evira (2015) Kofeiinin määrä juomissa tai suklaassa. Viitattu 26.6.2015. <http://www.evira.fi/attachments/elintarvikkeet/elintarvikketieto/energiajuomat/kofeiinikuva.pdf>
- Evira (2008) Energiajuomien piristävät yhdisteet. Viitattu 26.6.2015. <http://www.evira.fi/portal/fi/elintarvikkeet/tieto+elintarvikkeista/elintarvikeryhmat/energiajuomat/energiajuomien+piristavat+yhdisteet>

- Francy, D., Stelzer, E., Bushon, R., Brady, A., Williston, A., Riddell, K., Borchardt, M., Spencer, S. & Gellner, T. (2012) Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research* Vol. 46:13, s. 4164-4178.
- Gironés, R. et al. (2008) Removal of Viruses from Surface Water during Groundwater Recharge via River Bank Filtration. Conference paper. International Groundwater Conference, GWC 2008, March 19-22, 2008, Jaipur, India. Viitattu 26.6.2015. https://www.researchgate.net/publication/261284902_Removal_of_Viruses_from_Surface_Water_during_Groundwater_Recharge_via_River_Bank_Filtration
- Hansson, H., Kaczala, F., Marques, M. & Hogland, W. (2012) Photo-Fenton and fenton oxidation of recalcitrant industrial wastewater using nanoscale zero-valent iron. *International Journal of Photoenergy*. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/531076>
- Harjureitti (2015) Tekopohjavesihanke. Viitattu 26.6.2015. http://www.harjureitti.fi/suomi/default2.asp?active_page_id=218
- Hassen, A., Mahrouk, M., Ouzari, H., Cherif, M., Boudabous, A. & Damelincourt, J. (2000) UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. *Bioresource Technology* 74: 141-150.
- Heberer, T. (2007) Removal of pharmaceuticals during drinking water production, teoksessa: Petrovic M, Barcelo D & Perez S (toim.), Analysis, removal, effects and risk of pharmaceuticals in the water cycle: occurrence and transformation in the environment, Elsevier, The Netherlands, s. 475-492. ISBN 978-0-444-53052-3.
- Heinonen-Tanski, H., Juntunen, P., Rajala, R., Haume, E. ja Niemelä, A. (2003) Costs of tertiary treatment of municipal wastewater by rapid sand filter with coagulants and UV. *Water Science and Technology: Water Supply* Vol 3 No 4. IWA Publishing, 2003. s.145-152.
- Hijnen, W.A.M. ja Medema, G.J. (2007) Elimination of micro-organisms by water treatment processes, *Kiwa Water Research*. ISBN: 978-90-74741-90-30.
- Illés, E., Szabó, E., Takács, E., Wojnárovits, L., Dombi, A. & Gajda-Schrantz, K. (2014) Ketoprofen removal by O3 and O3/UV processes: Kinetics, transformation products and ecotoxicity. *Science of the Total Environment* 472: 178-184.
- Jaakkola, H. (2012) Ympäristöön karanneista lääkeainejäämistä niukasti tietoa. *Luonnontieteilijä* 4/12: 8-10.
- Jääskeläinen, A. (2007) Talousveden riskienhallinnan kustannus-hyötyvertailu, Esiselvitys, Savonia-ammattikorkeakoulu.
- Kauppa- ja teollisuusministeriön asetus elintarvikkeissa ja alkoholijuomissa käytettävistä makeutusaineista, 117/2015. Viitattu 26.6.2015. <http://www.finlex.fi/data/sdliite/liite/5034.pdf>
- Keen, O. S., Linden, K. G. (2013) Re-Engineering an Artificial Sweetener: Transforming Sucralose Residuals in Water via Advanced Oxidation, American Chemical Society Publications, *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 6799–6805.
- Kemira (2015) Kemira DesinFix®- Innovatiivista veden desinfiointia. Viitattu 26.6.2015. <http://www.kemira.com/fi/Materials/kemira-esite-desinFix.pdf>.
- Kemira, Kemian Sanasto. <http://www.kemira.com/fi/uutishuone/kemian-sanasto/sivut/default.aspx>
- Kim, S., Cho, J., Kim, I., Vanderford, B. & Snyder, S. (2007) Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research*. 41:1013–1021.
- Kitajima, M., Tohya, Y., Matsubara, K., Haramoto, E., Utagawa, E. & Katayama, H. (2010) Chlorine inactivation of human norovirus, murine norovirus and poliovirus in drinking water. *Letters in Applied Microbiology*. 51: 119–121.
- Konttinen, T. (2013) Pohjavedenkäsittelylaitosten prosessit ja tehostamistarpeet Itä-Suomessa. Savonia ammattikorkeakoulu, tekniikan ja liikenteen ala, ympäristötekniikan koulutusohjelma. Opinnäytetyö 40 s. + liitteet 5 s.
- Koskinen (1976). Tekopohjavesi ja sen valmistamista haittaava suodatinaineksen tukkeutuminen Vesihallitus Tiedotus 116. Viitattu 26.6.2015. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/27613>
- Krzeminski, P. et al. (2012) Specific energy consumption of membrane bioreactor (MBR) for sewage treatment, *Water Science & Technology* (65.2) 2012, sivut 380-392.
- Lahlou, M. (2000) Ultraviolet Disinfection, Technical Brief. Viitattu 26.6.2015. http://www.nesc.wvu.edu/pdf/dw/publications/ontap/2009_tb/ultraviolet_dwfsom53.pdf

