

Kaisa Ojaniittu

SAVUKAASULAUHDUTTIMEN LAUHDE- VESIEN KÄSITTELY JA HYÖTYKÄYTÖN KEHITTÄMINEN

Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta
Diplomityö
Syyskuu 2020

TIIVISTELMÄ

Kaisa Ojaniittu: Savukaasulauhduttimen lauhdevesien käsittely ja hyötykäytön kehittäminen
Diplomityö
Tampereen yliopisto
Ympäristö- ja energiatekniikan DI-tutkinto-ohjelma
Syyskuu 2020

Energiatehokkuuden parantaminen voimalaitosten toiminnassa vähentää tarvittavan polttoaineen ja päästöjen määrää sekä parantaa voimalaitoksen kokonaishyötysuhdetta. Savukaasulauhduttimen avulla savukaasujen sisältämän kosteuden lämpö saadaan talteen ja käytetään kaukolämpöveden lämmittämiseen. Savukaasulauhdutin parantaa täten voimalaitoksen kokonaishyötysuhdetta, sillä samalla polttoainemäärällä saadaan tuotettua enemmän lämpöenergiaa. Savukaasulauhdutin toimii myös päästöjä vähennyslaitteena, sillä se sitoo epäpuhtauksia lauhduttimessa kiertävään kiertoliuokseen. Savukaasulauhde sisältää pieniä määriä kiintoainetta ja raskasmetalleja, joille on annettu voimalaitoksen ympäristöluvassa päästöraja-arvot. Lauhdeveden vesienkäsittelyjärjestelmä on mitoitettu niin, että vesistöön johdettavan poistoveden ominaisuudet täyttävät ympäristöluvan päästöraja-arvot. Lauhdevesienkäsittely sisältää yleensä useita eri vaiheita, kuten neutraloinnin, saostuksen, selkeytyksen ja suodatuksen. Uuden voimalaitoksen käyttöönottovaiheessa lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän toimivuus testataan osana voimalaitoskokonaisuuden testausta. Tulosten perusteella selvitetään, päästäänkö ympäristöluvan päästöraja-arvojen alapuolelle.

Diplomityössä tutkitaan lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän toimintaa poistovedestä tehtävillä viikkoanalyysillä. Poistoveden kiintoaine sekä raskasmetallipitoisuudet määrittävät vesienkäsittelyjärjestelmän toimivuuden, sillä niille on asetettu ympäristöluvassa päästöraja-arvot, joita ei tule ylittää voimalaitoksen normaalin toiminnan aikana. Saatujen tulosten perusteella tehdään jatkotoimenpiteitä ja uusia tutkimuksia. Diplomityössä tutkitaan myös lauhdevesienkäsittelyyn kohdistuvaa häiriötilannetta sekä lauhdeveden hyötykäyttömahdollisuuksia.

Tulosten perusteella lauhdevesienkäsittelyn toiminnan kannalta haasteellisin kohde oli korkea sinkkipitoisuus. Sinkkipitoisuuden pienentämiseksi diplomityön aikana testattiin hydroksidisäostusta sekä TMT 15® -kemikaalin avulla saostamista. Tulosten perusteella sinkkipitoisuus ei pienentynyt halutulla tavalla testien aikana, eikä ympäristöluvan päästöraja-arvon alle päästy. Sinkkipitoisuuden pienentämiseksi on jatkossa tehtävä tutkimuksia ja uusiin vesienkäsittelylaitteisiin saatetaan joutua investoimaan. Lauhdeveden hyötykäyttömahdollisuuksia tutkittiin alustavasti ja mahdollisia kohteita voisivat olla esimerkiksi lauhdeveden käyttö lämmitystarkoituksiin sekä raakaveden tai lisäveden valmistuksessa. Lauhdeveden hyötykäyttöä suositellaan tutkittavaksi tulevaisuudessa, mutta esimerkiksi lauhdeveden korkea kloridipitoisuus saattaa aiheuttaa nykyiselle raakaveden käsittelylaitteistolle ongelmia ja uusiin lauhdeveden käsittelylaitteisiin voidaan joutua investoimaan. Lauhdeveden hyötykäytöllä kuitenkin vähennetään voimalaitoksen omakäyttöveden ja -energian määrää, joten voimalaitoksen kokonaishyötysuhdetta saataisiin nostettua.

Avainsanat: savukaasulauhdutin, lauhdevesienkäsittely, lämmön hyötykäyttö

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin OriginalityCheck –ohjelmalla.

ABSTRACT

Kaisa Ojaniittu: Flue gas condensate treatment and its utilization
Master of Science Thesis
Tampere University
Master's Degree Programme in Environmental and Energy Engineering
September 2020

Improvement of energy efficiency in the CHP power plant reduces the amount of fuel and emissions. It also improves the overall efficiency of the CHP power plant. With the flue gas condenser the heat from the moisture of flue gas can be recovered and used to heat the district heat water. The flue gas condenser thus improves the overall efficiency of the CHP power plant, as more thermal energy can be produced with the same amount of fuel. The flue gas condenser also operates as an emission reduction device, as it absorbs pollutants to the circulation water of the condenser. Flue gas condensate contains small amounts of solid matter and heavy metals, which have specified emission levels in the power plant's environmental license. The condensate treatment plant is dimensioned so that the properties of the effluent discharged into the water body meet the emission levels of the environmental license. Condensate treatment usually involves several different phases, such as neutralization, precipitation, clarification and filtration. During the commissioning phase of the new power plant, the functionality of the condensate treatment plant is tested as part of the performance test of the power plant complex. Based on the results can be determined if the emission levels in the environmental license have been exceeded.

This thesis examines the operation of the condensate treatment plant with weekly analyzes of discharge water. The solid matter and heavy metal concentrations of the discharge water determine the functionality of the water treatment system, as they have emission levels set in the environmental license, which must not be exceeded during the normal operation of the power plant. Based on the results, further measures and new studies will be conducted. Thesis also examines a disturbance in condensate treatment plant and the possibilities of utilizing condensate.

Based on the results, the most challenging feature of the condensate water treatment was zinc concentration. In order to reduce the zinc concentration hydroxide precipitation and precipitation with TMT 15 ® were tested. Based on the results, the zinc concentration did not decrease enough to meet the emission level set in the environmental license. In order to reduce the zinc concentration, further research and new water treatment equipment may need to be invested in. The possibilities of utilizing the condensate were investigated preliminary. Possible features could be condensate utilization in heating or in the production of raw water or make-up water. The utilization possibilities of condensate is recommended for further research. Based on the results high level of chloride concentration in condensate may cause challenges for existing raw water treatment plant and investment in new condensate treatment equipment may be required. However, the utilization of condensate reduces the amount of the internal water and energy and the overall efficiency of the power plant could be increased.

Keywords: flue gas condenser, condensate treatment plant, heat utilization

The originality of this thesis has been checked using the Turnitin OriginalityCheck service.

ALKUSANAT

Tämä tutkimus on tehty opinnäytteenä diplomi-insinöörin tutkintoon Tampereen yliopiston Ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelmaan. Työn toimeksiantajana toimii Pori Energia Oy.

Haluan kiittää Pori Energia Oy:n Timo Mäkeä, sekä työn ohjaajana yrityksen puolelta toiminutta Ari Savolaa. Lisäksi haluan kiittää yrityksen muuta henkilökuntaa, jotka ovat auttaneet diplomityön valmistusprosessissa, sekä luoneet viihtyisän työilmapiirin. Tampereen yliopistolta haluan kiittää työn ohjaajana toiminutta Jukka Rintalaa, jonka avulla työni saatiin hiottua lopulliseen muotoonsa. Lisäksi kiitän työn toista tarkastajaa professori Jukka Konttista. Kiitokset myös perheelleni ja ystävilleni tuestanne opiskelujeni aikana.

Porissa 3.9.2020

Kaisa Ojaniittu

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	1
2. TEORIA	3
2.1 Suurten polttolaitosten ympäristölainsäädäntö	3
2.2 Voimalaitosvesien muodostuminen	5
2.2.1 Polttoaineet ja tuhka	5
2.2.2 Savukaasun puhdistusjärjestelmät	8
2.2.3 Savukaasulauhdutin	11
2.3 Teollisuuden prosessivesienkäsittelymenetelmät	15
2.3.1 Kemiallinen saostus	15
2.3.2 Koagulaatio ja flokkulaatio	18
2.3.3 Selkeyttimet	20
2.3.4 Ioninvaihto	21
2.3.5 Hiekkasuodatus	22
2.3.6 Kalvosuodatus	23
2.4 Ylijäämälämmön hyötykäyttö	25
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	28
3.1 Voimalaitos	28
3.2 Ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvot	29
3.3 Prosessikuvaus	30
3.4 Koeasetelma	33
3.4.1 Lentotuhkan syöttö flokkaussäiliöön	34
3.4.2 pH:n noston vaikutus vesienkäsittelyprosessiin	35
3.4.3 Saostuskemikaalin testaus	35
3.4.4 Lauhdeveden hyötykäyttö	36
3.5 Analyysi- ja laskentamenetelmät	37
4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	38
4.1 Lauhdevesienkäsittelyn toimintakuvaus	38
4.2 Häiriötilanteen toiminta	41
4.3 Kemikaalitestaus	44
4.3.1 pH:n nosto	44
4.3.2 Saostuskemikaalin testaus	45
4.4 Lauhdeveden hyötykäyttö	47
5. JOHTOPÄÄTÖKSET	52
LÄHTEET	54

LYHENTEET JA MERKINNÄT

Yhdisteet ja alkuaineet

Al	Alumiini
$\text{Al}_2\text{Cl}(\text{OH})_5$	Alumiinikloorihydraatti
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Alumiinisulfaatti
As	Arseeni
B	Barium
$\text{C}_3\text{N}_3\text{S}_3\text{Na}_3$	2,4,6 - Trimerkapto-s-triatsiinin trinatriumsuola, TMT 15 ®
Ca^{+2}	Kalsiumioni
CaCl_2	Kalsiumkloridi
CaCO_3	Kalsiumkarbonaatti
CaF_2	Kalsiumfluoridi
CaOH	Kalsiumhydroksidi, kalkki
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Sammutettu kalkki
CaSO_3	Kalsiumsulfaatti
Cd	Kadmium
Co	Koboltti
CO_2	Hiilidioksidi
CO_3^{2-}	Karbonaatti-ioni
Cl^-	Kloridi-ioni
Cr	Kromi
Cu	Kupari
F^-	Fluoridi-ioni
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	Rautasulfaatti
FeCl_3	Ferrikloridi
FeS	Rautasulfidi
H^+	Vetyioni
H_2O	Vesi
H_2SO_4	Rikkihappo
HCl	Vetykloridi, suolahappo
HF	Fluorivety
Hg	Elohopea
Mg^{+2}	Magnesiumioni
Mo	Molybdeeni
Na^+	Natriumioni
Na_2CO_3	Natriumkarbonaatti, sooda
NaOH	Natriumhydroksidi, lipeä
Na_2S	Natriumsulfidi
Na_2SO_4	Natriumsulfaatti
NH_3	Ammoniakki
Ni	Nikkeli
NO_3^-	Nitraatti-ioni
NO_x	Typpioksidi
OH^-	Hydroksidi-ioni

Pb	Lyijy
S ²⁻	Sulfidi-ioni
Se	Seleeni
SO ₂	Rikkidioksidi
SO ₃ ²⁻	Sulfiitti-ioni
SO ₄ ²⁻	Sulfaatti-ioni
V	Vanadiini
Zn	Sinkki
Zn(OH) ₂	Sinkkihydroksidi

Lyhenteet

BAT	Best Available Technology, paras käytettävissä oleva tekniikka
BAT- AEL	Emission Level Associated with BAT, BAT-päästötao
BREF	BAT Reference Document, BAT-vertailuasiakirja
COD	Chemical Oxygen Demand, kemiallinen hapenkulutus
ESP	Electrostatic Precipitator, sähkösuodatin
FINAS	Finnish Accreditation Service
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, induktiivisesti kytketty plasma massaspektrometri
KL	Kaukolämpö
MF	Micro Filtration, mikrosuodatus
NF	Nano Filtration, nanosuodatus
RO	Reverse Osmosis, käänteisosmoosi
SNCR	Selective Non-catalytic Reduction, selektiivinen ei-katalyyttinen pelkistys
TOC	Total Organic Carbon, orgaaninen kokonaishiili
TSS	Total Suspended Solids, kokonaiskiintoaines
UF	Ultra Filtration, ultrasuodatus

1. JOHDANTO

Ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvot ohjaavat voimalaitoksella syntyvien päästöjen määrää. Päästöraja-arvoja ei tule ylittää voimalaitoksen normaalin toiminnan aikana ja syntyvät päästöt tulee pitää mahdollisimman alhaisina. Uuden voimalaitoksen käyttööntövaiheessa testataan muun toiminnan lisäksi myös päästöjenpuhdistinlaitteiden toimivuus sekä se, päästäänkö puhdistinlaitteistolla ympäristöluvan päästöraja-arvojen alapuolelle.

Savukaasulauhduttimen ensisijainen tehtävä on savukaasujen vesihöyryn sisältämän lämpöenergian talteenotto lauhduttamalla se alle kastepisteen. Savukaasulauhdutin toimii myös osana voimalaitoksen ilmapäästöjen hallintaa, sillä se sitoo savukaasun epäpuhtauksia kiertoliuokseen. Kiertoliuos johdetaan lauhdevesienkäsittelyyn, jossa se puhdistetaan ennen sen johtamista jatkokäsittelyyn tai vesistöön. Lauhdevesienkäsittelyjärjestelmä sisältää yleensä vähintään selkeytyksen ja suodatuksen. Savukaasulauhde sisältää esimerkiksi happamia yhdisteitä, kiintoainetta sekä raskasmetalleja, joille on asetettu ympäristöluvassa päästöraja-arvot.

Lauhdevesienkäsittelyn jälkeen lauhdevesi sisältää lämpöenergiaa, sillä lauhdeveden lämpötila on poistovedessä noin 50 °C. Lauhdeveden hyötykäyttö lämmitystarkoituksissa tai prosessivesien valmistuksessa vähentää voimalaitoksen omakäyttölämmön tai -veden tarvetta ja täten parantaa voimalaitoksen hyötysuhdetta. Lauhdeveden hyötykäytölle asettaa rajoituksia mahdollisten hyötykäyttöpaikkojen rajallisuus, lauhdeveden laatuvaatimukset, sekä investoinnin kannattavuus.

Diplomityön tarkoituksena on tutkia Porissa sijaitsevan Pori Energia Oy:n Aittaluodon uuden kattilalaitoksen savukaasulauhduttimen lauhdevesienkäsittelyn toimivuutta käyttööntövaiheessa, sekä lauhdevesien hyötykäyttömahdollisuuksia. Diplomityön teoriaosassa käsitellään ympäristölainsäädäntöä, voimalaitosvesien muodostumista, savukaasulauhduttimen toimintaperiaatetta, lauhdevesienkäsittelymenetelmiä, sekä hukkalämmön hyödyntämismahdollisuuksia. Diplomityön kokeellisessa osuudessa seurattiin Aittaluodon uuden kattilan lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän toimivuutta. Voimalaitoksella lauhdevesien poistovedestä seurattiin viikoittaisilla kokoomanäytteillä kiintoainetta,

sulfaatteja, metalleja ja metalloideja. Poistoveden ominaisuuksien perusteella oli tarkoitus suorittaa jatkotoimenpiteitä, jotta poistoveden laatu täyttäisi ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvot. Diplomityössä testattiin myös häiriötilannetta, jossa demonstroitiin savukaasujen puhdistinjärjestelmässä tapahtuvaa laiterikkoa, jonka seurauksena lentotuhkaa pääsi savukaasulauhduttimelle ja kiertoliuoksen mukana lauhdevesienkäsittelyyn. Häiriötestauksella pyrittiin testaamaan, kuinka suuresti mahdollinen laiterikko vaikuttaa lauhdevesienkäsittelyprosessiin ja ylittyvätkö päästöraja-arvot häiriötilanteessa. Lauhdeveden hyötykäyttöä voimalaitoksen vedenvalmistuksessa kartoitettiin analysoimalla poistovedestä ominaisuuksia, joille on säädetty ohjearvot raakaveden ja mekaanisen veden valmistuksessa. Lisäksi lauhdeveden hyötykäyttöä lämmitystarkoituksiin kartoitettiin kirjallisuuden ja voimalaitoksen prosessikaavioiden avulla.

2. TEORIA

2.1 Suurten polttolaitosten ympäristölainsäädäntö

Parhaan käyttökelpoisen tekniikan, BATin (Best Available Techniques), käyttö on määriteltä ympäristönsuojelulaisissa 527/2014 (YSL 5 §). Sen soveltaminen perustuu teollisuuden päästöjä koskevaan EU -direktiiviin, joka on säädetty ympäristön ja terveyden suojelemiseksi, sekä teollisuuslaitosten ympäristövaikutusten säätelyn avuksi. Direktiivissä yhdistetään teollisuuden päästöjä koskevia aiempia useampia direktiivejä EU:n kattavaksi kokonaisuudeksi ja näin yhtenäistetään EU-maiden teollisuusalojen ympäristölupien määräyksiä. Toiminnanharjoittajat eivät ole suoraan sidoksissa BAT-päätelmiin, vaan ne huomioidaan direktiivilaitosten ympäristölupaharkinnassa (Novox Oy. 2017. s. 6). Ympäristöluvissa annetut päästöraja-arvo, tarkkailuvaatimukset sekä muut lupamääräykset perustuvat Euroopan komission vuonna 2017 hyväksymien suurien polttolaitosten BAT -vertailuasiakirjojen (BREF: BAT Reference Document) BAT-päätelmiin. Parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla pyritään ehkäisemään toiminnan aiheuttamaa ympäristön pilaantumista käyttämällä mahdollisimman tehokkaita ja kehittyneitä tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä, jotka ovat teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia. BATin tavoitteena on suojella ympäristöä ja ympäristölupien kautta säädellä teollisuudesta johtuvia ympäristövaikutuksia (Ympäristöministeriö. 2020).

Päästöraja-arvot on määrätty ympäristöluvissa ja ne ovat sitovia, eikä niitä tule ylittää direktiivilaitosten normaaleissa toimintaolosuhteissa. Ympäristölupaa haettaessa toiminnanharjoittajan hakemukseen liitetään päästötarkkailun tulokset sekä muut tarvittavat tiedot, joilla toimintaa voidaan vertailla BAT-päätelmien parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan ja sen asettamiin päästötasoihin. Tarvittaessa hakemukseen liitetään myös selvitys käyttöön otettavista tekniikoista tai keinoista, joilla varmistetaan, että toiminta vastaa BAT-päätelmiä ja lainsäädäntöä, sekä uusien laitteiden tai keinojen mahdolliset ympäristövaikutukset (Ympäristöministeriö. 2020).

Parhaan käytettävissä olevan tekniikan mukaisista päästötasoista käytetään lyhennettä BAT- AEL (Emission Level Associated with Best Available Techniques). Suurille polttolaitoksille, joiden polttoaineteho on vähintään 50 MW, BAT-päästötasoja on savukaasujen NH_3 , NO_x -, SO_2 -, HCl -, HF -, Hg - ja hiukkasten pitoisuuksille. Lisäksi suurten polttolaitosten jätevesille on annettu päästötasot TOC -, COD -, TSS -, F^- -, SO_4^{2-} -, S^{2-} -, SO_3^{2-} - ja

metallien pitoisuuksille. Taulukossa 1 on esitetty BAT-AEL päästötason mukaiset raja-arvot jätevesille (Novox. 2017. s. 9).

Taulukko 1. BAT-AEL savukaasujen käsittelystä syntyvien purkujätevesien päästötasot (European Commission. 2013. s. 752.)