- Lahti, H., Vieno, N. & Kaunisto, T., (2011) Talousveden käsittelykemikaalit ja standardisointi. Viitattu 26.6.2015. http://www.samk.fi/download/27085_20110302raportti_kansi.pdf
- Laitetoimittajat, Laitetarjoukset, [Henkilökohtainen tiedonanto], 26.6.2015, 29.6.2015, 18.8.2015.
- Laitinen, J., Nieminen, J., Saarinen, R., Toivikko, S., (2014) Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT): Yhdyskuntajätevesien jätevedenpuhdistamot, Suomen Ympäristö 3. Viitattu 26.6.2015. http://www.ymparisto.fi/fiFI/Kulutus_ ja_ tuotanto/Paras_ tekniikka_ BAT/Julkaistut
- Langenhoff, A., Inderfurth, N., Veuskens, T., Schraa, G., Blokland, M., Kujawa-Roeveld, K. & Rijnaarts, H. (2013) Microbial removal of the pharmaceutical compounds ibuprofen and diclofenac from wastewater. BioMed Research International 2013. Viitattu 26.6.2015. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/325806>
- Lappavesi (2015) Vedenkäsittelyprosessi. Viitattu 26.6.2015. <http://www.lappavesi.fi/vedenkasittelyprosessi.html>
- Linden, K., Love, N. & Aga D (2012) Demonstrating advanced oxidation coupled with biodegradation for removal of carbamazepine. WERF Report INFR6SG09). Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA, USA.
- Ling, F. (2013) Advanced oxidation processes for the removal of residual non-steroidal anti-inflammatory pharmaceuticals from aqueous systems. Earth Sciences. Université Paris-Est & Université degli studi. 211 s + liitteet 3 s.
- Liu, P., Herzegh, O., Fernandez, M., Hooper, S., Shu, W., Sobolik, J., Porter, R., Spivey, N. & Moe, C. (2013) Assessment of human adenovirus removal by qPCR in an advanced water reclamation plant in Georgia, USA. Journal of Applied Microbiology, 115: 310–318.
- LeVan, M. & Carta, G. (2007) Adsorption and ion exchange. Teoksessa: Green D & Perry R (toim.), Perry's chemical engineers' handbook, 8. painos, New York, McGraw-Hill Companies, osa 16. ISBN 978-0-07-142294-9.
- Luukkonen, T. (2014) Peretikkahappo jäteveden desinfiointissa. Vesitalous 55: 26–29.
- Luukkonen, T., Tolonen, E. & Rämö, J. (2013) Kemiallisia näkökulmia vedenkäsittelyyn. Viitattu 26.6.2015. <http://www.luma.fi/files/lumat-01-01-luukkonen-et-al.pdf>
- Martin, P.E., Holtz, K., Jensen, J. N. (2004) Evaluation of Ultraviolet (UV) Radiation Disinfection Technologies for Wastewater Treatment Plant Effluent, Final Report, Prepared for the New York State Energy Research and Development Authority.
- Mawhinney, D., Young, R., Vanderford, B., Borch, T. & Snyder (2011) Artificial sweetener sucralose in U.S drinking water systems. Environmental Science & Technology 45: 8716–8722.
- Miettinen, I., et. al. (2013) Vesistöjen likaantumisen riskejä ja niiden hallintaa, Ympäristö- ja Terveys-lehti 6 (2013) s. 64-61.
- Miettinen, I. (2015) Henkilökohtainen tiedonanto, 22.5.2015.
- Moilanen, K. (2014) Käsitellyn yhdyskuntajäteveden hygienisointi. Diplomityö, Tampereen teknillinen yliopisto, ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma. 78 s. + liitteet 8 s.
- Nadar, K. (2013) Recent advances in electro fenton oxidation for wastewater treatment. Viitattu 26.6.2015. <http://www.slideshare.net/KathiresanNadar/introduction-and-advancement-electro-fenton-processes-for-waste-water-treatment>
- Niemelä, A. (2010) Jäteveden hygienisoinnin menetelmät. Viitattu 26.6.2015. http://www.vesiyhdistys.fi/pdf/Niemela_IVdesinfiointi.pdf
- O'Connor et al. (2009) Granular Activated Carbon: Costs of Carbon (sivut 118-119) ja Plant Operations Manual: Water Treatment Plant Processes (sivut 128, 130). Teoksessa Water Treatment Plant Performance Evaluations and Operations, s. Hoboken, N. J. : Wiley. 2009.
- Oliaei, F. & Kriens, D. (2015) Recommendation on Perfluorinated Compound Treatment Options for Drinking Water. Technical Analysis of New Jersey Drinking Water Quality Institute. Viitattu 26.6.2015. <http://www.state.nj.us/dep/watersupply/pdf/comment3b.pdf>
- Petala, M., Tsiridisa, V., Samarash, P., Zouboulisc, A., Sakellaropoulou, G.P., (2006) Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents, Desalination 195: 109–118.

- Perkola, N. (2014) Fate of artificial sweeteners and perfluoroalkyl acids in aquatic environment Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos. 47 s.
- Perkola, N., Pitkänen, T., Juntunen, J., Kauppinen, A., Tuominen, S., Kusnetsov, J., Nysten, T., Hokajärvi, A-M., Rosendahl, K., Meriläinen, P., Huttula, T., Happonen, M., Miettinen, I., (2015) Kuluttajakemikaalit ja mikrobit Kokemäenjoen vesistössä, Ympäristö- ja Terveys-lehti 3: 50-55.
- Pohja, J. (2011) Measurement of the purification efficiency of pharmaceutical wastewater. Opinnäytetyö. Tampereen Ammatikorkeakoulu, Laboratorioalan koulutusohjelma. 47 s. + liitteet 4 s.
- Poyatos, J., Muñio, M., Almecija, M., Torres, J., Hontoria, E. & Osorio, F. (2009) Advanced oxidation processes for wastewater treatment: state of the art. *Water, Air, and Soil Pollution*. 205:187
- Pöyry (2011) Jätevedenkäsittelyn kalvotekniikoiden esiselvitys. <https://www.google.fi/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0CCYQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.ymparisto.fi%2Fdownload%2Fnoname%2F%257BE5E1398D-5A43-47C8-BFCF-FF7C1A8D838E%257D%2F99070&ei=AHh1Vb-uDsGgsAGw-YEo&usg=AFQjCNFMVVKrAVDjrYnDka6he1DFAioRBFQ&bvm=bv.95039771,d.bGg> Viitattu 5.6.2015.
- Rijnland District Water Control Board, Investigating Advanced Treatment Technologies, 2009. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=LIFE06_ENV_NL_000167_LAYMAN.pdf .Viitattu 25.5.2015.
- Ränkman, E. (2010) Tekopohjavesiprosessin tarkastelu ja kehittäminen Nokian vesilaitoksella Tampereen teknillinen yliopisto, ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma. Diplomityö 78 s. + liitteet 5 s.
- Sallanko, J. (2003) Otsoni ja vetyperoksidi pohjaveden puhdistuksessa. Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto, Vesi- ja ympäristötekniikan laboratorio.
- Sang, Z., Jiang, Y., Tsoi, YK., Leung, US., (2014) Evaluating the environmental impact of artificial sweeteners: A study of their distributions, photodegradation and toxicities, *Water Research* 52: 260-274.
- Scheurer, M., Storck, F.R., Brauch, H.J. & Lange, F.T. (2010) Performance of conventional multi-barrier drinking water treatment plants for the removal of four artificial sweeteners. *Water Res* 44: 3573-3584.
- Scheurer, M., Schmutz, B., Happel, O., Brauch, HJ., Wülser, R., Storck FR., (2014) Transformation of the artificial sweetener acesulfame by UV light, *Science of the Total Environment* 481: 425-432.
- Schmidt, C., Lange, F., Brauch, H. & Kühn, T. (2003) Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. DV-GW-Water Technology Center (TZW) Karlsruher Straße 84, D-76139 Karlsruhe, Saksa.
- Shepherd, A.(1992) GRANULAR ACTIVATED CARBON FOR WATER & WASTEWATER TREATMENT, CARBTROL® Corporation, 1992. Viitattu 26.6.2015. <http://www.carbtrol.com/water&waste.pdf>
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista, STMa 1352/2015, Finlex 2017. Viitattu 28.11.2018. <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2015/20151352>
- Stocks, P., Brüning, I., (2014) Source Water Protection For Drinking Water Production: A European River Memorandum, The Association of River Waterworks ja The International Association of Waterworks in the Rhine.
- Sui, Q., Huang, J., Deng, S., Yu, G. & Fan, Q. (2010) Occurrence and removal of pharmaceuticals, caffeine and DEET in wastewater treatment plants of Beijing, China. *Water Research* 44: 417-426.
- Tang, C., Fu, Q., Criddle, C. & Leckie, J. (2007) Effect of flux (transmembrane pressure) and membrane properties on fouling and rejection of reverse osmosis and nanofiltration membranes treating perfluorooctane sulfonate containing wastewater. *Environmental Science and Technology* 41: 2008-2014.
- Ternes, T., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H., Haist-Gulde, B., Preuss, G., Wilme, U. & Zulei-Seibert, N. (2002) Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol* 36: 3855-3863.
- Toivikko, Annariina (2015) Suullinen tiedonanto 20.6.2015.
- Tufenkji, N., Ryan, J. & Elimelech, M. (2002) The promise of bank filtration. *Environmental Science & Technology*. 423A.423A.