Aine/Muuttuja	BAT-päästötasot	vuorokausikeskiarvo
<i>Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)</i>	20-50 mg/l ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	
<i>Kemiallinen hapenkulutus (COD)</i>	60-150 mg/l ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	
<i>Kiintoaine (TSS)</i>	10-30 mg/l	
<i>Fluoridi (F⁻)</i>	10-25 mg/l ⁽³⁾	
<i>Sulfaatti (SO₄²⁻)</i>	1,3-2,0 g/l ⁽³⁾⁽⁴⁾⁽⁵⁾⁽⁶⁾	
<i>Sulfidi (S²⁻)</i>	0,1-0,2 mg/l ⁽³⁾	
<i>Sulfiitti (SO₃²⁻)</i>	1-20 mg/l ⁽³⁾	
<i>Metallit ja metalloidit</i>	As	10-50 µg/l
	Cd	2-5 µg/l
	Cr	10-50 µg/l
	Cu	10-50 µg/l
	Hg	0,2-3 µg/l
	Ni	10-50 µg/l
	Pb	10-20 µg/l
	Zn	50-200 µg/l

(1) Sovelletaan joko TOC:n tai COD:n BAT-päästötasoja. TOC:n soveltamista suositellaan

(2) BAT-päästötasoa sovelletaan sisään otettavan veden sisältämän pitoisuuden vähentämisen jälkeen

(3) BAT-päästötasoa sovelletaan vain märän savukaasujen rikinpoiston käytöstä syntyvään jätevetteen

(4) BAT-päästötasoa sovelletaan vain polttolaitoksiin, jotka käyttävät kalsiumyhdisteitä savukaasujen käsittelyyn

(5) BAT-päästötasojen vaihteluvälin ylärajaa ei mahdollisesti sovelleta hyvin suolapitoiseen jätevetteen (kloridipitoisuudet ≥ 5 g/l) kalsiumsulfaatin lisääntyneen liukoisuuden vuoksi

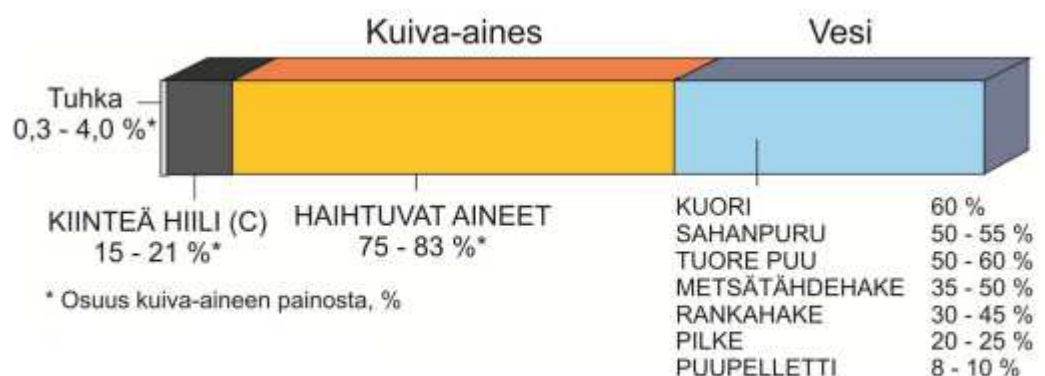
(6) BAT-päästötasoa ei sovelleta meriin tai murtovesivesistöihin johdettaviin päästöihin.

2.2 Voimalaitosvesien muodostuminen

2.2.1 Polttoaineet ja tuhka

Polttoaine vaikuttaa voimalaitoksella syntyviin päästöihin, sillä polttoaineiden alkuainekoostumukset ovat erilaiset ja ne ovat kosteudeltaan ja lämpöarvoiltaan erilaisia. Polttoainesekoituksen polttoaineiden suhteen optimoinnilla voidaan vaikuttaa päästöjen syntyyn ja päästöjen käsittelyyn soveltuviin käsittelymenetelmiin. Polttoaineiden valintaan vaikuttavat myös polttoaineiden saatavuus, sekä energiaverotus ja sen muutokset.

Polttoaineena käytettävään puubiomassaan kuuluvat puiden eri osat, kuten runko, kanto, kuori ja hakkuutähteet. Puupolttoaine voidaan luokitella puun laadun mukaan esimerkiksi hakkeeseen, sahanpuruun, kutterinlastuun, kokopuuhun ja kantoihin. Puubiomassa muodostuu alkuainekoostumukseltaan pääosin hiilestä, hapestä ja vedystä, joita on puun kuiva-aineen massasta noin 99 %. Kuiva-aineen massasta typpeä on noin 0,5-2,3 % ja rikkiä on noin 0,05 %. Tuoreessa puussa on yleensä kosteutta noin 40-60 %, mutta kosteus vaihtelee puun eri osissa ja siihen vaikuttavat muun muassa puun ikä, kasvupaikka ja puulaji. Puulaji vaikuttaa vain vähän puun alkuainekoostumukseen. Puu sisältää haihtuvia aineita 75-85% kuiva-aineesta ja kuiva-aineen tehollinen lämpöarvo on noin 18,3-20 MJ/kg (Alakangas et al. 2016. s. 55-67). Kuvassa 1 on esitetty puun keskimääräinen koostumus. Kuiva-aineeseen kuuluvat haihtuvat aineet, kiinteä hiili sekä tuhka. Puun sisältämä vesimäärä riippuu puulaadusta ja veden prosentuaalinen osuus eri puulaaduista on kerrottuna kuvassa oikealla.



Kuva 1. Puu koostuu kuiva-aineesta, johon kuuluu tuhka, kiinteä hiili ja haihtuvat aineet, ja vedestä (Alakangas. et al. 2016. s. 55)

Kaukolämpölaitoksissa energiantuotantoon käytetään pääsääntöisesti jyrsinpolttoturvetta. Turpeen rakenne ja koostumus vaihtelevat esimerkiksi turpeen maatumisasteen ja kasvilajikoostumuksen mukaan. Turve koostuu pääosin hiilestä ja sitä on noin 46-59 %. Turpeen happipitoisuus on noin 30-40 % ja vetytitoisuus 5-6,5 %. Typeä turve sisältää 0,2-3,1 % ja rikkiä noin 0,1-0,2 %. Rikkipitoisuus on huomattavasti suurempi kuin puupolttolaitoksissa. Turpeessa on haihtuvia aineita noin 66-70 %, ja sen kuiva-aineen tehollinen lämpöarvo on noin 19-22,6 MJ/kg. Turpeen tuhkapitoisuus on noin 10-kertainen puuhun verrattuna ja savukaasuun vapautuu pääosin karkeita hiukkasia, joilla on 2,5 µm tai suurempi läpimitta (Alakangas et al. 2016. s.117-124). Kuvassa 2 on esitetty turpeen koostumus, jossa näkyy veden osuuden vaihteleva turvelaadun mukaan.



Kuva 2. Turve koostuu kuiva-aineesta ja vedestä (Alakangas et al. 2016. s. 120)

Taulukossa 2 on esitetty kootusti kiinteiden polttoaineiden tyypillisiä ominaisuuksia. Voidaan huomata, että esimerkiksi puun eri osien ominaisuudet vaihtelevat vain hieman alkuainekoostumukseltaan, mutta eroja on esimerkiksi kosteuden ja tuhkan osuuksissa. Turpeeseen verrattuna puunosien suurimmat erot ovat tuhka- ja rikkipitoisuuksissa sekä haihtuvien aineiden osuudessa kuiva-aineesta.

Taulukko 2. Kiinteiden polttoaineiden tyypillisiä ominaisuuksia (Jalovaara et al. 2003, 27.)

Ominaisuus	Hake	Kuori	Puru	Jyrsin- turve	Kivi- hiili
<i>Kosteus, %</i>	45-55	50-60	50-60	45-55	10
<i>Tuhka, % (kuiva)</i>	0,5-2	1-3	0,5-1	6	14
<i>Haihtuvat aineet, % (kuiva)</i>	80-90	70-80	70-80	65-70	30
<i>Tehollinen lämpöarvo, MJ/kg (kuiva)</i>	19-20	19-20	19-20	20-21	29
<i>Tehollinen lämpöarvo, MJ/kg (kos- tea)</i>	7-10	6-9	6-9	8-10	26
<i>Hiili, %</i>	52	55	50	54	72
<i>Vety, %</i>	6	6	6	5,5	4,5
<i>Typpi, %</i>	<0,5	<0,5	<0,5	1,7	1,0
<i>Rikki, %</i>	<0,05	<0,05	<0,05	0,2	<1,0
<i>Happi, %</i>	40	37	43	33	8
<i>Kloori %</i>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1

Voimalaitosten hiukkaspäästöt määräytyvät suurelta osin poltto- ja puhdistustekniikoiden sekä polttoaineiden valinnoilla. Turpeen rikkipitoisuus on suurempi kuin puulla, joten rikkipäästöt pelkän turpeen poltolla ovat suuret. Puun ja turpeen seospoltolla voidaan vähentää turpeen rikkidioksidipäästöjä, sillä puun poltossa syntyvä tuhka sitoo turpeessa olevaa rikkiä. Samalla puupolton pienhiukkasten muodostuminen vähenee. Pelkkien puupolttoaineiden käyttäminen voi lisätä kattilan tulistimien likaantumista ja kuumakorroosiota, sillä ne sisältävät klooria ja alkaleita mutta eivät turpeen sisältämiä kattilaa suojaavia yhdisteitä. Kerrosleijukattiloissa voidaan käyttää erilaisia polttoaineita ilman että niistä aiheutuu vahinkoa kattilan toiminnalle (Alakangas et al. 2016. s. 201). Puubiomasen ja turpeen polton lento-, pohja- ja seostuhkat ovat pH-arvoiltaan emäksisiä ja varsinkin puun poltossa syntyvien tuhkien pH on korkea (Taulukko 3; Kirjavainen. 2015. s. 100).

Taulukko 3. Puun ja turpeen seospoltossa syntyvien tuhkatyyppien pH mediaaneja ja pH:n vaihteluvälit (Kirjavainen. 2015)

Tuhkalaji	Näytteitä	Koostumus	pH mediaani	pH vaihteluväli
Seostuhka	23	Puu \geq 50%	12,4	10,5-13,1
	23	Turve \geq 50%	9,2	7,3-12,0
Lentotuhka	13	Puu \geq 50%	11,7	9,0-13,1
	25	Turve \geq 50%	9,4	7,9-12,7
Pohjatuhka	5	Puu \geq 50%	10,5	10,4-10,5
	8	Turve \geq 50%	9,1	7,9-11,5

Taulukossa 4 on esitetty puun sekä puun ja turpeen seospolton lentotuhkan metallipitoisuuksia leijupoltossa. Monien raskasmetallien pitoisuudet vaihtelevat riippuen käytetystä polttoaineesta. Polttoainevalinnoilla voidaan siis vaikuttaa syntyviin päästöihin ja tietynlaisella polttoaineseoksella voidaan estää eri raskasmetallien päästörajoitusten ylittyminen, varsinkin jos huomataan jonkun raskasmetallipitoisuuden olevan kriittisellä tasolla.

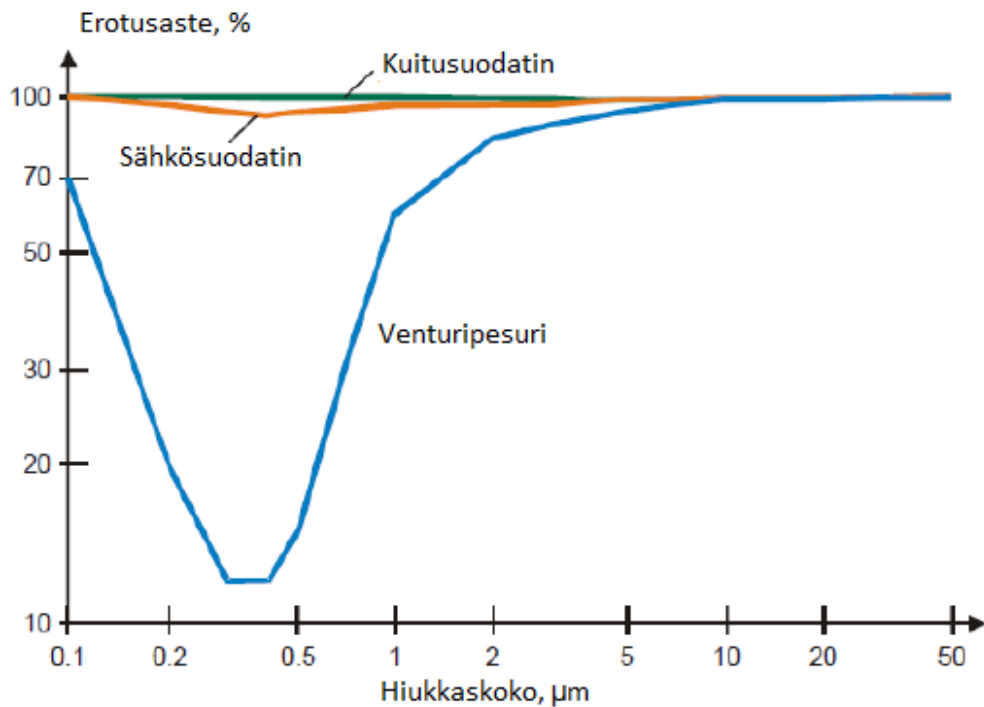
Taulukko 4. Turpeen ja puun lentotuhkan metallipitoisuuksia (Korpijärvi et al. 2009)

Alkuaine	Turpeen ja puun seostuhka (mg/kg)	Puun tuhka (mg/kg)
Arseeni (As)	30-120	1-60
Barium (B)	150-2200	200-300
Kadmium (Cd)	0,5-5,0	6-40
Koboltti (Co)	10-50	3-200
Kromi (Cr)	43-130	40-250
Kupari (Cu)	60-200	50-300
Elohopea (Hg)	0,3-2,0	0,02-1,00
Molybdeeni (Mo)	10-50	15
Nikkeli (Ni)	30-700	20-100
Lyijy (Pb)	85-1000	3-1100
Seleeni (Se)	< 10-26	
Vanadiini (V)	20-500	20-30
Sinkki (Zn)	50-2200	200-2000

2.2.2 Savukaasun puhdistusjärjestelmät

Savukaasujen hiukkaspäästöjen muodostumiseen on mahdollista vaikuttaa käyttämällä primäärisiä menetelmiä eli käyttämällä erilaisia polttoaineita tai erilaisia polttotekniikoita

ja -tapoja. Sekundäärisiä menetelmiä ovat tekniikat, joita käytetään kattilan jälkeen ennen savukaasujen johtamista savupiippuun. Sekundääriset hiukkasten erotusmenetelmät voidaan jakaa seuraavasti: dynaamiset erottimet (esimerkiksi sykloni), sähkösuodattimet, kuitusuodattimet ja märkäerottimet eli pesurit (Ohlström et al. 2005. s. 17). Käytetyimpiä hiukkastenerottimia kiinteää polttoainetta käyttävillä laitoksilla ovat sähkösuodattimet ja kuitusuodattimet. Kuvassa 3 on esitetty erilaisten hiukkastenerotusmenetelmien erotuskyky erikokoisille hiukkasille.

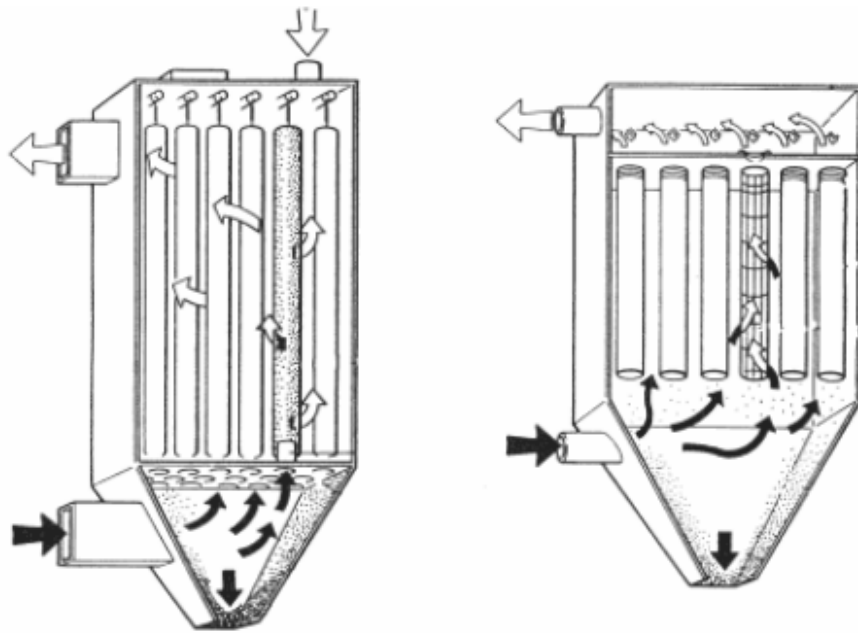


Kuva 3. Sähkösuodattimen, kuitusuodattimen ja venturipesurin erotusasteet hiukkasten koon mukaan (Ympäristöministeriö ja Energiateollisuus. 2012 s.6)

Sähkösuodattimien toiminta perustuu hiukkasten varaamiseen sähköisellä koronavarauksella, jolloin ne voidaan kerätä vastakkaisen varauksen omaavalla keräinlevyllä pois savukaasuista. Sähkösuodattimessa varauselektrodina toimii ohut lanka ja keräinelektrodi on tasopinta. Sähkösuodattimien erotuskyky on lähes 100 % (Ohlström et al. 2005 s. 20).

Letkusuodattimet ovat käytännössä kuitusuodattimia, joiden on käytetty esimerkiksi villaa, puuvillaa, nylonia, lasikuituja, polyesteria ja uutena materiaalina muun muassa teflonia. Letkusuodattimen päästöenerotuskyky perustuu kuitujen kykyyn erotella hiukka-

sia kuitusuodattimen pinnalle hitausvoiman, pidätyksen ja diffuusion vaikutuksesta. Letkusuodattimien puhdistus toteutetaan vastakkaisuuntaisella virtauksella, ravistamalla tai painepulssilla. Suodatin koostuu useista pitkistä ja ontoista sylinterimäisistä putki-loista, letkuista, joiden sisällä savukaasu virtaa. Letkujen avulla on mahdollista saada suuri suodatinpinta-ala tilavuusvirtaa kohden. Letkusuodattimilla on lähes 100 % erotus-aste kaikenkokoisille hiukkasille. Letkusuodatinta voidaan käyttää myös vaikeasti erotel-tavien päästöjen, kuten erilaisten kaasujen ja raskasmetallien erotteluun, jos savukaa-sun joukkoon on syötetty ennen letkusuodatinta aktiivihiliä tai sorbenttia, jotka adsorboi-vat päästöjä, ja jotka voidaan erotella letkusuodattimessa. Kuvassa 4 on esitetty let-kusuodattimen toimintaperiaatetta, jossa alhaalta sisälle letkusuodattimeen tulee puh-distamatonta savukaasua, joka virtaa letkujen sisällä ylöspäin ja poistuu puhdistuneena ylhäältä. Letkut erottelevat hiukkasia savukaasuista ja ne puhdistetaan letkuista, jolloin ne valuvat suodatinyksikön alapuoliseen keräyssiiloon (Ohlström et al. 2005. s. 25).



Kuva 4. Letkusuodattimen toimintaperiaate. Savukaasu johdetaan letkusuodattimen ala-osasta suodattimeen ja puhdistunut savukaasu poistuu suodattimen yläosasta puhdistuneena (Lammi ym. 2003)

Märkäerottimia eli pesureita käytetään osana savukaasujen puhdistusprosessia. Pesurit voidaan jakaa rikinpoistoon tarkoitettuihin pesureihin, teollisuuden lämmöntalteenottope-sureihin ja hiukkasten poistoon tarkoitettuihin pesureihin. Märkäpesureiden toiminta pe-rustuu savukaasujen hiukkasten agglomeroitumiseen kiertoliuoksen veden kanssa, joka kiertää pesurissa. Kiertoliuoksen neste hajotetaan 0,1-1,0 mm:n kokoisiksi pisaroiksi,

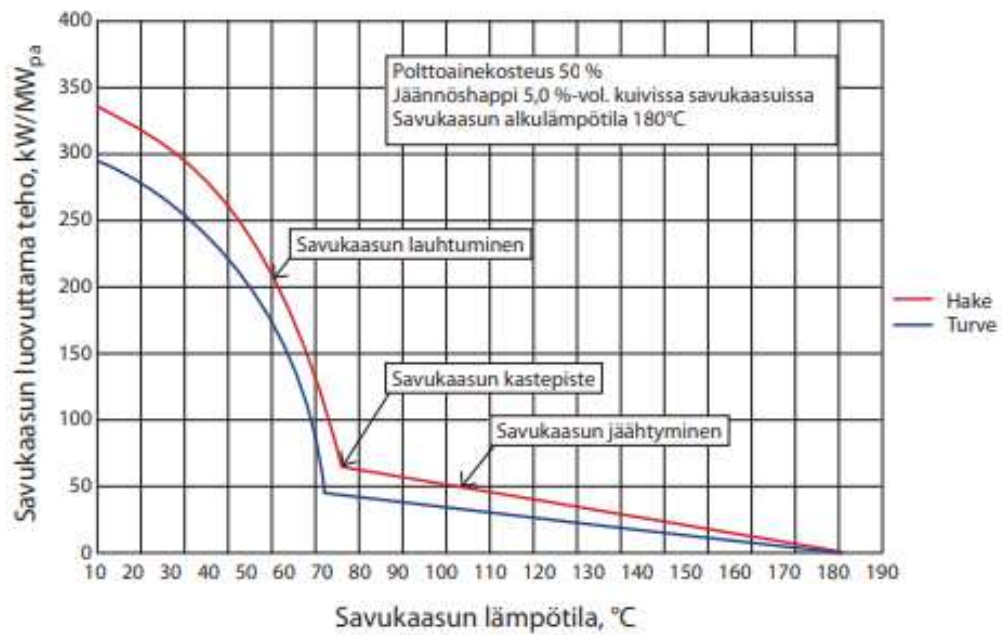
jotta pölyhiukkasten ja pisaroiden välille saadaan tehokas kosketus. Pesurien teho perustuu kiertoliuoksen ja hiukkasten välisiin törmäyksiin ja sidontaan, suoraan pidätykseen sekä pienimmillä hiukkasilla diffuusioon. Pisaranerotimessa erotellaan pölyn ja veden muodostamat pisarat. Pesureiden toiminnasta syntyy kiintoainepitoisia jätevesiä, jotka tulee käsitellä (Ohlström et al. 2005. s.26).