Tuominen (2010) Jätevesien hygienian parantaminen Jyväskylän Nenäinniemen jätevedenpuhdistamolla. Viitattu 26.6.2015. http://www.vesiyhdistys.fi/pdf/Tuominen_Hygienisointi.pdf

Turtoi, M. (2013) Ultraviolet light potential for wastewater disinfection. *Annals. Food Science and Technology* 13: 153-163.

U.S Environmental Protection Agency: Drinking water treatability database

U.S Environmental Protection Agency (2015) Biological filtration. Viimeksi päivitetty 4.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=1174340674>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Biological treatment . Viimeksi päivitetty 4.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=10000>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Granular activated carbon .Viimeksi päivitetty 4.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=2074826383>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Ibuprofen . Viimeksi päivitetty 3.5.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/contaminant/treatmentSummary.do>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Membrane Separation. <https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=-2103528007>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Perfluoro-octane sulfonate. <https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/contaminant/contaminantOverview.do?contaminantId=10940#content>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Perfluorooctanoic Acid / Granular Activated Carbon . Viimeksi päivitetty 3.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/contaminantProcess/contaminantProcessOverview.do>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Perfluorooctane Sulfonate / Granular Activated Carbon. Viimeksi päivitetty 3.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/contaminantProcess/contaminantProcessOverview.do>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Powdered activated carbon .Viimeksi päivitetty 4.6.2015. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=2109700949>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Ozone. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=-1467636837>

U.S Environmental Protection Agency (2015) S.typhi/Chlorine. Viimeksi päivitetty 3.6.2015. <https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/contaminantProcess/contaminantProcessOverview.do>

U.S Environmental Protection Agency (2015) Ultraviolet Irradiation. <http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do?processId=-2054608628>

U.S Environmental Protection Agency: Wastewater Technology Fact Sheet

United States Environmental Protection Agency (1999) Wastewater Technology Fact Sheet: Ozone Disinfection. http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_ozon.pdf

United States Environmental Protection Agency (1999) Wastewater Technology Fact Sheet: Ultraviolet Disinfection. http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_uv.pdf

United States Environmental Protection Agency (1999) Wastewater Technology Fact Sheet: Chlorine Disinfection, http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_chlo.pdf