Märkäpesureita voidaan varioida erilaisten päästöjen hallitsemiseksi ja esimerkiksi savukaasun liukenevia kaasuja, rikkiyhdisteitä, kuten rikkidioksidia (SO_2) sekä happamia kaasuja, kuten vetykloridia (HCl) ja ammoniakkia (NH_3) pystytään erottelemaan lisäämällä kiertoliuoksen joukkoon alkalista kemikaalia. Pesurien hiukkasten erotusaste on noin 80-99% ja pienin hiukkaskoko, joka saadaan hyvin eroteltua, on alle 1 μm (Ohlström ym. 2005. s.26). Pienimpien hiukkasten eli kertymähiukkasten erotuskyky on noin 30%. Vetykloridin erotusaste on pesureilla noin 70-95 %. Kiertoliuoksen mukaan pesuveteen jää myös savukaasujen raskasmetalleja (Energiateollisuus ja Ympäristöministeriö. 2012. s. 22, Valmet. 2020).

2.2.3 Savukaasulauhdutin

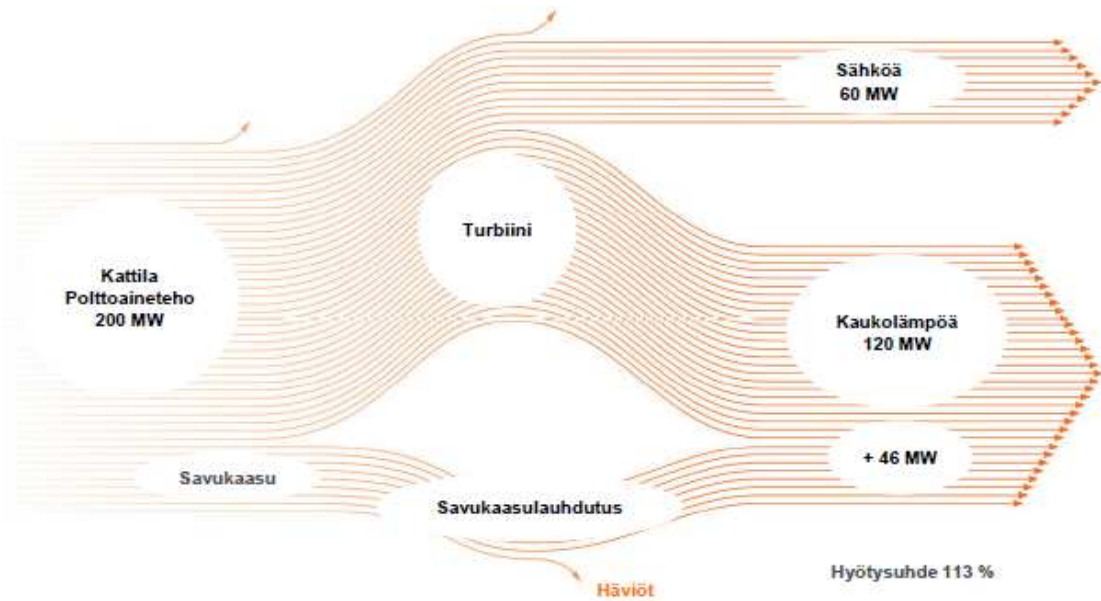
Savukaasujen lauhdutuksen vaihtoehtoiset tekniikat ovat savukaasulauhdutin, savukaasupesuri (märkäpesuri) tai näiden yhdistelmä. Savukaasulauhdutin tai -pesuri toimii osana savukaasujen puhdistusjärjestelmää, sillä lauhduttimessa kiertävä kiertoliuos sitoo itseensä savukaasun pienhiukkasia ja muita päästöjä. Lisäksi lauhdutuksen tehtävänä on lämmöntalteenotto savukaasujen sisältämästä vesihöyrystä, jolloin laitoksen hyötysuhdetta on mahdollista saada nostettua. Savukaasujen lämpötila laskee lauhduttimen aikana lämpötilasta, joka on välillä 150 °C-200 °C höyryn kastepisteen alle, loppulämpötilaan noin 50 °C (Jalovaara et al. 2003. s.65, Valmet. 2020).

Kuvassa 5 on esitetty savukaasujen luovuttama lämpöteho niiden lauhtuessa. Huomaetaan, että jos savukaasut jäähdytetään alle kastepisteen, niiden luovuttama lämpöteho kasvaa nopeasti. Tällöin savukaasujen sisältämä vesihöyryn kosteus on 100 % ja tapahtuu faasimuutos, jolloin höyry tiivistyy vedeksi ja vapauttaa lämpöenergiaa huomattavasti enemmän kuin yhden faasin sisällä tapahtuvan lämpötilamuutoksen aikana. Lämmöntalteenotossa oleellista on siis kastepistelämpötilan alitus, jolloin savukaasujen vesihöyryn tiivistymisestä vapautuva lämpöenergia saadaan hyötykäytettyä. Jos kastepistelämpötilaa ei saavuteta vaan jäädään sen yläpuolelle, lämmön talteenotto heikkenee merkittävästi ja lisävesi alkaa höyrystyä savukaasuihin (Caligo. 2013. s. 3).



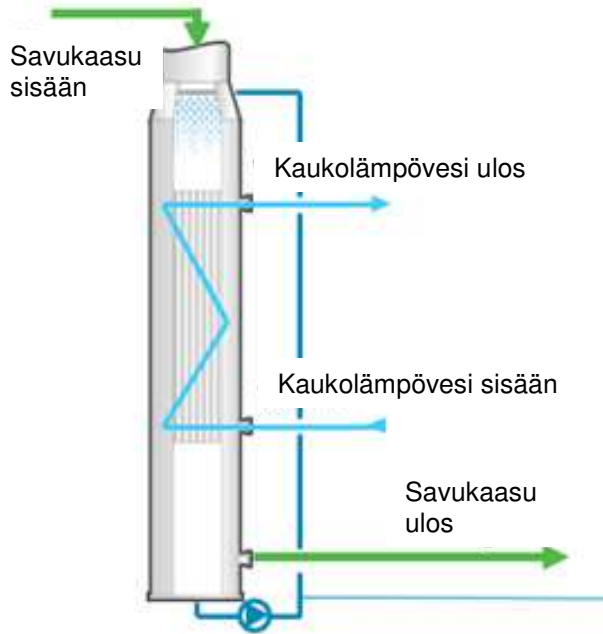
Kuva 5. Savukaasun luovuttaman lämpötehon riippuvuus lämpötilasta (Caligo. 2013. s. 2)

Kuvassa 6 havainnollistetaan savukaasujen lauhdutuksen vaikutus voimalaitokselle, jolloin laskennallinen hyötysuhde voi nousta yli 100 % käytettäessä laskuissa polttoaineiden alemmaa lämpöarvoa, joka huomioi polttoaineiden palamisessa kosteuden haihtumiseen kuluva energia. Kosteilla polttoaineilla kosteuspitoisuus saattaa olla noin 30-60 %. Savukaasujen lauhduttamisella on mahdollista tuottaa noin 20 % voimalaitoksen lämmöntuotannosta, sillä ilman savukaasujen lauhdutusta niiden sisältämä lämpöenergia johdetaan savupiipun kautta ilmaan. Lauhduttimen käyttö säästää polttoaineiden kulutuksessa, sillä pienempi määrä polttoainetta tuottaa saman määrän lämpöä, kun savukaasun lämpöenergialla lämmitetään esimerkiksi kaukolämpöveden paluuvettä (Valmet. 2020).



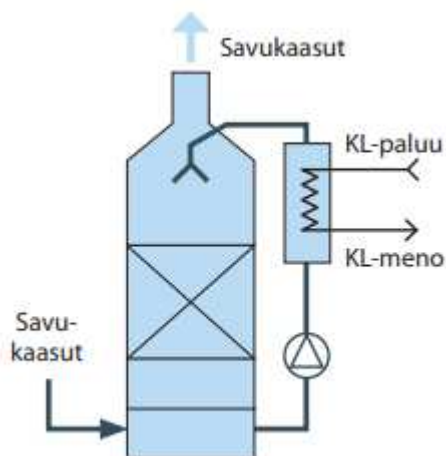
Kuva 6. Esimerkki savukaasulauhdutinta hyödyntävän voimalaitoksen energiavirroista (Valmet. 2018)

Tuubilauhdutin on savukaasulauhdutin, joka sisältää lauhdutinosan ja kiertoputkiston. Savukaasut johdetaan ensin tuubilämmönsiirtimelle, jossa ne kostutetaan savukaasuihin suihkutetun kiertoliuoksen avulla kastepisteeseen. Kastepisteessä oleva savukaasu jakaantuu lauhduttimessa oleville pituussuuntaisille ohuille putkille ja niitä pitkin virrattaessaan alaspäin savukaasut jäähtyvät. Savukaasujen sisältämästä kosteudesta osa lauhduttuu ja vapauttaa lämpöenergiaa putkien ulkopuolella virtaavaan kaukolämpövedeen, joka kulkee lauhduttimessa alhaalta ylös. Lauhduttimen alapäässä on pisaranerotin, jonka jälkeen savukaasu johdetaan savupiippuun ja sieltä ympäristöön. Pisaranerottimeen jäänyt lauhtunut vesi sekä kiertoliuos valuvat lauhduttimen pohjalle, joka toimii pumppaus-säiliönä lauhduttimen jälkeiselle kiertovesipumpulle. Pumppu kierrättää kiertoliuosta lauhduttimelle. Kuvassa 7 on esitetty tuubilauhduttimen toimintaperiaate (Valmet. 2018).



Kuva 7. Tuubilauhduttimen toimintaperiaate (muokattu Valmetin aineistosta. 2018)

Savukaasupesurin toimintaperiaate on kuvattu aiemmin tekstissä. Lämmöntalteenotossa savukaasupesuri toimii kahdessa eri vaiheessa. Ensimmäisessä vaiheessa pesurilla pestään kiertoliuoksen avulla pienhiukkaset ja muut päästöt. Tällöin savukaasu lauhtuu noin 60-70 °C märkälämpötilaan. Pesuvaihetta seuraa savukaasujen lauhdutus lauhduttimella, jonka aikana savukaasun höyryn tiivistymisen lämpöenergia otetaan talteen. Lauhduttimella savukaasu lauhtuu vastavirtaan kulkevaan kiertoveteen täytekapalekerroksessa, joka toimii prosessissa lämmönsiirtopintana. Kiertovesi eli muodostunut lauhde johdetaan lämmönvaihtimelle, jossa lauhteen lämpöenergialla lämmitetään kaukolämpövedä (Caligo. 2013. s.2). Kuvassa 8 on havainnollistettu savukaasupesurin lämmöntalteenoton periaate.



Kuva 8. Savukaasupesurin lämmöntalteenoton toimintaperiaate (Caligo. 2013)

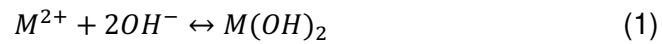
2.3 Teollisuuden prosessivesienkäsittelymenetelmät

Vesienkäsittelymenetelmät voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen: mekaanisiin, kemiallisiin ja energiaintensiivisiin menetelmiin. Mekaanisissa menetelmissä vesienkäsittelyprosessi perustuu suurelta osin erilaisiin suodatusmenetelmiin. Kemiallisissa prosesseissa veteen lisätään kemikaaleja, joiden tarkoituksena on poistaa lauhteesta epäpuhtauksia kemiallisten reaktioiden kautta. Energiaintensiivisissä prosesseissa käytetään vedenkäsittelyyn esimerkiksi lämpöä tai elektrokemiallisia tekniikoita (Cheremisinoff. 2002. s.1-3).

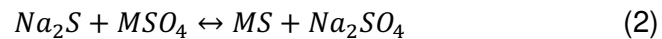
2.3.1 Kemiallinen saostus

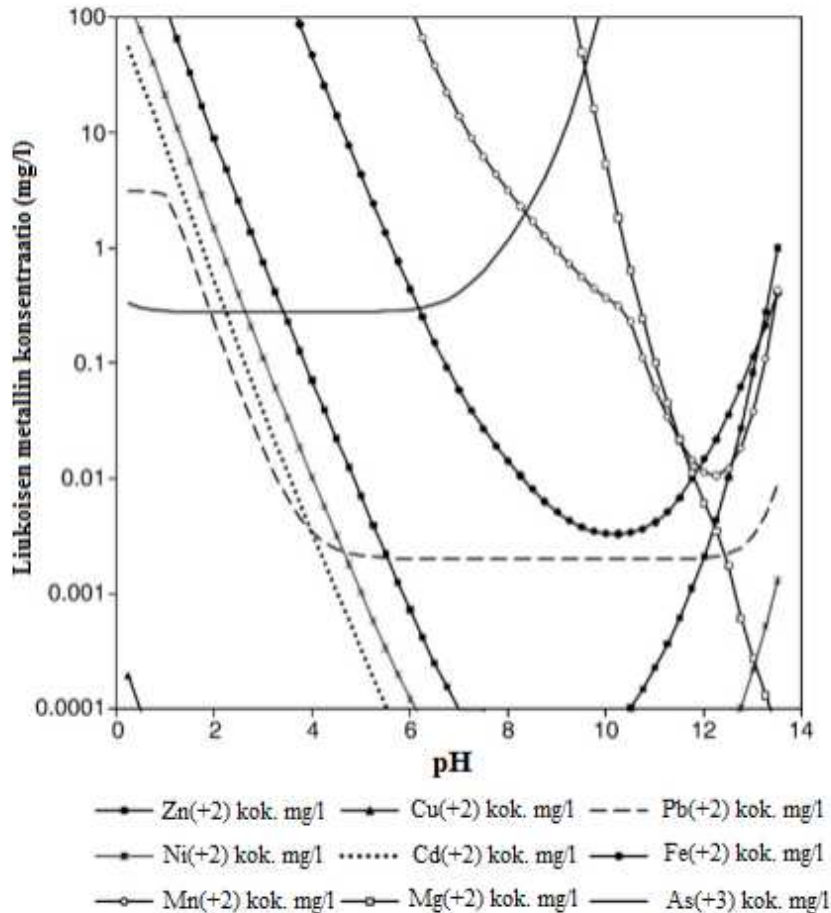
Jätevesien käsittelyssä kemiallisella saostuksella poistetaan liuenneessa muodossa olevia aineita muuttamalla ne liukenemattomiksi kiinteiksi partikkeleiksi. Kemiallisella saostuksella voidaan poistaa esimerkiksi raskasmetalleja ja fosforia jätevesistä sekä alentaa veden kovuutta. Metallien liukenemiseen vedessä vaikuttavat veden lämpötila sekä pH ja kemiallisessa saostuksessa metallien liukoisuutta pyritään vähentämään pH:ta muuttamalla saostuskemikaalin avulla. Lisättäessä jäteveden anioneja, muuttavat ne ionista tasapainoa, jolloin metallikationit muodostavat saostuvia niukkaliukoisia sakkoja, jotka voidaan poistaa esimerkiksi selkeyttämällä ja suodatuksella. Kemiallista saostusta seuraa usein myös koagulaatio tai flokkulaatio, jolloin osittain kolloidisessa muodossa olevien metallisuolojen partikkelikokoa voidaan kasvattaa ja ne saadaan eroteltua. Kemiallisen saostuksen metodeja ovat hydroksidisaostus, sulfidisaostus ja karbonaattisaostus, joista yleisimmin käytetään hydroksidisaostusta (Wang et al. 2005. 141-142).

Hydroksidisaostuksessa jäteveden pH nostetaan vahvalla emäksellä, kuten kalkilla ($CaOH$), sammutetulla kalkilla ($Ca(OH)_2$), tai lipeällä ($NaOH$). pH:n nousu välille 8-11 johtaa monien eri metallien, kuten kadmiumin, kromin, kuparin, nikkelin, lyijyn ja sinkin liukoisuuden laskuun ja niiden saostumiseen jätevedestä. Hydroksidisaostuksen etuja ovat sen monipuolisuus raskasmetallien saostamisessa, ekonomisuus sekä kemikaalien helppo käsiteltävyys. Toisaalta, joissain tapauksissa hydroksidisaostuksessa veden puskurikyky saattaa vaikuttaa kemikaalin annosteluun niin, että kemikaalia kuluu paljon ja kemikaalikustannukset nousevat korkeaksi. Lisäksi hydroksidisaostuksessa syntyy lielettä melko paljon verrattuna sulfidi- ja karbonaattisaostukseen. Myös eri raskasmetallien optimaalinen saostumisen pH vaihtelee, joten kaikille saostettaville metalleille ei löydy yhteistä optimi-pH:ta. Metallien saostuminen hydroksideina tapahtuu kaavan (1) mukaan, jossa M on saostettava metalli (Wang et al. 2005. s 142-143, 158-159).



Sulfidisaostuksessa käytettyjä saostuskemikaaleja ovat esimerkiksi natriumsulfidi (Na_2S) ja rautasulfidi (FeS). Metallisulfidien liukoisuus on pienempi kuin metallihydroksideilla ja niitä voidaan saostaa myös neutraaleissa pH olosuhteissa. Sulfidien myrkyllisyyden takia sulfidisaostusmenetelmä vaatii usein esi- ja jälkikäsittelyn, sekä reagenssien lisäämisen tarkkaa seurantaa. Myös korroosion uhka kasvaa ylimääräisen sulfidin läsnäolossa. Sulfidisaostuksessa sakkaa muodostuu vähemmän kuin hydroksidisaostuksessa. Sulfidisaostuksessa käytettävät kemikaalit ovat hinnaltaan korkeampia kuin hydroksidisaostuksessa, mutta niillä pystytään saavuttamaan tehokkaampi käsittely pienemmällä määrällä kemikaaleja kuin hydroksidisaostuksessa. (Wang et al. 2005. s 144, 160-161) Sulfidisaostuksen etuina ovat myös mahdollisuus selektiiviseen metallinpoistoon ja nopea reaktioaika. (Lewis. 2010.) Metallisulfaatin saostuminen natriumsulfidilla on esitetty kaavassa (2). Kuvassa 9 on esitetty metallisulfidien riippuvuus pH:sta. Kuvasta voidaan huomata, että metallien pitoisuudet pienenevät jo melko alhaisella pH-alueella sekä neutraaleissa olosuhteissa.

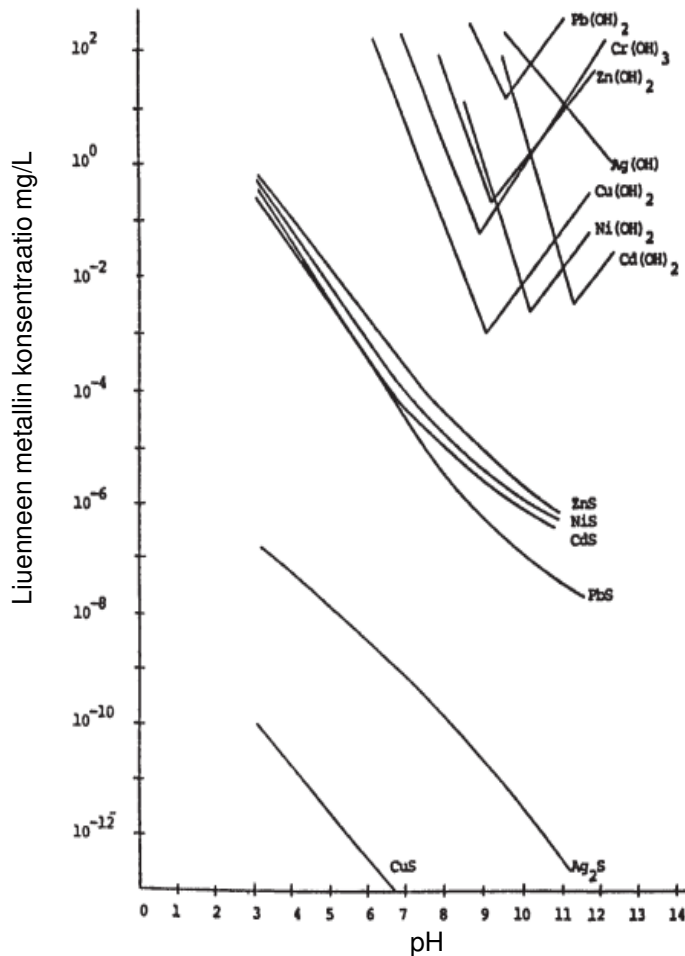




Kuva 9. Metallisulfidien liukoisuus pH:n funktiona (Kolehmainen. 2013.)

Karbonaattisaostuksessa raskasmetallit poistetaan joko saostamalla ne karbonaatilla, kuten kalsiumkarbonaatilla ($CaCO_3$) tai muuttamalla hydroksidi karbonaatiksi käyttämällä hiilidioksidia (CO_2). Metallikarbonaattien liukoisuus on metallihydroksidien ja -sulfidien väliltä. Karbonaattisaostuksessa muodostuu helposti suodatettavaa sakkaa ja se ei ole niin riippuvainen pH:sta kuin hydroksidi- ja sulfidisaostus. Karbonaattisaostus edellyttää reaktiivisten CO_3^{2-} -hiukkasten läsnäoloa liuoksessa (Wang et al. 2005. s. 145, 159-160).

Kemiallisen saostuksen etuja ovat alhainen pääomakustannus ja yksinkertainen toimintaperiaate. Haittoina ovat kemikaalien kustannukset sekä muodostuneen lietteen käsittely (Wang et al. 2005. s. 142). Kuvassa 10 on kuvattu eri metallihydroksidien ja -sulfidien liukoisuuden muutos pH:n muuttuessa. Huomataan, että metallihydroksidien liukoisuus vaihtelee suuresti pH:n muuttuessa ja että monet metallihydroksidit ovat vähemmän liukoisia pH:n ollessa välillä 8-11 sekä sen, että metallisulfidit saostuvat alhaisemmalla pH:lla. Osassa tapauksista pH:n noustessa metallihydroksidit liukenevat takaisin.



Kuva 10. Metallihydroksidien ja -sulfidien liukoisuus pH:n funktiona (Wang et al. 2005. s. 143)

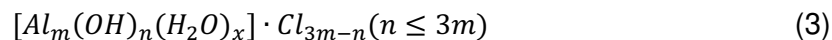
2.3.2 Koagulaatio ja flokkulaatio

Koagulaatio ja flokkulaatio ovat selkeytystä tai suodatusta edeltäviä vaiheita, jossa puhdistettavan lauhdeveden joukkoon lisätään kemikaaleja. Koagulaatiossa ja flokkulaatiossa kemikaalien tarkoitus on tehostaa suspensiossa olevan kiintoaineen poistoa lauhdevedestä muuttamalla hiukkasten kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia, toisin kuin kemiallisessa saostuksessa, jossa kemikaalien kohteena ovat liuenneet metalli-ionit. Koagulaatio ja flokkulaatio perustuvat vedessä olevien kolloidi-, liuenneiden- tai suspensioituneiden kiintoaineen pinnan varauksen muuttumiseen kemikaaleja lisättäessä niin, että ne vetävät toisia kolloideja puoleensa ja muodostavat suurempia ja helposti laskeutuvia partikkeleita, jotka voidaan erotella selkeyttimellä (AWWA. 2010. s. 47).

Vedestä poistettavilla partikkeleilla on yleensä negatiivinen varaus, joka pyritään neutra-loimaan koagulantilla, joka sisältää positiivisesti varautuneita ioneja. Useimmin käytetyt

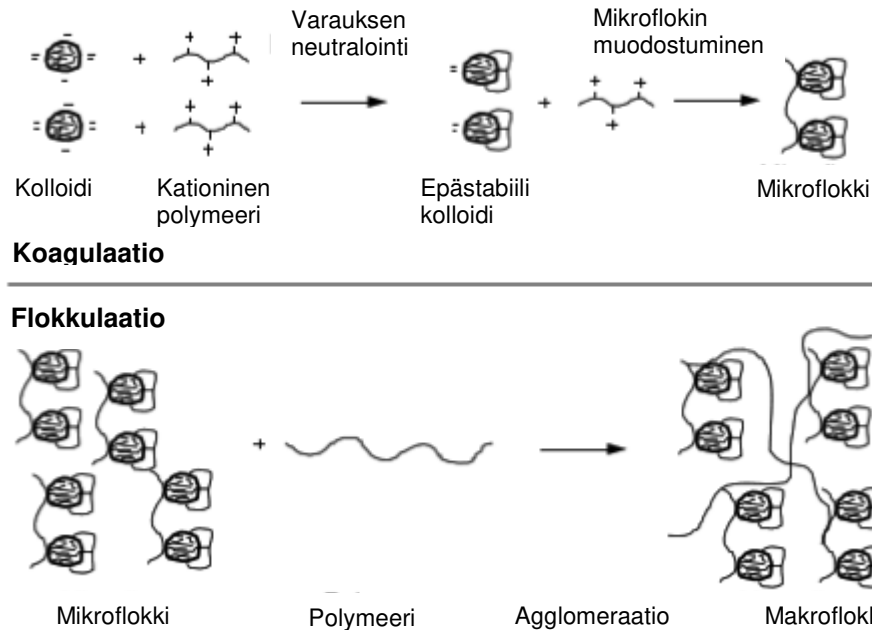
koagulantit ovat alumiini- tai rautapohjaisia, sillä ne sisältävät kolmiarvoisia ioneja ja ovat täten positiivisemmin varautuneita kuin esimerkiksi kaksiarvoisesti varautuneet kalsiumpohjaiset koagulantit. Yleisimmät koagulantit ovat alumiinisulfaatti ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14(H_2O)$), alumiinikloorihydraatti ($Al_2Cl(OH)_5$), ferrikloridi ($FeCl_3$) ja rautasulfaatti ($Fe_2(SO_4)_3$). Koagulaatio perustuu kemikaalien nopeaan sekoitukseen, sillä negatiivisesti varautuneiden partikkelien neutralointi koagulantilla tapahtuu noin 1-2 sekunnin aikana ja partikkelit alkavat kiinnittyä toisiinsa muodostaen suurempia partikkeleja (AWWA. 2010. 50-53).

Polyalumiinikloridi on epäorgaaninen kemikaali ja yksi vesienkäsittelyn koaguloituvaiheen käytetyimmistä kemikaaleista. Polyalumiinikloridia käytetään vesienkäsittelyssä laajalti, sillä se toimii hyvin laajemmalla pH-alueella eikä veden lämpötila vaikuta sen toimintaan niin paljon kuin esimerkiksi perinteisemmillä koagulaatiokemikaaleilla, kuten alumiinisulfaatilla ja rautasulfaatilla. Lisäksi polyalumiinikloridin annostelutarve on vähäisempi verrattuna perinteisempiin koagulaatiokemikaaleihin, ja metalli-ionien pitoisuus puhdistetussa vedessä on pienempi (Li et al. 2010. s.64-69). Polyalumiiniklorideissa on eri määrä hydroksyyliiryhmiä ja niiden yleinen kemiallinen kaava (3) on esitettyä alla:



Flokkulaation aikana koagulaatiossa syntyneet mikroflokkit kasvavat suuremmiksi makroflokeiksi hitaan sekoittamisen ja polymeerien lisäyksen ansiosta. Koagulaation jälkeen flokkien massa ei ole vielä tarpeeksi suuri, jotta ne saataisiin poistettua selkeytysvaiheessa laskeuttamalla (AWWA. 2010. s.47)

Polymeerit eli polyelektrodit ovat vesienkäsittelyssä käytettäviä vesiliukoisia, synteettisiä tai luonnossa esiintyviä orgaanisia kemikaaleja, joita käytetään joko yksinään flokkauskemikaalina tai flokkausta edistävänä apuaineena. Polymeerin tehtävänä on parantaa flokkulaatiota muodostamalla suurempia ja helpommin eroteltavia flokkeja, jotka laskeutuvat helpommin kuin pelkällä koagulaatiokemikaalilla syntyneet flokit. Polymeeri koostuu monomeereista, jotka muodostavat korkean molekyyli­massan omaavia, pitkäketjuisia molekyyli­jä (Bolto et al. 2007 s. 2301-2324). Kuvassa 11 on esitetty koagulaation, flokkulaation ja polymeerin toimintaperiaate.

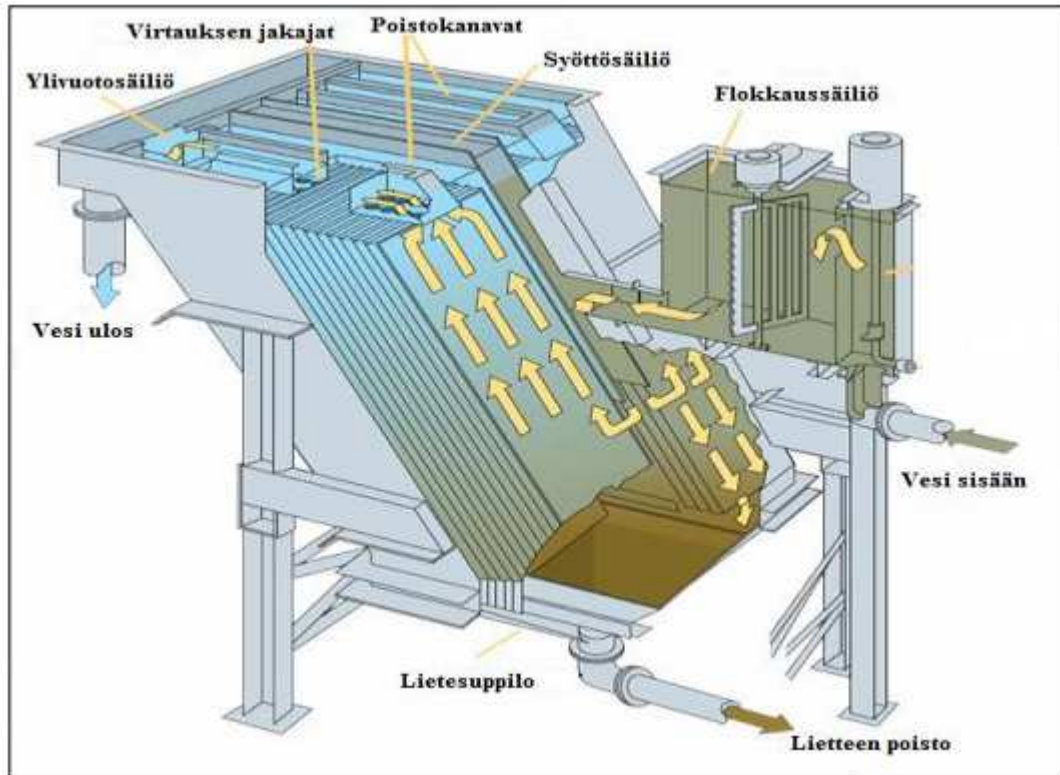


Kuva 11. Koagulaation, flokkulaation ja polymeerin toimintaperiaate (muokattu AWWA:n aineistosta. 2010)

2.3.3 Selkeyttimet

Selkeytin seuraa vesienkäsittelyssä yleensä kemiallista saostusta, koagulaatiota ja flokkulaatiota. Selkeyttimessä poistetaan painovoiman avulla muodostuneita flokkeja sekä muita vettä raskaampia partikkeleita. Tällöin laskeutettavissa oleva kiintoaine painuu selkeyttimen pohjalle ja puhdistunut vesi johdetaan pois.

Esimerkki teollisuudessa käytettävistä selkeyttimistä on lamelliselkeytin. Lamelliselkeyttimen perusosat ovat esiselkeytyssäiliö, lamellierotin ja lietesäiliö. Lamelliselkeyttimen toiminta perustuu siihen, että vesi virtaa selkeyttimelle alhaalta ylöspäin. Tällöin kiintoaine laskeutuu lamelliselkeyttimen vinoja levyjä, lamelleja, pitkin pohjalla sijaitsevaan lietesäiliöön, josta se pumpataan tietyin väliajoin pois. Lamelliselkeyttimen erotusaste kiintoaineille ja öljyille on 90-99 %. Lamelliselkeyttimen etuna on sen pieni tilantarve, helpokäyttöisyys ja vähäinen energiantarve (Cheremisinoff. 2002. s. 281-282, Fenno Water). Pohjalle valunut liete johdetaan jatkokäsittelyyn tai voidaan esimerkiksi pumpata kattilaan poltettavaksi. Kuvasta 12 nähdään lamelliselkeyttimen toimintaperiaate ja se, miten kiintoaine ja liete liukuvat alas levyjä pitkin lietesäiliöön, kun puhdas vesi jatkaa ylivuotona pois selkeyttimeltä.

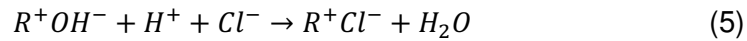
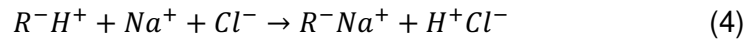


Kuva 12. Lamelliselkeyttimen toiminta (Partech. 2020)

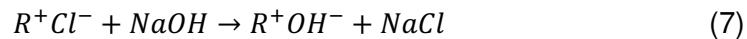
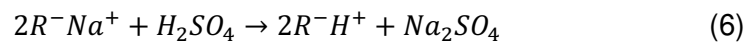
2.3.4 Ioninvaihto

Ioninvaihtolaitteistolla puhdistetaan käsiteltävästä prosessivedestä suoloja. Ioninvaihtotekniikka perustuu nestefaasissa olevien ionien vaihtamiseen kiinteässä faasissa oleviin ioneihin. Käytännössä kiinteällä faasilla tarkoitetaan ioninvaihtohartseja (Rhodes et al. 2012. s. 386).

Prosessivesille suoritettava ioninvaihto sisältää yleensä sarjaan kytkettynä kationi- ja anionivaihtimia. Kationivaihtimella veden sisältämät positiivisesti varautuneet metalli-ionit, kuten kalsiumioni, Ca^{+2} , magnesiumioni, Mg^{+2} ja natriumioni, Na^{+} , vaihdetaan kationivaihtimen vety-ioneihin, H^{+} , jolloin prosessiveden happamuus myös kasvaa. Kationihartsilla tapahtuva ioninvaihto on esitetty kaavassa (4). Anionivaihtimella veden sisältämät negatiivisesti varautuneet epämetalli-ionit, kuten kloori-ioni, Cl^{-} , sulfaatti-ioni, SO_4^{2-} ja nitraatti-ioni, NO_3^{-} , vaihdetaan anionivaihtimen hydroksidi-ioneihin, OH^{-} . Anionihartsilla tapahtuva ioninvaihto on esitetty kaavassa (5). Kationivaihtimella vapautuneet vety-ionit ja anionivaihtimella vapautuneet hydroksidi-ionit neutraloivat toisensa muodostaen puhdasta vettä (H_2O) kaavan (5) mukaisesti (Cheremisinoff. 2002. s. 377). Kaavoissa (4) ja (5) kationivaihtin on R^{-} ja anionivaihtin on R^{+} (Vuorinen. 2008 s. 61).

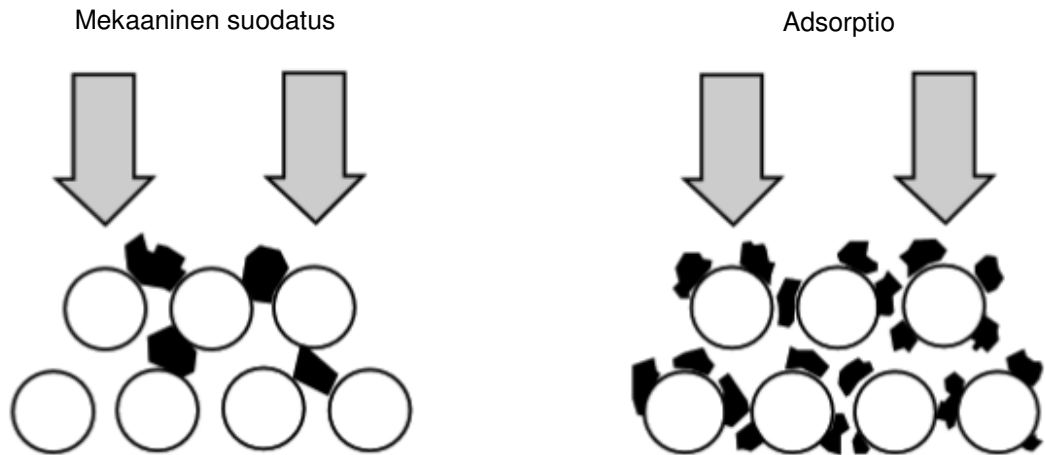


Ioninvaihtoprosessiin kuuluu myös ioninvaihtohartsien elvytys tietyin väliajoin. Elvytyksen eli regeneroinnin tarkoituksena on palauttaa kationi- ja anionihartseille H^+ - ja OH^- -ionit ja poistaa niille kertyneet suolat. Kationivaihtimille käytetään elvytykseen suolahappoliuosta (HCl) tai rikkihappoliuosta (H_2SO_4). Anionivaihtimille elvytykseen käytetään yleensä natriumhydroksidia ($NaOH$) (Huhtinen et al. 2000, 303–304). Elvytyksen periaate on esitetty kationivaihtimelle kaavassa (6) käytettäessä rikkihappoa ja anionivaihtimelle käytettäessä natriumhydroksidia kaavassa (7). Syntyneet suolo-yhdisteet johdetaan elvytyskaivoon käsiteltäviksi (Niemelä. 2011, s. 6).



2.3.5 Hiekkasuodatus

Hiekkasuodatus on mekaaninen vesienkäsittelymenetelmä, jossa puhdistettava vesi suodatetaan painovoiman avulla tai paineistettuna yhden tai useamman erilaisen hiekkaa ja mahdollisesti muita rakeisia materiaaleja, kuten antrasiittia, sisältävän patjan läpi. Tällöin vedessä oleva kiintoaine ja kolloidit jäävät hiekkapatjan pintaan ja patjan sisälle, ja puhdistunut vesi kulkeutuu hiekkapatjasta läpi. Hiekkasuodatus perustuu fysikaalisiin ja kemiallisiin mekanismeihin. Tärkein suodattava mekanismi on fysikaalinen adsorptio, jossa suspensiossa olevat kiintoainekset on hiekan kanssa kontaktissa ja jää kiinni hiekkajyvän tai jo aikaisemmin hiekkajyvään jääneen partikkelin pinnalle (AWWA. 2010. s. 106-107, 111). Kuvassa 13 on esitetty suodatuksen ja adsorption toimintaperiaatteet. Nuolet edustavat hiekkasuodatukseen saapuvaa jätevettä, joka on kontaktissa hiekanjyvien kanssa.



Kuva 13. Suodatuksen ja adsorption toimintaperiaate (AWWA. 2010. s.106)

Hiekkasuodatus on usein sijoitettu flotaation tai flokkulaation ja selkeytyksen jälkeen, jolloin selkeytyksestä veteen vielä jääneet flokit poistetaan hiekkapatjan läpi suodatettaessa. Hiekkasuodatukseseen käytetään altaita, joissa on pohjalla suodatinpohja, jonka kautta suodatunut vesi pääsee poistokanavia pitkin pois. Hiekkapatjan paksuus on 0,45-1 m ja hiekkajyvien suuruus 0,4-1,2 mm. Patja pystyy kuitenkin suodattamaan hiekanjyviä pienempiä partikkeleita fysikaalisen adsorptio ansiosta. Suodatusaltaita on yleensä kaksi tai enemmän, jotta ainakin yksi allas on jatkuvasti käytössä, vaikka yhtä suodatinpatjaa huuhdeltaisiin (Cheremisinoff. 2002. s.240, 243).

Nopea hiekkasuodatus koostuu kahdesta osasta: suoduksesta ja huuhtelusta. Hiekkapatja tukkeutuu patjaan jääneestä kiintoaineesta tietyn väliajoin ja tällöin hiekkapatja tulee huuhdella. Yleinen huuhtelumenetelmä on vastavirtahuuhtelu, jossa puhdistusvesi johdetaan hiekkapatjan läpi normaaliin suodatussuuntaan vastaisessa suunnassa riittäväällä nopeudella ja paineella, jotta kiintoaine irtoaa hiekasta. Huuhteluun käytetty vesi poistetaan hiekkapatjan yläpuolella olevasta poistokanavasta (Rhodes et al. 2012. s. 243).

2.3.6 Kalvosuodatus

Kalvosuodatus tekniikka on fysikaaliskemiallinen veden puhdistustekniikka, jossa käsiteltävä vesi pumpataan membraanin eli kalvon läpi paineen avulla, jolloin kalvon läpäisemättömät epäpuhtaudet jäävät kalvon pinnalle, kun puhdistunut vesi jatkaa prosessissa eteenpäin. Membraani on synteettisestä materiaalista valmistettu päällyste, jonka huo-

koset ovat kartionmuotoisia tukkeutumisen estämiseksi. Yleisin käyttötapa kalvosuodatukselle on ristivirta, sillä tällöin estetään huokosten tukkeutuminen (Cheremisinoff. 2001. 335).

Kalvosuodattimet voidaan jakaa eri luokkiin riippuen niiden läpäisevyydestä ja huokoskokoosta. Huokoskoko on mikrosuodatuksessa (MF Micro Filtration) 0,1-10 μm , ultra-suodatuksessa (Ultra Filtration) 0,01-0,1 μm ja nanosuodatuksessa (NF nano Filtration) 0,001-0,01 μm . Käänteisosmoosin toimintaperiaate on sama kuin muissa kalvosuodattustekniikoissa, mutta siinä käytetään puoliläpäisevää kalvoa, joka läpäisee vain pieniä molekyylejä, kuten vettä, mutta ei esimerkiksi suurempimolekyylisiä suoloja. Käänteisosmoosissa huokoskoko on 0,0001-0,001 μm (Crittenden et al. 2012. s.821-824).