United States Environmental Protection Agency (2013) Basic Information about Pathogens and Indicators in Drinking Water. <http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/pathogens.cfm>

United States Environmental Protection Agency (2000) Final Report Abstract: Effectiveness of UV Irradiation for Pathogen Inactivation in Surface Waters. <http://cfpub.epa.gov/ncer/abstracts/index.cfm/fuseaction/display.highlight/abstract/1128/report/F>

United States Environmental Protection Agency (2012) Guidelines for Water Reuse. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf>

United States Environmental Protection Agency (2006) Technology and Cost Document for the Final Ground Water Rule. http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/gwr/pdfs/support_gwr_cost-technologies.pdf

UNESCO (2004) Recharge systems for protecting and enhancing groundwater resources. <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001492/149210E.pdf>

USP Technologies (2015) Drinking Water Treatment - Hydrogen Peroxide Pre-Oxidant Application. Technical Bulletin Municipal. <http://www.h2o2.com/files/DrinkingWater-Municipal-Tech-Bulletin-15-HR.pdf>

Valtionneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä, VNa 888/2006, Finlex 2006. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888>

Vesilaitos A, Jäteveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 17.6.2015.
Vesilaitos B, Juomaveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 18.6.2015.
Vesilaitos C, Juomaveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 18.6.2015.
Vesilaitos D, Juomaveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 18.6.2015.
Vesilaitos E, Juomaveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 18.6.2015.
Vesilaitos F, Juomaveden käsittelyn käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 23.6.2015.
Vesilaitos G, Tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 9.7.2015.
Vesilaitos H, Tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 9.7.2015.
Vesilaitos I, Pintaveden käsittelyn käyttökustannukset 2014. Henkilökohtainen tiedonanto, 4.8.2015.
Vesilaitos J, Tekopohjaveden valmistuksen käyttökustannukset. Henkilökohtainen tiedonanto, 13.8.2015.

Wahlberg, C., et al, (2010) Läkemiddelsrester I Stockholms vattenmiljö: Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. http://www.stockholmvatten.se/globalassets/pdf/rapporter/avlopp/avloppsrening/lakemedelsrapport_slutrapport.pdf

Wapulec (2015) Wapulec™-vedenpuhdistustekniikka verkkodokumentti. <http://wapulec.com/WAPULEC-suomi2.pdf>. Viitattu 8.6.2015.

World Health Organization (2011) Guidelines for Drinking Water Quality, Fourth Edition.

World Health Organization (2012) Pharmaceuticals in drinking-water. Viitattu 26.6.2015. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2012/pharmaceuticals/en/

World Health Organization (2014) Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water Chapter 2: Removal processes. Viitattu 26.6.2015. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/watreatment/en/

Ympäristöhallinto (2013) PFOS eli perfluorioktaanisulfonaattihappo ja sen johdannaiset. Viitattu 26.6.2015. <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BCB75BAED-6E43-4B41-8D2B-2F7FFF4EC4D6%7D/94328>

Liite 1

Taulukko 1 Juomaveden puhdistustekniikoiden toiminta kemiallisille yhdisteille ja mikrobeille.

Yhdiste	Tekopohjaveden imeytys	Kemiallinen saostus	Hiekka-suodatus	Aktiivihiili-suodatus	Otsonointi	Klooraus	UV-käsittely	Alkalointi	Kalvo-tekniikat	Muut desinfiointikemikaalit	AOP-tekniikat
Makeutusaineet											
Asesulfaamit				x	x		x				
Sakariini	x			x			x				
Sukraloosi				x							
Syklaamihappo	x										
PFAS-yhdisteet				x					x		
PFOS				x					x		
PFOA				x			x		x		
Lääkeaineet	x			x	x	x			x		
Ibuprofeeni			x	x	x	x	x		x		
Ketoprofeeni					x						
Antibiootti sulfametoksatsoli				x	x						
Karbamatsepiini	x			x	x		x				
Kofeiini				x	x				x		
Bakteerit ja virukset*	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
<i>E. coli</i>	x				x	x	x		x		x (sähköpurkaus)
Enterokokkibakteerit					x	x	x				
Heterotrofiset mikrobit						x					
Kampylobakteerit						x	x				
Kolifaagit	x				x	x	x		x		
Koliformiset bakteerit	x				x	x	x		x		
Legionellabakteerit						x	x				
Salmonella						x	x		x		
Adeno- ja norovirukset	x				x	x	x		x		

* (x)-merkittyjen tekniikoiden on mainittu yleisellä tasolla soveltuvan kyseisten mikrobiryhmien poistoon (WHO 2011).