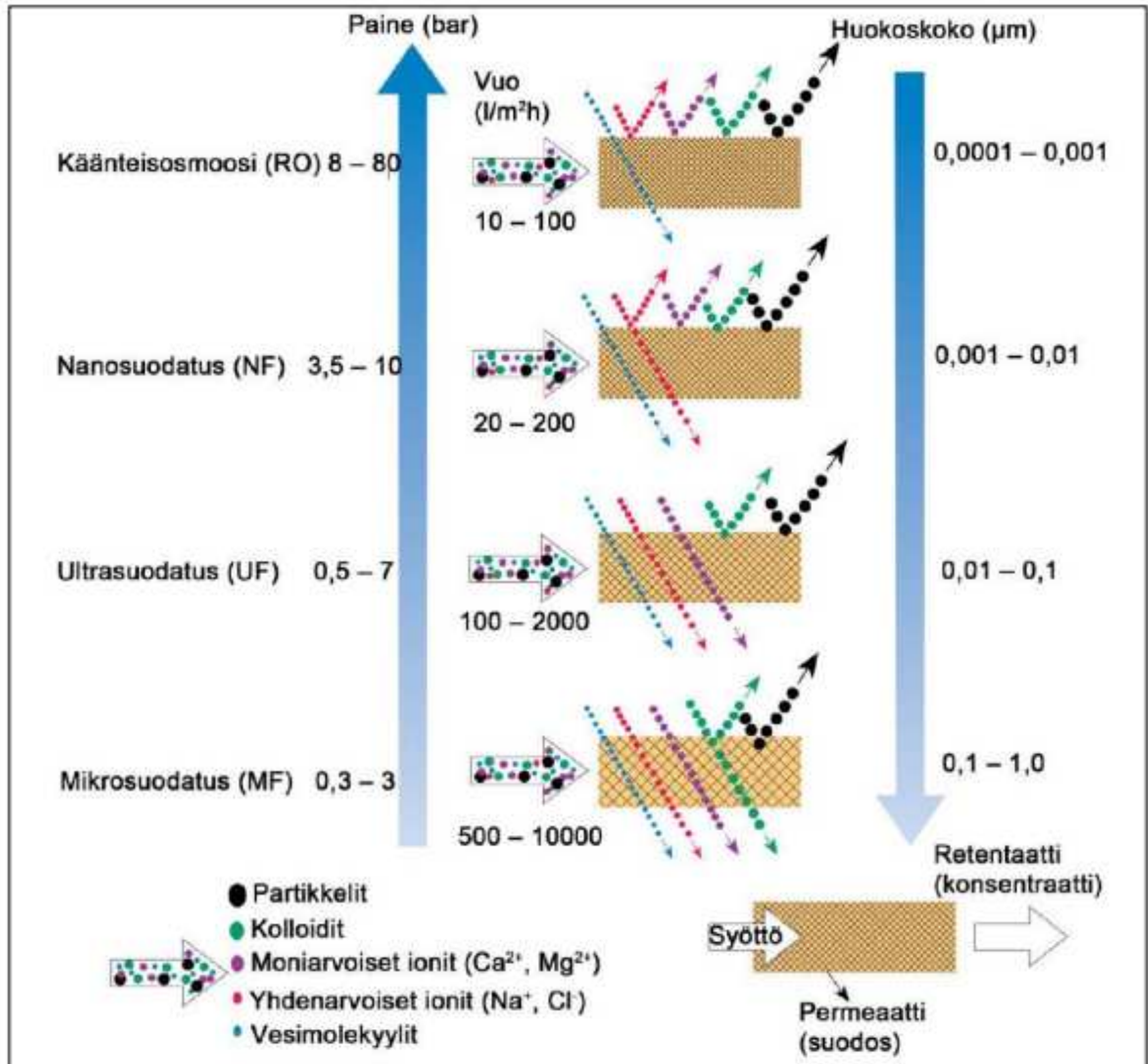
Mikro-, ultra- ja nanosuodatuksessa erotus perustuu fysikaaliseen suodatukseseen, jolloin huokosia suuremmat partikkelit saadaan eroteltua. Mikrosuodatusta käytetään jäteveden puhdistukseen ja se poistaa suurimmat partikkelit vedestä sekä bakteerit. Ultra-suodatuksen avulla saadaan poistettua kiintoaines, kolloideja ja viruksia. Mikro- ja ultra-suodattustekniikoita voidaan myös käyttää esikäsitteilynä nanosuodatukselle tai käänteisosmoosille (Lenntech. 2020). Nanosuodatusta käytetään veden pehmentämiseen eli suolojen, kuten Ca^{2+} -ja Mg^{2+} -ionien, sekä mikrosaasteiden ja orgaanisen aineksen poistamiseen (Crittenden et al. 2012 s. 821).

Kalvosuodatuksen ja käänteisosmoosin ero on siinä, että käänteisosmoosissa erotuskyky perustuu suodatuksen lisäksi diffuusioon eli molekyyliden pyrkimykseen siirtyä väkevämmästä pitoisuudesta laimeampaan pitoisuuteen. Erotustehokkuus perustuu käsiteltävän nesteeseen konsentraatioon, osmoottista painetta korkeampaan paineeseen ja veden tilavuusvirtaan kalvon pinta-alan läpi (Crittenden et al. 2012. s. 823). Käänteisosmoosilla voidaan poistaa vedestä lähes kaikki molekyylit ja sitä käytetään juomaveden, kattilan syöttöveden ja ultrapuhtaan veden valmistukseen (Lenntech. 2020).

Käytettävän membraanin valinta perustuu esimerkiksi hintaan, huokosten tukkeutumisriskiin, kalvojen pakkaustiheyteen sekä puhdistusmahdollisuuksiin. Kalvosuodatuslaitteistot ovat yleensä rakennettu tiiviisti siten, että mahdollisimman suuri membraanin pinta-ala on pakattu pieneen tilavuuteen (m^2/m^3). Pinta-alan kasvu johtaa suuriin investointikuluihin. Kalvosuodattimet jaetaan karkeasti putki- ja tasokalvoihin. Putkimaisiin kalvoihin kuuluvat putki- kapillaari- ja onttokuitukalvot ja tasokalvoihin kuuluvat spiraali- ja tasokalvot. Kalvosuodattimien hyviin puoliin kuuluvat vähäinen energiantarve pump-

pausta lukuun ottamatta, kemikaalittomuus, sekä lämpötilariippumattomat prosessiolosuhteet (Lenntech. 2020). Kuvassa 14 on havainnollistettu kalvosuodatustekniikoiden eroja paineen, huokoskoon, tilavuusvirran ja erotettävien aineiden mukaan. Huomataan, että huokoskoon pienentyessä tilavuusvirta kalvon läpi pienenee ja paine kasvaa.

pa



Kuva 14. Kalvosuodatustekniikoiden jaottelu toimintapaineen, vuon, läpäisevyyden ja huokoskoon mukaan (Smolander 2015. s. 26)

2.4 Ylijäämälämmön hyötykäyttö

Savukaasulauhde sisältää lauhdevesienkäsittelyn jälkeen lämpöenergiaa, joka luokitellaan ylijäämälämmöksi eli lämpöenergiavirraksi, joka johdetaan pois tuotantolaitokselta. Ylijäämälämmön hyödyntämismahdollisuudet riippuvat käytettävän lämpöenergiavirran lämpötilatasosta, entalpiavirran suuruudesta, lämpövirran väliaineesta/faasista, väli-

neen kemiallisista ominaisuuksista ja väliaineen puhtaudesta. Ylijäämälämmön hyödyntämistä tarkasteltaessa teollisuuskohteen sisäiset hyödyntämismahdollisuudet ovat ensimmäinen vaihtoehto ylijäämälämmön hyötykäytölle. Suurimpia esteitä ylijäämälämmön hyötykäytölle ovat sen mahdollinen taloudellinen kannattamattomuus, tekniikan puuttuminen, lämmön hyödyntämiskohteiden puute tai lainsäädännölliset ja poliittiset esteet (Motiva. 2014 s. 8-11).

Hyödyntämällä ylijäämälämpöä on mahdollista parantaa laitoksen energiankäytön tehokkuutta entisestään ja vähentää voimalaitoksen primäärienergian eli omakäyttölämmön tai -veden käyttöä. Erilaisia kohteita ovat esimerkiksi ylijäämälämmön hyödyntäminen tuotantoprosesseissa tai kiinteistön lämmitystarpeissa. Kannattavinta ja kustannustehokkainta ylijäämälämmön käyttö on, kun lämmön synty ja käyttö tapahtuvat samanaikaisesti ja sijaitsevat lähellä toisiaan. Ylijäämälämmön käyttäminen kauempana synty paikasta lisää siirrossa syntyviä lämpöhäviöitä. Myöskään lämmön varastointi ei ole kannattavaa matalilla lämpötilatasoilla (Motiva. 2017. s. 2-3).

Määritettäessä hyödynnettävässä olevaa häviölämpövirtaa, voidaan se laskea kaavalla (8).

$$\phi = c_p q_m \Delta T \quad (8)$$

, jossa ϕ hukkalämmön lämpöteho [kW]

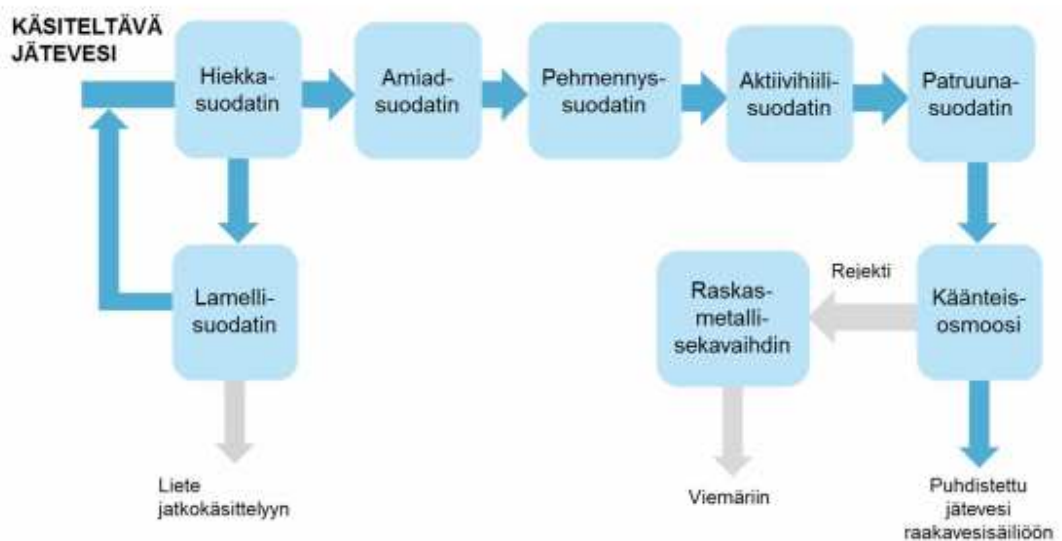
c_p hukkalämmönlähteen ominaislämpökapasiteetti [kJ/kgK]

q_m hukkalämmönlähteen massavirta [kg/s]

ΔT hyödynnettävän lämpöenergian alku- ja loppulämpötilan erotus [K]

Savukaasulauhteen ylijäämälämpöä on mahdollista käyttää esimerkiksi raakaveden ja kaukolämmön lisäveden lämmittämisessä sekä palamisilman esilämmityksessä tai rakennuksien lämmittämisessä. Raakaveden ja lisäveden lämmittäminen voi esimerkiksi tapahtua kaukolämpövedellä, jolloin savukaasulauhteen hyötykäyttö lämmönsiirtimen avulla säästää voimalaitoksen omakäyttölämpöä. Savukaasulauhteen hyötykäytön kannattavuuden näkökulmasta investoinnin kokonaiskustannus, kaukolämmön tuotantokustannus ja raakaveden tarve ovat kaikki merkittäviä. Savukaasulauhduttimen teho kasvaa kaukolämmön tarpeen lisääntyessä talvikaudella ja savukaasulauhdetta syntyy tällöin enemmän. Myös raakaveden ja lisäveden kulutus ovat suurempia talvikaudella (Rissanen. 2016).

Lauhdeveden hyötykäyttö tuotantoprosessin omakäyttöveden valmistukseen vähentää sekä raakaveden tarvetta, että prosessivesien lämmityksen tarvetta. Tämä parantaa tuotannon tehokkuutta ja vähentää energiankulutuksen sekä jäteveden määrää. Lauhdeveden hyötykäyttö prosessivesien valmistuksessa vaatii yleensä useampia vesienkäsittelylaitteistoja kuin ratkaisut, joissa lauhdevesi johdetaan viemäriin jätevedeksi, sillä esimerkiksi kattilan lisäveden valmistukseen käytettävä veden laatuvaatimukset ovat tiukemmat kuin jätevesien ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvot. Mahdolliset vesienkäsittelymenetelmät ennen savukaasulauhteen johtamista hyötykäyttöön riippuvat savukaasulauhteen ominaisuuksista ja esimerkiksi raskasmetallipitoisuuksista, sekä suolojen ja kiintoaineen määrästä ja veden tavoitellusta laadusta. Usein viemäriin johdettavalle savukaasulauhteelle riittää käsittelyksi esimerkiksi lamelliselkeytin, hiekkasuodatus ja pussisuodatus. Joissain tapauksissa raskasmetalleja poistetaan myös ioninvaihdossa. Savukaasulauhteen hyötykäyttö prosessivesien valmistuksessa vaatii usein lisäksi esimerkiksi kalvosuodatukseen perustuvia tekniikoita, kuten ultrasuodatusta ja käänteisosmoosia (Noor et al. 2020). Kuvassa 15 on esitetty esimerkkilaitoksen lauhdeveden käsittelyprosessi ennen lauhdeveden johtamista raakavesisäiliöön.



Kuva 15. Esimerkkivoimalaitos Vantaan Energia Oy:n jätevoimalan savukaasupesurin jätevedenkäsittelyprosessi (Pöyry. 2016)

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Voimalaitos

Pori Energia Oy:n Aittaluodon voimalaitos sijaitsee lähellä Porin kaupungin keskustaa Aittaluodon teollisuusalueella. Etäisyys teollisuusalueen pohjoispuolella virtaavaan Kokemäenjokeen on noin 200 metriä. Lähin kerrostaloalue sijaitsee tehtaan länsipuolella noin 400 metrin etäisyydellä. Teollisuusalueella toimivat myös Pori Energia Oy:n lisäksi Corenso United Oy Ltd, UPM-Kymmene Oyj:n Seikun saha, Segezha Packaging Oy sekä Veikko Lehti Oy. Lisäksi alueen läheisyydessä toimii muita toimijoita (Aluehallintovirasto. 2017. s. 2-3).

Aittaluodon voimalaitoksella tuotetaan kaukolämpöä, prosessihöyryä ja -lämpöä sekä sähköä. Voimalaitos on käytössä koko vuoden ympärivuorokautisesti. Pori Energia Oy:n voimalaitoskokonaisuuteen kuuluu vuonna 1981 rakennettu leijukerroskattila, jonka polttoaineteho on 95 MW, vuonna 2006 valmistunut kevytöljykäyttöinen apukattila, jonka polttoaineteho on 48 MW, sekä vuonna 2020 käyttöön otettava kupliva leijupetikattila, jonka polttoaineteho on 90 MW.

Voimalaitoksen uusi biokattila on rakennettu erilliseen rakennukseen kuin missä apukattila ja leijukerroskattila sijaitsevat. Uudella kattilalla on myös erillään vanhasta laitoksesta savupiippu ja savukaasujen puhdistus. Biokattilan savukaasujenpuhdistusjärjestelmään kuuluu letkusuodatin, typenoksidien vähentämiseen tarkoitettu selektiivinen ei-katalyyttinen -järjestelmä (SNCR) sekä savukaasulauhdutin ja sen lauhdevesien käsittelylaitteisto.

Voimalaitoksessa polttoaineena käytetään puuperäistä biomassaa, turvetta ja kevyttä polttoöljyä. Uusi biokattila ja leijukerroskattila käyttävät pääpolttoaineena puubiomassaa ja sen lisäksi turvetta. Aittaluodon teollisuusalueelta hankitaan pääosa voimalaitoksen käyttämästä puupolttoaineesta. Pääosa puupolttoaineesta ja turpeesta on satakunta-laista. Kevyttä polttoöljyä käytetään apukattilassa, joka tuottaa talviaikana tarvittaessa kaukolämpöä. Lisäksi apukattilalla turvataan hätätilanteissa prosessihöyryn tuottaminen (Aluehallintovirasto. 2017. s. 5-6). Taulukossa 5 on esitetty voimalaitoksessa käytettyjen puun ja turpeen määrät. Puubiomassan määrää tullaan tulevaisuudessa lisäämään, sillä

turpeen ympäristövaikutukset sekä päästökauppa ja verotusuudistukset suosivat puubiomassan käyttöä.

Taulukko 5. Puubiomassan ja turpeen tuottama energia ja käyttömäärä (GWh ja t) Aittaluodon voimalaitoksella vuosina 2017-2019

Vuosi	Puubiomassa		Turve	
2019	422 GWh	201 000 t	314 GWh	107 000 t
2018	492 GWh	234 000 t	339 GWh	120 000 t
2017	449 GWh	217 000 t	327 GWh	105 000 t

3.2 Ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvot

Aittaluodon voimalaitoksen ympäristöluvassa on määritelty savukaasulauhduttimen vesistöön johdettavien päästöjen tarkkailuvaatimuksista. Ympäristöluvan mukaan savukaasulauhduttimen jätevesistä tulee tarkkailla jatkuvatoimisesti virtausta, lämpötilaa ja pH:ta. Kerran kuukaudessa on otettava näyte kiintoaineesta, sulfaatista sekä metalleista ja metalleista, jotka ovat elohopea (Hg), kadmium (Cd), arseeni (As), lyijy (Pb), kromi (Cr), kupari (Cu), nikkeli (Ni) ja sinkki (Zn). Niiden näytteenotto tulee tehdä vuorokauden ajalta otetusta virtaukseen suhteutetusta kokoomanäytteestä. Kiintoaineesta tehtävän analysoinnin voi toteuttaa myös kertanäytteellä (Aluehallintovirasto. 2018. s. 53). Virtaukseen suhteutettu näytteenotto tehdään automaattisella näytteenottimella, joka on ohjelmoitu ottamaan tietty määrä vesinäytettä (ml) aina tietyn virtaaman (l) jälkeen. Näytteenotin ottaa kokoomanäytteen lamelliselkeyttimen ja pussisuodattimien jälkeisestä poistovesiputkesta ennen veden johtamista viemäriin. Näytekannisteriin kerääntyneestä näytteestä analysoidaan sulfaatti ja raskasmetallit ulkopuolisen FINAS-akkreditoidun laboratorion toimesta.

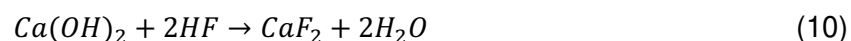
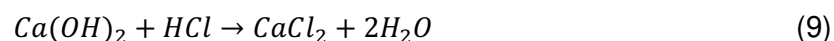
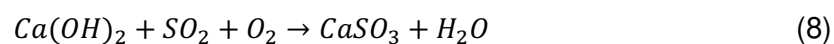
Ympäristöluvan mukaan savukaasulauhduttimen vesistöön johdettavat lauhdevedet tulee neutraloida, selkeyttää ja suodattaa ennen niiden johtamista Kokemäenjokeen. Vesien haitta-ainepitoisuudet tulee pitää mahdollisimman vähäisinä ja vesien pH:n on oltava välillä 6-8. Päästöraja-arvoja katsotaan noudatetuksi, kun kiintoaineen kokonaismäärän mittaustulokset ovat alle raja-arvon ja kun raskasmetallien mittaustuloksista enintään yksi vuodessa ylittää raja-arvon. Taulukossa 6 on esitetty ympäristöluvan mukaiset päästöraja-arvojen enimmäispitoisuudet suodattamattomissa näytteissä tarkkailtaville komponenteille (Aluehallintovirasto. 2018. s. 44).

Taulukko 6. Aittaluodon ympäristöluvan mukaiset savukaasulauhduttimessa syntyvien jätevesipäästöjen enimmäismäärät massapitoisuuksina suodattamattomassa näytteessä. (Aluehallintovirasto. 2018. s. 44)

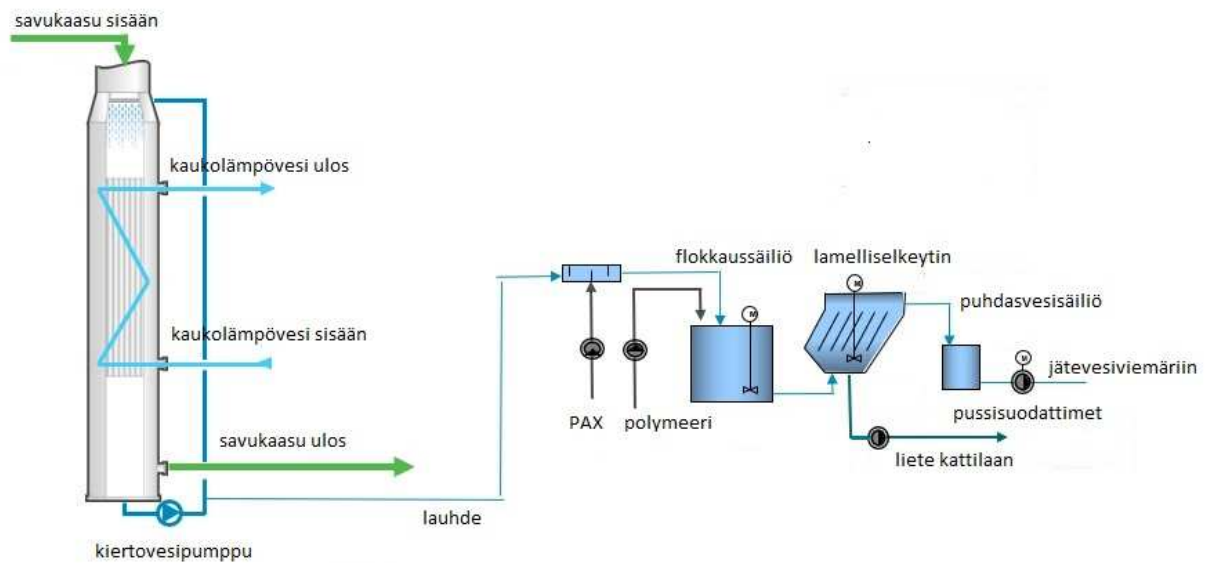
Aine/muuttuja	Päästöraja-arvo
Kiintoaineksen kokonaismäärä	30 mg/l
Elohopea ja sen yhdisteet	3 µg/l
Kadmium ja sen yhdisteet	5 µg/l
Arseeni ja sen yhdisteet	50 µg/l
Lyijy ja sen yhdisteet	20 µg/l
Kromi ja sen yhdisteet	50 µg/l
Kupari ja sen yhdisteet	50 µg
Nikkeli ja sen yhdisteet	50 µg/l
Sinkki ja sen yhdisteet	200 µg/l

3.3 Prosessikuvaus

Aittaluodon voimalaitoksella uuden biokattilan savukaasujen päästöistä hiukkaset, happamat komponentit sekä raskasmetallit erotellaan letkusuodattimessa. Savukaasunpuhdistuskemikaalina käytetään kalsiumhydroksidia ($Ca(OH)_2$), joka reagoi savukaasuissa esiintyvien happamien komponenttien, kuten rikkidioksidin (SO_2), suolahapon (HCl) ja vetyfluoridin (HF), kanssa muodostaen vettä ja kiinteitä partikkeleita, jotka voidaan erottaa letkusuodattimessa. Letkusuodatinyksiköitä on biokattilan savukaasujenpuhdistinjärjestelmässä kaksi ja yhteensä näissä kahdessa yksikössä on neljä suodinosastoa, jolloin toisen yksikön ollessa huollossa, voidaan voimalaitosta silti käyttää. Kaavoissa (8), (9) ja (10) on esitetty kalsiumhydroksidin ja happamien komponenttien reaktiot. Letkusuodattimien ansiosta savukaasulauhduttimelle tuleva savukaasu sisältää vain vähän hiukkasia, sillä suurin osa hiukkasista jää letkusuodattimiin ja saadaan poistettua sitä kautta. Tämä vaikuttaa savukaasulauhduttimen lauhdevesien käsittelyyn ja päästöraja-arvojen saavuttamiseen, sillä hiukkasia eli kiintoainetta on vain vähän käsiteltävässä lauhdevesissä (Aluehallintovirasto. 2017. s. 9).



Savukaasujen typenoksidien syntymistä rajoitetaan polttoteknisin keinoin sekä ammoniakin (NH_3) ruiskutukseen savukaasujen joukkoon perustuvalla selektiivisellä ei-katalyyttisellä järjestelmällä (SNCR). Ammoniakkia ruiskutetaan tulipesän yläosasta, jossa ruiskutusvyöhykkeitä on useita. Näin saadaan varmistettua ammoniakin syötön optimaalinen lämpötilaikkuna, joka vaihtelee polttoaineen laadusta ja kattilan kuormatasosta riippuen (Aluehallintovirasto. 2017).



Kuva 16. Aittaluodon savukaasulauhduttimen ja lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän prosessikuvaus (Valmet. 2018)

Savukaasulauhduttimen (Kuva 16) tärkein tehtävä Aittaluodon voimalaitoksella on lämmöntalteenotto. Savukaasulauhdutin voi luovuttaa lämpöä kaukolämpöverkkoon 20 MW teholla. Savukaasun vesihöyry lauhtuu kiertovesiliuoksen mukana ja luovuttaa lämpöä kaukolämpöverkkoon. Samalla lauhtuvaan höyryyn ja savukaasulauhduttimessa kiertävään kiertovesiliuokseen sitoutuu päästöjä savukaasusta. Päästöt käsitellään lauhdeenkäsittelyjärjestelmässä, johon kuuluvat pH:n säätö, flokkauskemikaalin ja mahdollisen polymeerin lisäys, lamelliselkeytin ja pussisuodattimet.

Voimalaitoksen savukaasulauhdutin on tuubilämmönvaihdin, jossa lauhduttimen sisällä olevia putkia pitkin virtaa ylhäältä alaspäin savukaasu, jonka höyry lauhtuu vedeksi putkien pinnalle. Savukaasun tullessa tuubilämmönsiirtimelle se kostutetaan märkälämpötilaan kiertoveden avulla. Kaukolämpövesi virtaa alhaalta ylöspäin putkien ulkopuolella.

Pisaranerotin kerää lauhtuneet vesihöyrypisarat pois savukaasun joukosta ja pisarat sekä kiertoliuos valuvat lauhduttimesta kiertopumpulle. Kaukolämpövedestä mitataan virtausta ja lämpötilaa ennen ja jälkeen lauhduttimen, jotta saadaan laskettua kaukolämpövedeen sitoutunut lämpöenergia. Savukaasulauhduksen pohjalta lauhtunut vesi pumpataan kiertoliuoksen mukana joko uudelleen savukaasulauhdukselle tai lauhdevesien käsittelyyn pinnanmittauksen perusteella. Kiertoliuoksen pH pidetään 6-7,5 -tasolla automaattisella lipeän (*NaOH*) syötöllä. Lauhduttimelle syötetään varavesiventtiilistä lisää vettä, jos kiertovesivirtaus on liian pientä tai kiertovesipumpun käyntitiedot puuttuvat. Lauhduttimen ei tulisi koskaan käydä kuivana, sillä silloin kuuma savukaasu pääsee kosketuksiin muovisten pisaranerottimien kanssa ja märkä savukaasu voi kuivua metallien pinnoille. Tarvittaessa savukaasut voidaan myös ohjata lauhduttimen ohi sulkupeltien avulla suoraan savukaasunpoistokanavaan.

Lauhduttimelle saapuvan savukaasun lämpötila on noin 145 °C ja lauhduttimelta poistuvan savukaasun lämpötila noin 50 °C. Savukaasulauhdukselta poistuu koko ajan minimissään 1 kg/s kiertoliuosta lauhdevesien käsittelyyn savukaasulauhduksen ollessa käytössä. Minimimäärä kiertoliuosta poistetaan koko ajan, jotta pesuveden kloridi ei pääse konsentroitumaan kiertoliuokseen liikaa ja aiheuttaisi korroosiota metallin pinnalle. Myös muiden raskasmetallien konsentroituminen kiertoliuokseen halutaan estää. Kun laitosta ajetaan pienellä kattilakuormalla tai kaukolämpöveden paluulämpötila on liian korkea, saattaa savukaasuista syntyvän lauhdevesien määrä olla liian pieni minimipoistoon. Tällöin tehdasvettä syötetään savukaasulauhdukselle, jotta vedenpinta ei laske asetusarvojen alapuolelle.

Ympäristöluvan mukaan lauhdetta ei voi suoraan johtaa ympäristöön sen likaisuuden vuoksi, vaan se on ensin neutraloitava, selkeytettävä ja suodatettava. Lauhdevesien käsittely koostuu monesta erilaisesta vaiheesta, joiden tavoitteena on vähentää esimerkiksi kiintoainetta ja raskasmetallien pitoisuuksia sekä säätää lauhdevesien pH optimaaliselle tasolle (Aluehallintovirasto. 2017. s. 44).

Savukaasulauhduksen lauhdevedet on suunniteltu käsiteltäväksi lauhdevesien käsittelylaitteistolla, joka sisältää pH-säädön lipeällä, flokkauskemikaalin ja polymeerin syötön, lamelliselkeytyksen sekä suodatuksen pussisuodattimilla. Lauhduttimelta saapuvien lauhdevesien pH:ta mitataan jatkuvasti ja pH:ta säädetään tarvittavalle tasolle lipeän syötöllä.

PAX-XL100 (polyalumiinikloridi) -flokkauskemikaalia syötetään lauhdevesien ennen flokkaussäiliötä ja flokkaussäiliössä veden joukkoon lisätään tarvittaessa polymeeriä

flokkulaation tehostamiseksi. PAX on alumiinipohjainen, lähes hajuton, kirkas tai kellerävä epäorgaaninen yhdiste, jonka pH on <1. Sitä myydään 30-40 % vesiliuoksina. Kemikaalia ei ole luokiteltu ympäristölle vaaralliseksi, mutta sen alhaisen pH:n takia se voi aiheuttaa vesistöissä pH:n alentumista ja olla siten haitallinen eliöille (PAX käyttöturvallisuustiedote. 2016).

Flokkaussäiliön pohjalta vesi johdetaan lamelliselkeyttimelle, jossa vesi virtaa ylöspäin ja kiintoaine laskeutuu lamelleja pitkin lamelliselkeyttimen pohjalla olevaan lietetilaan. Selkeytynyt vesi valuu ylivuotona puhtasvesisäiliöön ja siitä kahden pussisuodattimen läpi poistokanavaan. Pussisuodattimien tarkoituksena on suodattaa lamelliselkeyttimen ylitteestä viimeiset flokit, jotka eivät ole laskeutuneet lamelliselkeyttimen pohjalle. Lamelliselkeyttimen pohjalta liete pumpataan tietyin väliajoin kattilaan. Savukaasulauhduttimen lauhdevedet on suunniteltu johdettavaksi lauhdevesienkäsittelyn jälkeen nykyiseen jätevesijärjestelmään ja lopulta Kokemäenjokeen.

3.4 Koeasetelma

Osana diplomityötä testattiin uuden voimalaitoksen lauhdevedenkäsittelyn toimintaa normaaleissa olosuhteissa sekä demonstroitiin mahdollisia häiriötilanteita. Voimalaitoksen käyttöönoton aikaisia vesinäytteitä ja -analyyskejä analysoitiin ja pyrittiin havainnoimaan mahdollisia ongelmakohtia prosessissa sekä pohtimaan näihin ratkaisuja. Tulosten perusteella suunniteltiin ja tehtiin uusia testauksia. Voimalaitos on uusi, joten tutkimustietoa sen käytöstä, toiminnasta tai häiriötilanteista on saatu vain käyttöönottojakson ajalta. Kokeet ja niiden tavoitteet ja toimenpiteet on esitetty Taulukossa 7, johon on listattu suoritettavat kokeet, toimenpiteet ja testauksien tulokset.

Taulukko 7. Testausjaksot ja tavoitteet

Koe	Toimenpide	Tavoite
<i>Lentotuhkan syöttö flokkaussäiliöön</i>	Lentotuhkan syöttö vesienkäsittelyprosessiin, demonstroidaan häiriötilannetta, jossa letkusuodatin rikki	Lentotuhkan vaikutus vesienkäsittelyprosessin toimintaan ja luparajojen mahdollinen ylittyminen häiriötilanteessa
<i>pH:n nosto</i>	Kiertoveden pH:n asteittainen nosto lipeällä pH-alueelle 7,5	pH:n noston vaikutukset kierto- veteen, PAX-kemikaalin toimintaan sekä sinkin saostamiseen
<i>Saostuskemikaali TMT 15 @-kemi-kaali</i>	Saostuskemikaalin syöttö flokkaussäiliöön polymeeripumpun kautta	Kemikaalin vaikutus raskasmetallipitoisuuksiin, erityinen huomio sinkin saostamisessa, vaikutukset pH:lle

3.4.1 Lentotuhkan syöttö flokkaussäiliöön

Testien tarkoituksena oli selvittää lauhdevesienkäsittelyn kykyä toimia häiriötilanteessa, jossa savukaasujen puhdistusjärjestelmän letkusuodattimet vikaantuvat niin, että lentotuhkaa pääsee savukaasun mukana savukaasulauhduttimelle, sekä selvittää, pystyykö lauhdevedenkäsittelyn normaali toiminta poistamaan häiriötilanteessa lauhdeveteen päässeen lentotuhkan niin, että päästöarajat eivät ylittyisi. Savukaasulauhduttimella kiertovesi pesee lentotuhkan pois savukaasun joukosta, jolloin lentotuhkaa pääsee vesienkäsittelyyn lauhteen mukana.

Testin aikana flokkaussäiliöön syötettiin lentotuhkaa, jolloin syötetty lentotuhka sekoittui lauhdeveteen säiliön pohjassa olevan sekoittimen avulla. Lauhdeveden saapuessa säiliöön, siihen on jo lisätty PAX-flokkauskemikaalia, ja pH on säädetty lipeällä oikealle tasolle. Lentotuhkan lisäyksen jälkeen testissä seurattiin lamelliselkeyttimen yläosaa, josta puhdistunut vesi valuu ylivuotona puhtasvesisäiliöön ja jossa syntyneet flokit on mahdollista nähdä. Lamelliselkeyttimen yläosan päällä on ritilä, jonka päällä on mahdollista kävellä ja tarkastella selkeyttimen toimintaa ja flokkeja. Testin aikana seurattiin selkeyttimen yläosassa näkyvän flokin määrää ja sitä, kasvoiko määrä testin kuluessa, kun lentotuhkan kiintoaine ja sen ympärille muodostuneet flokit kulkeutuivat selkeyttimessä. Selkeyttimen ja puhtasvesisäiliötä seuraavien pussisuodattimien jälkeisestä poistovesiputkesta otettiin näytteitä analysoitaviksi. Lisäksi näyte otettiin selkeyttimen pohjalta lietetilasta lähtevästä näyteputkesta, jotta lietteen koostumus voitaisiin myös analysoida.

3.4.2 pH:n noston vaikutus vesienkäsittelyprosessiin

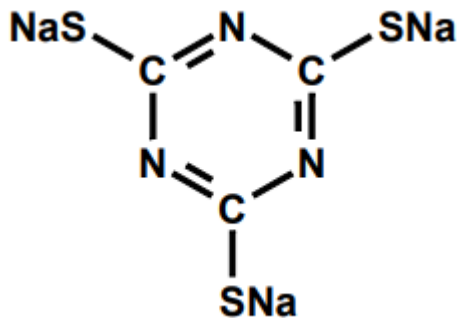
Kokeen tavoite oli havainnoida pH:n vaikutusta flokkauskemikaali PAX:n toimintaan ja sitä kautta kiintoaineen määrään poistovedessä sekä vaikutusta sinkkipitoisuuteen. Kokeessa savukaasulauhduttimen lauhdekierron pH:ta nostettiin lisäämällä lipeän syöttöä asteittain savukaasulauhdutinkierrossa ensin pH alueelta 6,7→7,2 ja myöhemmin pH alueelle 7,5. Näytteenotto poistovedestä otettiin kokoomanäytteenä kerran viikossa ja vesienkäsittelyprosessin toimivuutta tarkkailtiin silmämääräisesti. Lauhdekierron vesi kiertää myös savukaasulauhduttimella, joten pH:n noston vaikutuksia pystyttiin havainnoimaan myös lauhduttimen toiminnassa. pH:n nosto toteutettiin Aittaluodon voimalaitoksen valvomosta käsin. Testausjakso tehtiin osana lauhduttimen käyttöönottestauksia ja pH:n noston vaikutuksia lauhdutinkiertoon ja vesienkäsittelyyn tarkkailtiin voimalaitoksen valvomosta sekä poistovesianalyysien avulla.

3.4.3 Saostuskemikaalin testaus

Kokeen tavoitteena oli selvittää, voidaanko lauhdeveden sinkkiä poistaa kiintoaineen mukana lamelliselkeyttimellä saostamalla se TMT 15®-kemikaalilla. Saostuskemikaalin testausjakso suoritettiin TMT 15®-kemikaalin syötöllä lauhdevesienkäsittelyprosessiin. Kemikaalia syötettiin flokkaussäiliöön polymeerisyötön kautta, sillä polymeeriä ei tällä hetkellä syötetä vesienkäsittelyprosessiin. TMT 15®-kemikaalia päätettiin testata raskasmetallien poistossa, sillä sinkkipitoisuus on ollut yli ympäristöluvan rajojen eikä sitä saada poistettua selkeyttimellä kiintoaineen joukossa. Kemikaali valikoitui testattavaksi laitetoimittajan ehdotuksesta. Kaksi viikkoa kestäneen testausjakson aikana kemikaalin annostelu optimoitiin, sekä kokoomanäyte otettiin kaksi kertaa viikossa. Annostelun optimointi suoritettiin syöttämällä kemikaalia ensin 25 ml/m³ lauhdetta ja pienentämällä annosta muutaman päivän jälkeen 15, 10 ja 5 ml/m³ -annosteluihin ja ottamalla kokoomanäytteet ennen uuden annostelumäärän säätämistä. Kemikaalin annostelu säädettiin voimalaitoksen valvomosta oikeaksi. TMT 15®-kemikaalin toimivuus raskasmetallien poistossa pystytään todentamaan vain analyysitulosten perusteella.

TMT 15® (2,4,6 - Trimerkapto-s-triatsiinin trinitriumsuola, $C_3N_3S_3Na_3$) on hajuton ja väritön emäksinen kemikaali, jota käytetään raskasmetallien saostukseen prosessivesien käsittelyssä tai savukaasulauhteiden puhdistuksessa esimerkiksi polttolaitoksissa sekä metalli- ja kemianteollisuudessa. TMT 15®-kemikaalia käytetään yksi- ja kaksivalenssisien raskasmetallien, kuten kuparin, nikkelin, hopean, kadmiumin, sinkin, elohopean, lyijyn ja toriumin saostamiseen. TMT 15®-kemikaalia myydään 15-% vesiliuoksena se toimii laajalla pH-alueella. Kemikaali muodostaa raskasmetallien saostumisessa sakkaa,

joka voidaan poistaa vesienkäsittelyprosessissa kiintoaineen mukana (EVONIK. 2016). Kuvassa 17 on esitetty TMT 15 ®-kemikaalin rakennekaava.



Kuva 17. TMT 15 ®-kemikaalin rakennekaava (EVONIK. 2016)

3.4.4 Lauhdeveden hyötykäyttö

Mahdollisia kohteita lauhdeveden hyötykäytölle Aittaluodon voimalaitoksella voisivat olla lisäveden, raakaveden, palamisilman tai tehdasalueen kiinteistöjen lämmittäminen lämmönvaihtimia käyttämällä. Lauhdetta voisi olla mahdollista käyttää myös kaukolämmön lisäveden tai kemiallisesti puhdistetun veden valmistukseen, jolloin lauhdeveden lämmittävän ominaisuuden lisäksi saataisiin käyttöön lauhdeveden vesimäärä, jolla korvattaisiin prosessivesien valmistukseen tarvittavaa raakavettä. Hyötykäytöllä saataisiin vähennettyä voimalaitoksen raakaveden - ja omakäyttöenergian tarvetta.

Lauhdevedellä on lämpöarvoa, sillä savukaasulauhduttimen ja vesienkäsittelyprosessin jälkeen lauhteen lämpötila on edelleen noin 50 °C. Lauhdetta syntyy lauhteenkäsittelyssä maksimissaan noin 6,5 kg/s ja keskimäärin noin 3,5 kg/s, joten sitä voi syntyä maksimissaan noin 560 m³/d ja keskimäärin noin 302 m³/d. Lauhdetta syntyy voimalaitoksella ympärivuotisesti, sillä savukaasulauhduttimelta johdetaan vähintään 1 kg/s lauhdetta pois jatkuvasti. Minimissään lauhdetta syntyy siis päivässä noin 86 m³/d. Vuositasolla lauhdetta syntyy keskimäärin noin 110 000 m³/a.

Mikäli lauhdevettä päätetään hyötykäyttää voimalaitoksella, jouduttaisiin uusiin vedenkäsittelymenetelmiin investoimaan, jos lauhdevesi ei täytä hyötykäyttökohteen veden laatuvaatimuksia. Lisäksi lauhteen hyötykäyttö muualla laitoksella vaatii mahdollisen lämmönvaihtimen ja uudistetun putkisto- ja pumppujärjestelmän, jonka avulla käsitelty lauhde saadaan johdettua haluttuun kohtaan vesienkäsittelyprosessia. Mahdollisesti käyttöön otettavia uusia lauhdevedenkäsittelymenetelmiä vertailtaessa on huomioitava esimerkiksi laitteiden tilavaatimukset ja investoinnin suuruus.