Taulukko 2 Juomaveden puhdistustekniikoiden toiminta kemiallisille yhdisteille ja mikrobeille.

Yhdiste	Sekundäärikäsittely: Aktiiviliete-prosessi	Sekundäärikäsittely: Kalvobio-reaktori (MBR)	Hiekka-suodatus	Otsointi	Klooraus	UV-käsittely	Aktiivihiihi-suodatus	Per-etikka-happodesinfiointi	Permuu-rahais-happodesinfiointi	AOP Advanced Oxidation Process	Sähköpurkaus-tekniikka (AOP)	Ionin-vaihto	Kalvo-suodatus
Asesulfaami-K				X		X	X						
Sakariini						X	X						
Sukraloosi							X			X			
Syklaami-happo													
PFAS-yhdisteet							X						
PFOS							X			X		X	X
PFOA						X	X					X	X
Lääkeaineet		X		X		X	X			X	X		
Ibuprofeini	X	X		X		X	X			X		X	X
Ketoprofeini	X			X						X			
Antibiootti sulfamet-oksatsoli	X			X			X			X			
Karbamatsepiini				X		X				X			
Kofeiini	X	X		X			X						
Bakteerit ja virukset*	(x)	(x)		(x)	(x)	(x)				(x)			(x)
<i>E. coli</i>	X	X		X	X	X			X		X		X
Enterokokki-bakteerit	X	X		X	X	X							
Heterotrofiset mikrobit					X								
Kampylobakteerit				X	X	X			X				
Kolifaagit	X	X		X	X	X		X					X
Koliformiset bakteerit	X	X			X	X			X				X
Legionella-bakteerit					X	X			X				
Salmonella					X	X			X				X
Adeno- ja norovirukset		X			X	X							X

* (x)-merkittyjen tekniikoiden on mainittu yleisellä tasolla soveltuvan kyseisten mikrobiryhmien poistoon (WHO 2011).

Liite 2

Taulukko 1 Yhteenvedo investointikustannuksista eri laitostyypeille.

Menetelmä	Laitekustannus	Kokonaisinvestointi	Hintatieto vuodelta	Kapasiteetti	Skaalattu investointi	Pyörästys	Laitostyyppi	Edeltävä prosessi /raakavesi	Lähde	Huom.
	€	€		m ³ /a	€	€				
Tavanomainen juomaveden käsittely	707 250		2015	3 650 000	707 250	710 000	Juomavesi	Pintavesi	Laitetoimittajat, 2015	Hiekkasuodatus ja koagulantinsyöttö
Tekopohjaveden valmistus		160 400 000	2015	22 703 000	48 892 316	48 900 000	Juomavesi	Pintavesi	Vesilaitos J	Sis. raakaveden ottamo, käsittely, pohjavesipumput, vesivarasto, teko-pohjavesilaitoksen rakentamiskustannukset
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely		24 000 000	2014	3 650 000	24 000 000	24 000 000	Jätevesi	-	Suomen Ympäristö 3/2014	
Jäteveden hiekkasuodatus	580 900		2015	3 650 000	580 900	590 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Laitetoimittajat, 2015	
Aktiivihiihi (GAC)	813 000		2015	3 650 000	813 000	810 000	Juomavesi	Pintavesi	Laitetoimittajat, 2015	Ei sis. aktiivihiihtä
Aktiivihiihi (GAC)		5 600 000	2009	6 666 667	3 785 626	3 800 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Rijnland District Water Control Board, 2009	
Aktiivihiihi (GAC)		146 000	2010	365 000	652 158	650 000	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	Keskimääräinen hinta
Nanosuodatus	290 758		2006	1 381 525	546 751	550 000	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	
Hypokloriitti		62 628	2006	1 381 525	117 767	120 000	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	Annostus 4 mg/l
Klooridioksidi		36 081	2006	1 381 525	67 848	68 000	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	Annostus 1.25 mg/l
Klooraus		50 981	2006	1 381 525	95 865	96 000	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	Annostus 4 mg/l
Klooraus		733 824	1999	1 381 525	1 379 905	1 400 000	Jätevesi		EPA Wastewater Chlorine Disinfection, 1999	Kloorin annostus 20 mg/l
Otsonointi	233 302		2006	1 381 525	438 709	440 000	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	
Otsonointi	224 000		1999	1 381 525	421 216	420 000	Jätevesi	Primääri- ja sekundääri-puhdistukset, BOD <30 mg/l	EPA Wastewater Ozone Treatment, 1999	
Otsonointi		1 100 000	2009	6 666 667	743 605	740 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Rijnland District Water Control Board, 2009	
UV-käsittely		20 000	2007	401 500	83 970	84 000	Juomavesi		Jääskeläinen, 2007	
UV-käsittely	125 440		2004	3 453 813	130 027	130 000	Jätevesi	Tavanomainen biologinen + fosfaatin kemiallinen poisto + hiekkasuodatus	Martin, 2004	low pressure low intensity
UV-käsittely	197 120		2004	3 453 813	204 328	200 000	Jätevesi	Tavanomainen biologinen + fosfaatin kemiallinen poisto + hiekkasuodatus	Martin, 2004	low pressure high intensity
UV-käsittely	85 800		2003	22 000 000	26 693	27 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Heinonen – Tanski, 2003	ei varmuutta, onko kyseessä laite- vai kokonaisinvestointi
AOP-käsittely		4 300 000	2009	6 875 000	2 849 257	2 900 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Rijnland District Water Control Board, 2009	H2O2/UV-käsittely
Vetyperoksidi-käsittely		900 000	2008	175 200	6 477 922	6 500 000	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	