Lauhteen hyötykäyttömahdollisuutta tutkitaan suorittamalla poistovedelle analyysijä, joita suoritetaan raakavedelle ja kemiallisesti puhdistetulle vedelle. Analyysien perusteella pystytään alustavasti tutkimaan, sisältääkö lauhdevesi hyötykäytön kannalta kriittisiä alkuaineita, kloridia, sulfaattia, raskasmetalleja tai muita haitallisia yhdisteitä.

3.5 Analyysi- ja laskentamenetelmät

Vesinäytteiden raskasmetallipitoisuudet analysoitiin ulkopuolisen FINAS akreditoitun laboratorion toimesta SFS-EN ISO 17294-2 standardiin perustuvalla menetelmällä käyttäen ICP-MS -tekniikkaa (Induktiivisesti kytketty plasma massaspektrometri). ICP-MS -tekniikalla voidaan määrittää alkuainepitoisuuksia käyttämällä plasman korkeaa lämpötilaa, joka hajottaa laitteeseen saapuvat molekyylit atomeiksi sekä ionisoi ne, jolloin ne voidaan havaita massaspektrometrillä. (Thomas. 2013. p. 5) Alkuainepitoisuuksien määrittämisessä ICP-MS laitteella on otettava huomioon alkuaineiden erilaiset määritysrajat sekä mittausepävarmuus, joka vaihtelee yleisesti välillä 15%-40%. Määritysrajoja pienempiä alkuainepitoisuuksia ei voida kyseisellä laitteella määrittää, vaan tulokset ovat esimerkiksi muotoa $<0,1 \mu\text{g/l}$, jolloin kaikki pienemmät pitoisuudet saavat kyseisen tuloksen. Metallipitoisuudet ovat näytteen kokonaispitoisuuksia eli metallipitoisuus on summa näytteen liuenneessa muodossa olevista metalleista sekä kiintoaineen sisältämistä metalleista. Kiintoaineen kokonaismäärän analysointi perustuu SFS- EN 872 standardiin ja näytteen suodatukseen lasikuitusuodattimella. Kiintoaineen ja pH:n määritykset tehtiin Aittaluodon voimalaitoksen omassa laboratoriossa.

4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Lauhdevesienkäsittelyn toimintakuvaus

Lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän toimintaa seurattiin tarkkailujaksoilla 7.2.-26.4.2020 ja 1.7.-4.8.2020 (vko 6-17 ja vko 27-32), sekä näiden jaksojen välissä olevien kemikaalitestauksen aikana. Savukaasulauhduttimen lauhdevesienkäsittelyn poistoveden ominaisuuksista ympäristöluvassa määrättyjen poistoveden päästöraja-arvojen täyttämisen kannalta kriittisiä parametreja ovat olleet kiintoaine- ja sinkkipitoisuudet. Muiden raskasmetallien pitoisuudet olivat päästöraja-arvoihin verrattuna pieniä ja osan pitoisuudet olivat alle analyysimenetelmien määrittämissä rajojen.

Taulukko 8. Poistoveden pH, kiintoaine- ja sinkkipitoisuudet vko 6-17 aikana

Näytteenotto- ajankohta	pH	Kiintoaine (mg/l)	Sinkki (µg/l)
Raja-arvo	6-8	30	200
<i>vko 6</i>	7,2	20	9,4
<i>vko 7</i>	7,7	<2	60
<i>vko 8</i>	6,9	11	120
<i>vko 9</i>	7,1	11	400
<i>vko 10</i>	6,9	<2	480
<i>vko 11</i>	-	-	180
<i>vko 13</i>	7,6	2	670
<i>vko 15</i>	7,4	2	530
<i>vko 16</i>	7,2	2	610
<i>vko 17</i>	7,7	<2	290
<i>vko 26</i>	7,3	5	590
<i>vko 27</i>	6,9	9	400
<i>vko28</i>	7,3	2	96
<i>vko 29</i>	7,3	10	93
<i>vko 30</i>	7,2	<2	80
<i>vko 32</i>	7,1	<2	90

Kiintoaineen päästöraja-arvo on 30 mg/l ja korkein pitoisuus on ollut 20 mg/l (Taulukko 8). Toiminnan alussa poistoveden kiintoainepitoisuus vaihteli 2 mg/l ja 20 mg/l välillä, minkä jälkeen kiintoainepitoisuus on vakiintunut noin <2 mg/l tasolle (määritysraja 2 mg/l). Lauhdevesienkäsittelyssä kiintoainepitoisuuteen vaikuttavat koagulaatiokemikaalin sekä polymeerin annostelu, muodostuneiden flokkien erottelu lamelliselkeyttimellä ja pussisuodattimien toiminta. Kiintoaineen pitoisuus indikoi yleisesti ottaen savukaasunpuhdistusjärjestelmän toimintaa ja kiintoaineen pitoisuutta seuraamalla pystytään havainnoimaan savukaasujenpuhdistusjärjestelmän ongelmia jo ennen lauhdevesienkäsittelyprosessia. Flokkauskemikaali PAX:n määrää on pienennetty alkuperäisestä 50 ml/m³ annostelusta 5 ml/m³ annosteluun, sillä lauhdevedestä poistettavan kiintoaineen pitoisuus on ollut vähäinen ja pienempi PAX-annostelu on ollut sen poistoon riittävä. Lisäksi lamelliselkeyttimellä oli havaittu liiallisesta PAX:n syötöstä johtuvaa harmahtavaa, hiutalemaista ja huonosti laskeutuvaa alumiiniflokkia. Poistoveden alumiinipitoisuutta analysoidaan, jotta saataisiin selvillä, kuinka paljon PAX-kemikaalin alumiinia on poistovedessä. Alumiinin päästöraja-arvopitoisuutta ei ole määritelty ympäristöluvassa. Ylimääräinen alumiiniflokki saattaa tukkia pussisuodattimet ja lyhentää niiden toimintaikää. Lisäksi ylimääräinen PAX:n käyttö lisää kemikaalikustannuksia ja laskee poistoveden pH:ta.

Vesienkäsittelyssä ei ole päätetty käyttää polymeeriä PAX:n toiminnan edistämiseksi, sillä syntynyt kiintoaine on laskeutunut lamelliselkeyttimellä pelkän flokkauskemikaalin avulla. Polymeeriä on mahdollista käyttää tulevaisuudessa, mutta toistaiseksi tarvetta ei ole ollut.

Poistoveden sinkkipitoisuus on ollut melko korkea koko ensimmäisen tarkkailujakson ajan. Sinkille määritelty päästöraja-arvo ympäristöluvassa on 200 µg/l. Sinkkipitoisuus on kasvanut alun jälkeen, jolloin sen pitoisuus nousi kahdessa viikossa alle 10 µg/l pitoisuudesta pitoisuuteen 120 µg/l. Tämän jälkeen sinkkipitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 180-670 µg/l. Sinkkipitoisuus on pienentynyt toisella tarkkailujaksolla alle päästöraja-arvon. Pitoisuuden pienentymiselle ei ole tarkkaa syytä, mutta esimerkiksi polttoaineseoksen muuttuminen on saattanut johtaa sinkkipitoisuuden pienentymiseen. Muutoksia esimerkiksi flokkauskemikaali PAX:n tai lipeän annosteluun ei olla tehty.

Poistovesien sinkkipitoisuuteen vaikuttaa käytetty polttoaine, mutta sinkin pitoisuus vaihtelee paljon niin puun ja turpeen seospoltossa kuin pelkkää puuta poltettaessa (taulukko 4). Vertailuna savukaasulauhteen sinkkipitoisuudelle voidaan käyttää esimerkiksi pohjaveden ympäristölaatumnormia, joka on 60 µg/l. Sinkille ei ole määrätty pintavesinormia

Suomessa, mutta juomaveden valmistukseen tarkoitetun pintaveden laatuvaatimuksissa sinkin enimmäismäärän raja on käsittelytavasta riippuen joko 3 mg/l tai 5 mg/l (Finlex. 1994, Finlex. 2009).

Sinkkipitoisuuden pienentäminen poistovedestä on jatkossa tärkeää, sillä ympäristöluvan mukaan päästörajalytyksiä raskasmetalleilla saa olla enintään yksi vuoden aikana. Sinkkihydroksidin ($Zn(OH)_2$) liukoisuus veteen pienenee pH:n noustessa yli 7 (kuva 9). Taulukossa 8 on esitetty sinkkihydroksidin saostumisen riippuvuutta pH:sta. Nähdään, että sinkkipitoisuutta voitaisiin alentaa nostamalla lauhdevesienkäsittely pH-alueelle 7,5-8. Ympäristöluvan mukaan poistoveden pH tulee olla välillä 6-8 ja tämän takia pH:ta ei voida nostaa yli 8. pH:n nosto vaikuttaa kemikaalien käyttökustannuksiin, sillä pH:n säätökemikaalia, lipeää, jouduttaisiin annostelemaan nykyistä enemmän lauhdeveteen. pH:n nosto saattaa myös vaikuttaa prosessiin, siten, että sen toiminta häiriintyy. Esimerkiksi flokkauskemikaali PAX toimii parhaiten pH alueella 5,8-6 (PAX käyttöturvallisuustiedote. 2016) ja pH:n nosta saattaisi vähentää flokin muodostumista sekä sen erottamista lamelliselkeyttimellä. Tämä johtaisi kiintoaineen pitoisuuden kasvuun poistovedessä. Toisaalta kiintoainepitoisuudet poistovedessä ovat olleet melko matalalla ja PAX:n syöttöä on pienennetty alkuperäisestä annostelusta.

Taulukko 9. Sinkkihydroksidin saostumisen pH-alueet (mukaillen Siivinen et al. 1999. s.41)

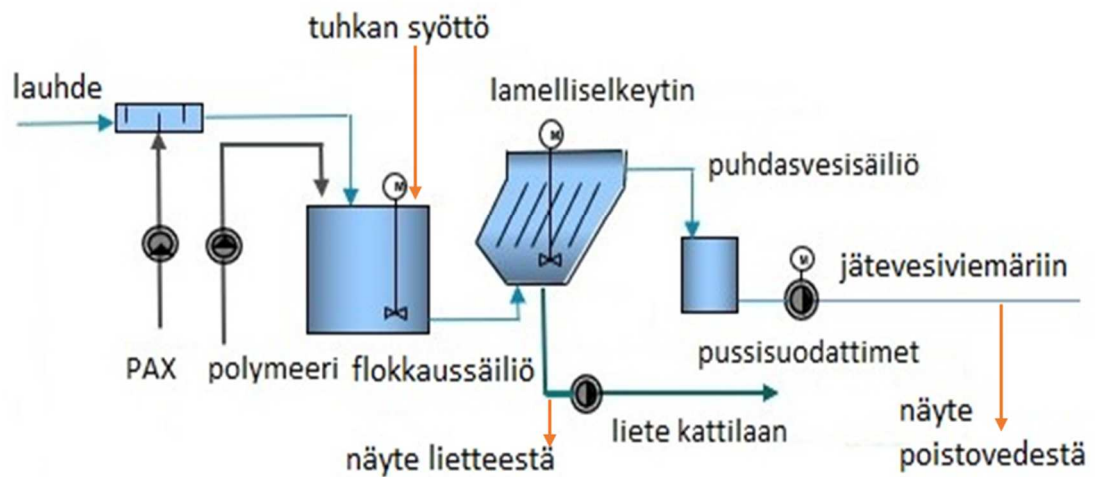
	Saostuminen alkaa	Varsinainen saostumi- nen	Uudelleen liukeneminen	Saostuskemi- kaali
Zn^{2+}	7,6	8,3	>11	lipeä, $NaOH$
	7,6	8,3	-	kalkkisuspensio
	7,4	7,9	>11	sooda, Na_2CO_3

Sinkkipitoisuuden pienentämiseen voisi olla mahdollista käyttää myös muita saostusmenetelmiä kuin hydroksidisaostusta, joissa pH:ta ei tarvitsisi nostaa prosessin muun toiminnan kannalta liian korkealle. Sulfidisaostuksen avulla pystyttäisiin mahdollisesti myös vähentämään sinkin pitoisuutta lauhdevedessä. Sulfidisaostuksen huonona puolena on ollut varsinkin sulfidien myrkyllisyys sekä korroosion muodostumisen riski, mutta sen toimiminen neutraalilla tai hieman happamalla pH-alueella sopisi hyvin nykyiseen lauhdevesienkäsittelyyn. Laitetoimittajan ehdotuksen pohjalta testattiin sulfidipohjaisen saostuskemikaalin, TMT 15 ®, käyttöä normaalin vesienkäsittelyprosessin aikana (Luku 4.3.2).

Poistovedestä analysoidaan myös viikoittain kloriditaso, joka tulee olla laitetoimittajan mukaan alle 100 mg/l. Kloridin maksimipitoisuus on laitetoimittajan määrittelemä, eikä kloridille ole asetettu päästöraja-arvoja ympäristöluvassa. Suuri kloridin määrä lauhdekerrossa altistaa laitteita korroosiolle. Kloriditaso on ollut ajoittain nousussa ja ylittänyt 100 mg/l raja-arvon. Kloriditaso on kuitenkin vakiintunut alle 100 mg/l, eikä toimenpiteitä kloriditason pienentämiseksi tarvita. Kloridipitoisuuden nousu on mahdollisesti johtunut kalsiumhydroksidin ($Ca(OH)_2$) syötön vähentämisestä aiemmin savukaasujen puhdistusprosessissa, sillä emäksisen kemikaalin syötön vähentyessä happamien yhdisteiden neutraloitumista ja erottelua letkusuodattimessa ei tapahdu. Tällöin happamia yhdisteitä, kuten vetykloridia, kulkeutuu lauhduttimelle enemmän.

4.2 Häiriötilanteen toiminta

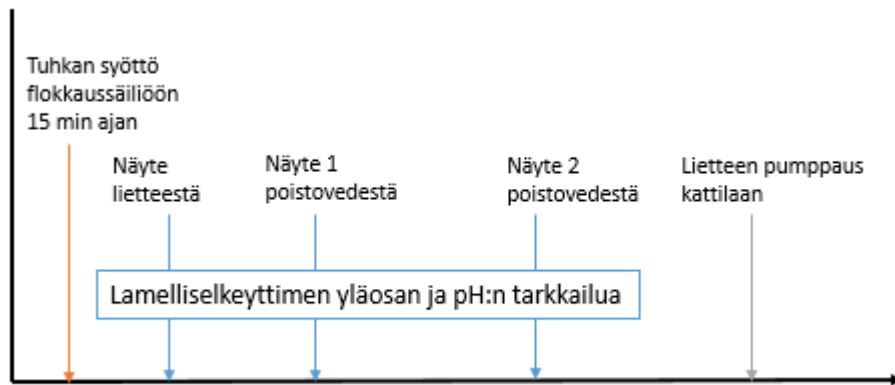
Häiriötilannetta tutkittiin kolmessa peräkkäisessä testissä syöttämällä eri määrät (33, 11 ja 5,5 mg lentotuhkaa/ Nm^3 savukaasua; testi I, II ja III) lentotuhkaa noin 15 min ajan lauhteenkäsittelyn flokkaussäiliöön ja tarkkailemalla flokkien määrää lamelliselkeyttimen yläosassa sekä kertanäytteillä poistovesiputken ja lamelliselkeyttimen lietetilän veden laatua (kuva 18).



Kuva 18. Lauhdevesien käsittelylaitteisto, johon on merkitty lentotuhkan syöttöpaikka sekä poistoveden ja lietteen näytteidenottopisteet

Testeistä kaksi suoritettiin samana päivänä ja yksi seuraavana. Testien I ja II välissä lamelliselkeyttimen lietetila tyhjennettiin pumppaamalla liete kattilaan, jotta saataisiin sel-

ville, kuinka tehokkaasti liete laskeutuu lamelliselkeyttimen pohjalle testien aikana. Ennen testiä I lietettä oli kertynyt lietetilaa jo ennen testin aloittamista ja testissä III lietettä oli kerääntynyt noin päivän ajalta ennen testin aloittamista. Testien aikana otettiin yksi näyte lietteestä ja kaksi poistoputkesta 20 minuutin välein. Näytteiden tulokset ovat suuntaa antavia, sillä ne on otettu yksittäisnäytteistä, jolloin tulokset saattavat vaihdella eri ajankohtina toisin kuin kokoomanäytteessä, jolloin näyte edustaa esimerkiksi viikon keskiarvoa. Tulosten pohjalta voidaan kuitenkin tehdä päätelmiä prosessin toiminnasta. Testeissä käytetty lentotuhka oli voimalaitoksen vanhan puolen RT-kattilan lentotuhkaa, jonka koostumus voidaan olettaa vastaavan uuden kattilan tuhkaa, sillä polttoaine on samanlaista polttoainesekoitusta. Kuvassa 19 on havainnollistettu testien tapahtumia aikajärjestyksessä.



Kuva 19. Tuhkansyöttötestin aikajana, joka havainnollistaa tehdyt toimenpiteet

Kaikissa kolmessa testissä lamelliselkeyttimen yläosaan muodostui selvästi enemmän flokkia verrattuna normaaliin tilanteeseen noin 30 minuutin kuluttua. Testissä II flokkia muodostui silmämääräisesti selvästi enemmän kuin muissa testeissä ja testissä III vähiten.

Taulukko 10. Poistoveden ja lietteen ominaisuudet häiriötilanteen testeissä sekä ympäristöluvan päästöraja-arvot poistoveden kiintoaineelle ja raskasmetalleille

	Raja arvo	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	Liete 1	Liete 2	Liete 3
<i>pH</i>	6-8	6,9	6,9	6,7	6,8	6,8	6,8	6,9	6,7	6,8
<i>Kiintoaine, mg/l</i>	20	<2	<2	110	22	23	14	3100	230	430
<i>Al mg/l</i>	-	3	0,93	19	7,1	8	9,2	310	40	110
<i>As, µg/l</i>	50	1,5	<1,0	3,4	1,2	<1,0	<1,0	98	7,3	3,9
<i>Hg, µg/l</i>	3	<0,1	<0,1	0,25	0,11	0,13	0,16	5,6	0,55	1,6
<i>Cd, µg/l</i>	5	0,3	0,21	0,45	0,16	<0,1	<0,1	13	0,77	0,43
<i>Cr, µg/l</i>	50	<3,0	<3,0	6,2	5,5	<3,0	<3,0	190	12	14
<i>Cu, µg/l</i>	50	3,5	<3,0	9,3	4	<3,0	<3,0	420	44	350
<i>Pb, µg/l</i>	20	2,2	<1,0	9,4	3	1,3	1,2	370	21	13
<i>Ni, µg/l</i>	50	15	<3,0	5,6	5,0	3,6	<3,0	170	9,9	8,4
<i>Zn, µg/l</i>	200	140	60	420	190	370	430	9300	900	3200

Lentotuhkan syöttö aiheutti häiriötilannetta prosessiin (Taulukko 9). Testin II (2.1 ja 2.2) häiriötilanteessa vesienkäsittelyprosessista kulkeutui poistoveteen suuri kiintoainepitoisuus, joka ylitti ympäristöluvan päästöraja-arvot. Suuri flokin määrä lamelliselkeyttimellä näkyi kiintoaineen suurena pitoisuutena. Testissä II alumiinin pitoisuus oli koholla eli osan suuresta kiintoainepitoisuudesta selittää myös alumiiniflokki.

Sinkin pitoisuus oli yli päästöraja-arvon kolmen testin aikana. Sinkkipitoisuus vaihteli ja testissä I (1.1 ja 1.2) sinkkipitoisuus oli pienempi kuin testissä III (3.1 ja 3.2), vaikka syötettävän tuhkan määrä oli pienempi. Sinkkipitoisuus ei siis ollut suoraan verrannollinen syötettävän tuhkan määrään. Muut raskasmetallit pysyivät häiriötilanteen aikana alle päästöraja-arvojen, vaikka niidenkin pitoisuudet olivat koholla testissä II. Raskasmetalleja on ollut kiintoaineessa ja muiden raskasmetallien kuin sinkin pitoisuudet ovat suoraan vertailtavissa kiintoaineen pitoisuuteen.

Lietteistä testin I (Liete 1) lietteellä, jota oli jo ehtinyt kertyä lietetiltaan ennen koetta, oli suurimmat kiintoaine- ja metallipitoisuudet. Liete oli myös silmämääräisesti sakeinta ja kaikkien metallien pitoisuudet olivat korkeampia kuin poistovesien ympäristöluvan päästöraja-arvot. Tämä indikoi sitä, että vaikka aikaisemmissa poistoveden ominaisuuksissa

kaikkien muiden metallien kuin sinkin pitoisuudet olivat alle päästöraja-arvojen, kyseisiä metalleja päätyy savukaasun mukana lauhdeveteen ja niitä poistuu kiintoaineessa. Testissä II (Liete 2), jota ennen lietesäiliö oli juuri tyhjennetty, huomattiin silmämääräisesti ja analyysilla, että lietettä oli ehtinyt kerääntyä vähän. Tämän testin kiintoaineen erottelu-prosessi ei toiminut häiriöttä, joten metallipitoisuudet poistoveden ja lietteen välillä erosivat vähemmän toisistaan, kuin testissä I. Testin II tulokset myös indikoivat sitä, että metallit erottuvat kiintoaineen mukana, eivätkä ne ole täysin liuenneina veteen.