Liite 3

Taulukko 1 Yhteenveto investointikustannuksista eri laitostyypeille.

	Kemikaali-, hyödyke- ja varaosaku- lut	Koko- nais-käyt- tö-kustan- nus	Hintatieto vuodelta	Kapasiteetti	Laitostyyppi	Edeltävä vesi	prosessi/raaka- vesi	Lähde	Huom.
	€/m ³	€/m ³		m ³ /a					
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.011		2009	30 295 000	Juomavesi	Pintavesi		O'Connor, 2009	Kemikaalit
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.018		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos B	Kemikaalit
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.019		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos C	Kemikaalit
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.031		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos D	Kemikaalit
Tavanomainen juomaveden käsittely	0.015		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pohjavesi		Vesilaitos E	Kemikaalit
Tavanomainen juomaveden käsittely		0.20	2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos F	Kaikki tarveaineet, henkilöstökulut ja kunnossapitokulut
Tavanomainen juomaveden käsittely		0.35	2014	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos I	Materiaalit, palvelut, palkat,
Tekopohjaveden valmistus	0.10		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos G	Kemikaalit + sähkö
Tekopohjaveden valmistus	0.087		2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos H	Kemikaalit + sähkö
Tekopohjaveden valmistus		0.25	2015	ei tietoa	Juomavesi	Pintavesi		Vesilaitos J	Kokonais-kustannukset ilman pääomakuluja
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely	0.26	0.40	2014		Jätevesi			Suomen Ympäristö 3/2014	1. käyttökustannus ilman henkilöstöä 2. käyttökustannus henkilöstö- ja ostopalvelut huomioiden
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely		0.24	2015	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo		Vesilaitos A	Kaikki tarveaineet, henkilöstökulut ja kunnossapitokulut, myös korvaus-investoinnit
Tavanomainen biologis-kemiallinen käsittely		0.18	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo		Wahlberg, 2010	Kokonaiskustannus
MBR	0.048		2012	Useita kapasiteetteja	Jätevesi	MBR-yhdistelmä-prosessi		Krzeminski, 2012	Vain sähkönkulutus
Aktiivihiihi (GAC)		0.0039	2003	30 295 000	Juomavesi	Tavanomainen pintaveden käsittely		O'Connor, 2009	GAC-kokonaiskulut
Aktiivihiihi	0.0099		2015	ei tietoa	Juomavesi	Koagulointi+selkeytys +hiekkasuodatus +otsonointi		Vesilaitos B	Aktiivihiihiin kustannus
Aktiivihiihi	0.0087		2015	ei tietoa	Juomavesi	Koagulointi+selkeytys +hiekkasuodatus +otsonointi		Vesilaitos C	Aktiivihiihiin kustannus
Aktiivihiihi (GAC)		0.12	2009	6 666 667	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo		Rijnland District Water Control Board, 2009	
Aktiivihiihi (GAC)	0.0028		2006	7 008 000	Jätevesi	Aktiivilieteprosessi ja hiekkasuodatus		Petala, 2006	Sisältää sähkö- ja aktiivihiihi-kustannuksen
Aktiivihiihi (PAC)	0.036		2006	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo		Abegglen, 2009	Aktiivihiihiin kustannus annostuksella 10-20 mg/l
Aktiivihiihi 1		0.11	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo		Wahlberg, 2010	25 mg/m ³

Aktiivihiihi 2		0.34	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Wahlberg, 2010	140 g/m ³
Aktiivihiihi (PAC)	1.1		2010	ei tietoa	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	PAC-kulutus keskimäärin 0.55 g/l
Aktiivihiihi (GAC)		<0.5	2010	ei tietoa	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	GAC-kokonaiskulut
Nanosuodatus	0.091			483 534	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	Kalvot, sähkö, patruunat, CIP-kemikaalit, syöttökemikaalit
Kalvosuodatus	0.075		2009	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Abegglen, 2009	
Nanosuodatus		0.35	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Wahlberg, 2010	Kokonaiskustannus
Käänteisosmoosi		0.52	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Wahlberg, 2010	Kokonaiskustannus
Hypokloriitti		0.0086	2006	1 381 525	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	
Klooridioksidi		0.035	2006	1 381 525	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	
Klooraus		0.031	2006	1 381 525	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	
Klooraus		0.050	1999	1 381 525	Jätevesi		EPA Wastewater Chlorine Disinfection, 1999	Kloorin annostus 20 mg/l
Otsonointi	0.0087		2006	483 534	Juomavesi	Pohjavesi	EPA, 2006	Sähkö, vetyperoksidi, kulutusosat
Otsonointi	0.029		1999	1 381 525	Jätevesi		EPA Wastewater Ozone Treatment, 1999	Sähkönkulutus
Otsonointi		0.060	2009	6 666 667	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Rijnland District Water Control Board, 2009	
Otsonointi	0.0022		2006	7 008 000	Jätevesi	Aktiivilieteprosessi, hiekkasuodatus ja aktiivihiihisuodatus	Petala, 2006	Sähkönkulutus, hapen ja typen kulutus
Otsonointi	0.013		2009	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Abegglen, 2009	Hiekkasuodatuksen ja otsonoinnin sähkönkulutus
Otsonointi	0.21		2014	ei tietoa	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	Sähkönkulutus, kun otsoni valmistetaan ilmasta, annostus 40-400 mg/l
Otsonointi		0.07	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Wahlberg, 2010	Kokonaiskustannus
UV-käsittely	0.0025		2007	401 500	Juomavesi	Kalkkikivi/lipeä-neutralointi	Jääskeläinen, 2007	
UV-käsittely	0.0065		2004	3 453 813	Jätevesi	Aktiivilieteprosessi, selkeyttimet, fosforin saostus rautakloridilla sekä hiekkasuodatus. Syöttöveden TSS max 20 mg/l	Martin, 2004	Lamput + sähkö, low pressure low intensity
UV-käsittely	0.0039		2004	3 453 813	Jätevesi	Aktiivilieteprosessi, selkeyttimet, fosforin saostus rautakloridilla sekä hiekkasuodatus. Syöttöveden TSS max 20 mg/l	Martin, 2004	Lamput + sähkö, low pressure high intensity
AOP: H2O2+UV		0.32	2009	6 875 000	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Rijnland District Water Control Board, 2009	H2O2/UV-käsittely
AOP: H2O2+UV		0.14	2010	ei tietoa	Jätevesi	Tavanomainen puhdistamo	Wahlberg, 2010	Kokonaiskustannus
Vetyperoksidikäsittely		17	2008	ei tietoa	Teollisuus-jätevesi		European IPPC Bureau, 2014	
Peretikkahappo	0.019		2009	13 815 250	Jätevesi	Sekundääripuhdistuksen jälkeen	Dancey, 2009	Annostus 1 ppm
Permuurahais-happo	0.020		2010	1 800 000 - 18 000 000	Jätevesi	Sekundääripuhdistuksen jälkeen	Niemelä, 2010	Annostus 10 ppm ja viipymä 10 min