4.3 Kemikaalitestaus

Kemikaalitesteissä tutkittiin lipeänsyötön lisäämisen ja TMT 15® -kemikaalin syötön vaikutuksia poistoveden laatuun. Testausjaksojen aikana otettiin näytteet poistovedestä ja analysoitiin niistä kiintoaine- ja raskasmetallipitoisuudet.

4.3.1 pH:n nosto

pH:n nosto suoritettiin lisäämällä lipeän syöttöä lauhdutinkierrossa asteittain alkuperäisestä pH:sta 6,7, kunnes pH lauhdutinkierrossa oli noin 7,5. Testijaksojen (testi I; poistoveden pH 8,3 testi II; poistoveden pH 8,5 testi III; poistoveden pH 8,7) aikana poistoveden ominaisuuksia tutkittiin viikon kokoomanäytteestä, joten jokainen testijakso edustaa yhtä viikkoa. Testissä I poistoveden pH oli alhaisin ja testissä III korkein.

Taulukko 11. Poistoveden ominaisuudet ja raja-arvo pH:n noston aikana

	Yksikkö	Raja-arvo	Testi I	Testi II	Testi III
<i>pH</i>		6-8	8,3	8,5	8,7
<i>Kiintoaine</i>	mg/l	20	<2	<2	<2
<i>Alumiini</i>	mg/l	-	0,3	0,22	0,014
<i>Arseeni</i>	µg/l	50	<0,2	<0,2	<0,2
<i>Elohopea</i>	µg/l	3	0,15	2,3	2,7
<i>Kadmium</i>	µg/l	5	<0,03	<0,03	<0,03
<i>Kromi</i>	µg/l	50	<0,5	0,58	1,1
<i>Kupari</i>	µg/l	50	0,59	1,2	<0,5
<i>Lyijy</i>	µg/l	20	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Nikkeli</i>	µg/l	50	0,61	1,5	0,59
<i>Sinkki</i>	µg/l	200	250	310	370

Poistoveden pH oli kaikissa testeissä yli ympäristöluvan raja-arvon (Taulukko 10). Savukaasulauhduttimen kiertoveden pH oli kuitenkin korkeimmillaan 7,9. Ero poistoveden ja kiertoveden pH:ssa johtui luultavasti pienestä lipeävuodosta lamelliselkeyttimellä, joka oli olemassa jo ennen testejä ja jonka takia lipeää pääsi vuotamaan selkeyttimelle ja se nosti poistoveden pH:n yli 8.

Vaikka pH on ollut testien aikana yli 8, ei poistoveden sinkki ole saostunut lauhdevedestä tarpeeksi. Sinkin varsinainen saostuminen hydroksidina alkaa pH:ssa 8,3 (Taulukko 8). Sinkkipitoisuudet vaihtelivat testeissä ja vaikka testin III pH on korkein, on tässä testissä sinkkipitoisuus testeistä korkeimmalla. Vaikka testien sinkkipitoisuudet olivat yli ympäristöluvan päästöraja-arvojen, pitoisuudet olivat pienempiä kuin kemikaalitestaukseen edeltävällä tarkkailujaksolla eli pH:n nostolla on vaikutusta pitoisuuksien pienentymiseen, mutta ei kuitenkaan tarpeeksi, jotta päästöraja-arvon alittuisi.

Elohopean pitoisuus nousi pH:n noston myötä. Elohopean pitoisuus on ollut voimalaitoksen käyttöönoton ajan alhainen ja ollut korkeimmillaan noin 0,3 µg/l, kun ympäristöluvan päästöraja-arvo on 3 µg/l. Testeissä poistoveden elohopea oli testien II ja III aikana lähellä päästöraja-arvoa (2,3 ja 2,7 µg/l). Korkeat pitoisuudet johtuivat pH:n nostosta, sillä kun poistoveden pH testien jälkeen oli alle 8, myös elohopean pitoisuus laski alle 0,3 µg/l.

4.3.2 Saostuskemikaalin testaus

Testien aikana tutkittiin TMT 15® -kemikaalin vaikutus sinkin poistoon lauhdevedestä ja saavutettavaan sinkkipitoisuuteen poistovedessä. Testeissä annosteltiin eri määriä (25, 15, 10 ja 5 ml kemikaalia/m³ lauhdetta) TMT 15® -kemikaalia lauhdeveden joukkoon polymeerisyötön kautta flokkaussäiliöön. Jokaisen eri annostelujakson jälkeen kokoomanäytteestä analysoitiin raskasmetallit sekä kiintoaine. Testien aikana myös havainnoitiin, onko TMT 15® -kemikaalin syötöllä esimerkiksi silmämääräisesti havaittavia vaikutuksia lauhdevesiin tai vaikutusta lauhdeveden pH:lle. Eri annosteluilla pyrittiin löytämään kemikaalin optimaalinen annostelu, jolloin sinkkiä saatiin poistettua, mutta kemikaalia käytettäisiin mahdollisimman vähän.

TMT 15® -kemikaalin testien (testi I; annostelu 25 ml/m³, testi II; annostelu 15 ml/m³, testi III; annostelu 10 ml/m³, testi IV; annostelu 5 ml/m³) aloituksen eli testin I aikana huomattiin polymeeripumpussa ongelmia. Pumpun annostelun säätö ei toiminut halutusti

ja kemikaalin syöttö flokkaussäiliöön oli suurempaa kuin alun perin oli suunniteltu. Kemikaalin syöttö lopetettiin tästä syystä noin kahdeksi päiväksi. Muilta osin kemikaalia saatiin syötettyä flokkaussäiliöön ongelmitta ja annostelumäärät saatiin pidettyä oikeina.

Tuloksista (Taulukko 11) huomataan, että sinkkipitoisuus oli korkealla kaikkien testien aikana. TMT 15® -kemikaalin vaikutusta sinkkipitoisuuden pienentämisessä ei voida testien perusteella todentaa, sillä tuloksissa sinkkipitoisuus vaihtelee suuresti testien välillä eikä esimerkiksi annostelumäärien muuttaminen vaikuta lineaarisesti sinkkipitoisuuteen. TMT 15® -kemikaalin tehoa raskasmetallien poistossa ei saatu todennettua testijaksolla, mutta esimerkiksi korkeampi kemikaalin annostelu saattaisi vähentää sinkkipitoisuutta halutulle tasolle. Muut raskasmetallipitoisuudet pysyivät matalina testien aikana. Kiintoaineen määrä poistovedessä kasvoi testien aikana, mutta suoraa yhtenevyyttä TMT 15® -kemikaalin syötöllä ja kiintoaineen määrän kasvulla ei ole. Toisaalta alumiinipitoisuus on ollut testauksen aikana pieni, jolloin on mahdollista, että osa flokkauskemikaali PAX:n alumiinista on saostunut TMT 15® -kemikaalin syötön vaikutuksesta ja se on poistunut kiintoaineen mukana lamelliselkeyttimen lietetilaan. Tällöin PAX:n normaali toiminta flokkauskemikaalina on häiriintynyt ja kiintoainetta on päätyntä normaalia enemmän poistoveteen. TMT 15® -kemikaalilla ei ole ollut vaikutusta pH:arvoon, vaikka se on emäksinen kemikaali.

Taulukko 12. TMT 15® -kemikaalin syöttöjakson poistoveden ominaisuuksia

	Yksikkö	Raja-arvo	Testi I	Testi II	Testi III	Testi IV
<i>pH</i>		6-8	7,3	7,4	7,0	7,2
<i>Kiintoaine</i>	mg/l	20	2	5	7	7
<i>Alumiini</i>	mg/l	-	0,22	0,41	0,062	0,025
<i>Arseeni</i>	µg/l	50	<0,2	<0,1	<0,2	<0,2
<i>Elohopea</i>	µg/l	3	0,11	0,12	2,8	0,73
<i>Kadmium</i>	µg/l	5	<0,3	<0,2	<0,03	<0,03
<i>Kromi</i>	µg/l	50	<0,5	<3,0	<0,5	<0,5
<i>Kupari</i>	µg/l	50	<0,5	<3,0	0,79	0,78
<i>Lyijy</i>	µg/l	20	<0,1	<0,5	<0,1	<0,1
<i>Nikkeli</i>	µg/l	50	0,35	<1,0	1,2	1
<i>Sinkki</i>	µg/l	200	480	800	470	1100

TMT 15® -kemikaalia on testattu prosessivesien käsittelyssä myös eri tutkimuksissa (Seppälä. 2016). Eri teollisuuden aloja, joissa TMT 15® -kemikaalia on testattu, ovat olleet muun muassa hiilivoimalaitos, jätevedenkäsittelylaitos sekä lämpövoimalaitos. Eri raskasmetallit saostuvat pois jätevedestä paremmin kuin toiset. Hyvin saostuvia raskasmetalleja ovat olleet esimerkiksi kupari, lyijy, sinkki ja palladium. Huonommin saostuvia metalleja ovat olleet kromi, rauta ja nikkeli. Metallien poistoon ovat vaikuttaneet myös prosessiolosuhteet. TMT 15® -kemikaalia on testattu myös laskeutusapuaineena nikkeli- ja kobolttipitoisuuksien vähentämiseksi prosessijätevedessä. Tulosten mukaan kupari on saostunut jätevedestä hyvin, mutta koboltin ja nikkelin saostuksessa TMT 15® -kemikaali ei ole parantanut saostumista. Testauksen aikana liuokset ovat muuttuneet tummiksi, joka on johtunut hienojakoisen sakan muodostumisesta, jota ei ole saatu laskeutettua. TMT 15® -kemikaali on toiminut paremmin prosessivesille, jotka ovat sisältäneet pieniä pitoisuuksia raskasmetalleja, kuin paljon raskasmetalleja (>100mg/l) sisältäneille vesille (Seppälä. 2016).

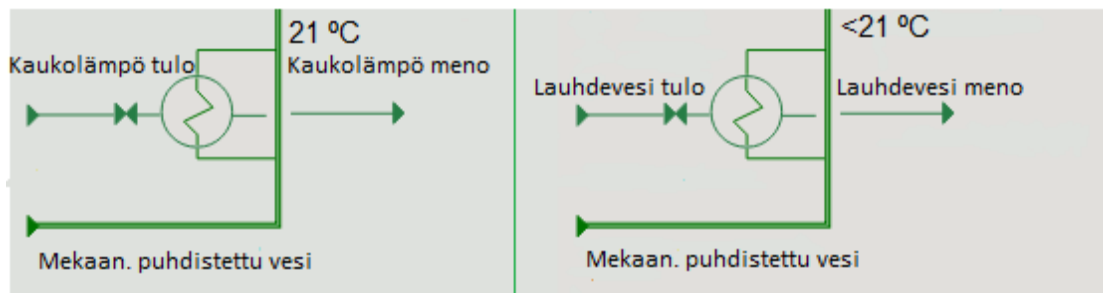
TMT 15® -kemikaalin toimivuutta on testattu myös savukaasulauhteen vesienkäsittelykemikaalina arsenikin poistoon, jolloin myös muiden raskasmetallien käyttäytymistä on havainnoitu. Kemikaalin testaus on suoritettu laboratoriossa savukaasulauhteelle eri pH:lla ja kahdella eri arsenikin pitoisuudella. Osaan testeistä on lisätty myös ferrikloridia ($FeCl_3$), joka on koagulanttikemikaali. Testeissä TMT 15® -kemikaali on toiminut hyvin, kun pH on ollut yli 5 ja ferrikloridia ei ollut lisätty testauksen aikana. Tällöin pitoisuus on pienentynyt esimerkiksi sinkin osalta yli 2000 µg/l alle 500 µg/l. Ferrikloridi on alentanut lopullista pH:ta, joka on huonontanut TMT 15® -kemikaalin toimintaa (Waldenström. 2014).

TMT 15® -kemikaalin käyttöä tulevaisuudessa saattaa rajoittaa myös kemikaalikustannus. Jos TMT 15® -kemikaalia syötetään esimerkiksi 25 ml/m³ savukaasulauhdetta ja oletetaan kemikaalin maksavan esimerkiksi 6000 €/t, on keskimääräisellä 302 m³/d lauhdevirtaamalla kustannus vuodessa noin 16 000 €. Jos kemikaalia päätetään testata isommalla annostelulla, esimerkiksi 50 ml/m³ annostelulla ja havaittaisiin isomman annostelun vähentävän sinkkipitoisuutta alle ympäristöluvan päästöraja-arvon, kemikaalikustannus olisi vuodessa yli 30 000 €.

4.4 Lauhdeveden hyötykäyttö

Aittaluodon voimalaitoksella kaukolämpövettä käytetään lämmittämään mekaanisesti puhdistettua raakavettä ennen sen johtamista kemialliseen käsittelyyn, flotaatioon ja

hiekkasuodatukseen. Raakavesi on Kokemäenjoen vettä ja sen lämpötila vaihtelee vuoden aikana 0 °C ja yli 20 °C välillä, keskilämpötila on noin 10 °C. Ennen kemiallista vesienkäsittelyä raakaveden lämpötila nostetaan noin 21 °C lämpötilaan erillisellä lämmönvaihtimella (Kuva 19). Raakavettä voimalaitoksen vesienkäsittelyyn otetaan noin 20-25 kg/s. Kaukolämpöveden korvaamisella lauhdevedellä voitaisiin vähentää voimalaitoksen omakäyttölämpöä, vaikka lauhdeveden lämpömäärä ei riittäisikään lämmittämään raakavettä tarvittavaa määrää ja lisäksi tarvittaisiin esimerkiksi kaukolämpöä käyttävä lämmönvaihdin.



Kuva 20. Mekaanisesti puhdistetun veden lämmitys nykyisellä lämmönvaihtimella (kuvassa vasemmalla) ja lämmitys lauhdevedellä (kuvassa oikealla)

Voimalaitoksen lisävettä varastoidaan 200 m³ säiliössä ja veden lämpötila on noin 22 °C. Lisävesi on valmistettu kemiallisesti puhdistetusta vedestä, joka käsitellään ioninvaihtimilla. Lisävettä syötetään syöttövesisäiliöön ja se lämmitetään sitä ennen noin 75 °C lämpötilaan. Lisävettä lämmitetään ensin kahdella lämmönvaihtimella, joissa sitä lämmitetään jäähdytysvedellä ja ulospuhallushöyryllä ja jolloin lämpötila nostetaan noin 41 °C lämpötilaan. Tämän jälkeen lämpötila nostetaan noin 75 °C lämpötilaan kahdella lämmönvaihtimella, joissa käytetään kaukolämpövedettä. Lauhdeveden hyötykäyttö lisäveden lämmityksessä olisi mahdollista ennen kaukolämmöllä toimivia lämmönvaihtimia, sillä tällöin lauhdeveden lämpötila on riittävä lämmitystarkoitukseen. Toisaalta jäähdytysvesi ja ulospuhallushöyry ovat myös hukkaenergiaa, joka on otettu hyötykäyttöön, joten lauhdeveden käyttö korvaisi toisten ylijäämälämpöjen käytön eikä voimalaitoksen omakäyttölämpöä vähennettäisi.

Savukaasulauhdevettä olisi mahdollista käyttää myös palamisilman esilämmitykseen. Sekundäärinen palamisilma, jota syötetään kattilan ylempiin osiin, otetaan ulkoilmasta ja lämmitetään ensimmäisellä lämmönvaihtimella ensin noin 20 °C lämpötilaan. Ennen kattilaan syöttämistä palamisilma lämmitetään muun muassa savukaasuilla yli 100 °C läm-

pötilaan. Ulkoilman lämpötila vaihtelee suuresti vuoden aikana (n. $-25\text{ °C} \dots 25\text{ °C}$) ja suurin lämmitystarve on talvella, jolloin savukaasulauhdetta syntyy myös eniten. Palamisilman tarve on melko suurta, noin $10\text{ Nm}^3/\text{s} \dots 15\text{ Nm}^3/\text{s}$, joten savukaasulauhteen määrällä ei välttämättä pystyittäisi lämmittämään palamisilmaa montaakaan astetta.

Esimerkiksi Aittaluodon voimalaitoksella keskimääräisellä lauhdeveden virtaamalla $3,5\text{ kg/s}$, poistoveden alkulämpötilalla 50 °C , oletetulla loppulämpötilalla 25 °C ja veden ominaislämpökapasiteetilla $4,19\text{ kJ/kgK}$, sekä arvioidulla 90% hyötysuhteella saadaan potentiaalisesti hyödynnettävissä olevaksi häviölämmöksi kaavan (8) mukaan:

$$\phi = 0,9 \cdot 4,19 \frac{\text{kJ}}{\text{kgK}} \cdot 3,5 \text{ kg/s} \cdot (50\text{ °C} - 25\text{ °C})$$

$$\leftrightarrow \phi = 330,0 \text{ kW}$$

Vuodessa häviölämpöä olisi mahdollista hyödyntää:

$$330,0 \text{ kW} \cdot 365 \text{ d} \cdot 24 \text{ h} = 2,89 \text{ GWh}$$

Oletetaan, että Aittaluodon voimalaitoksella käytettävän polttoaineen hankintahinta olisi esimerkiksi 20 €/MWh . Tällöin häviölämmön hyötykäytöllä saavutettava säästö olisi vuodessa:

$$2\,890 \text{ MWh} \cdot 20 \frac{\text{€}}{\text{MWh}} = 57\,800 \text{ €}$$

Häviölämpöä vastaava energiamäärä polttoaineina voidaan laskea Taulukon 5 tiedoilla. Esimerkiksi vuoden 2019 tuotettu energiamäärä puulla on 422 GWh ja tätä varten on käytetty puuta $201\,000\text{ t}$ puuta. Saadaan laskettua, kuinka paljon puuta säästetään, jos savukaasulauhde saataisiin hyötykäytettyä hukkalämpönä tuottamaan $2,89\text{ GWh}$ lämpöenergiaa:

$$\frac{201000 \text{ t}}{422 \text{ GWh}} \cdot 2,89 \text{ GWh} = 1376 \text{ t}$$

Verrattuna vuodessa käytettävään yli $200\,000\text{ t}$ määrään puupolttoainetta hukkalämmön hyötykäytössä säästettävä määrä, 1376 t , ei ole suuri, mutta vähentäisi silti polttoainetarvetta.

Lauhdevettä voitaisiin myös käyttää raakaveden tai lisäveden valmistukseen. Tällöin on otettava huomioon veden laadun kriteerit, jotta vesien valmistukseen käytettävä lauhde olisi tarpeeksi puhdasta valmistettavien vesien raaka-aineeksi. Voimalaitoksen vedenkäsittelylaitteisto on mitoitettu tiettyjen raakaveden laatuarojen mukaan ja uuden vesimassan lisääminen siihen voisi häiritä laitteiston normaalia toimintaa. Lauhdevedelle suoritettiin analyysi, jonka tarkoituksena oli verrata lauhdeveden ominaisuuksia voimalaitoksella käytetyn raakaveden ja kemiallisesti puhdistetun veden ohjearvoihin (Taulukko 12).

Taulukko 13. Poistoveden ominaisuuksia verrattuna kemiallisesti puhdistetun veden ohjearvoihin

	Yksikkö	Ohjearvo	Poistovesinäyte
<i>pH</i>		5,7-6,2	7,0
<i>Kloridi</i>	mg/l	0,1-0,3	75,72
<i>Kovuus</i>	dH	ei määritelty	0,1
<i>Silikaatti</i>	mg/l	ei määritelty	<0,01
<i>Rauta</i>	mg/l	<0,5	0,101
<i>Alumiini</i>	mg/l	<0,1	0,22

Lauhdeveden ominaisuuksista huomataan, että kloridipitoisuus on huomattavasti korkeammalla kuin kemiallisesti puhdistetun veden ohjearvo on. Kloridipitoisuus lauhdevedessä johtuu savukaasun happamista komponenteista, kuten vetykloridista (*HCl*), joka poistuu savukaasulauhduttimessa kiertoveden mukana lauhdevesienkäsittelyjärjestelmään, eikä saada poistettua tarpeeksi lamelliselkeyttimellä. Korkea kloridipitoisuus saattaa estää lauhdeveden käytön raakaveden tai kemiallisesti puhdistetun veden valmistuksessa. Toisaalta, raakavettä otetaan voimalaitoksen vesienkäsittelyyn merkittävästi suurempi määrä (noin 20-25 kg/s) kuin lauhdevettä (noin 3,5 kg/s), joten lauhdeveden suuri kloridipitoisuus laimenisi vesien yhdistymisessä.

Alumiinipitoisuus on korkeampi kuin kemiallisesti puhdistetun veden ohjearvo. Lauhdeveden alumiinipitoisuus on riippuvainen flokkaukemikaali PAX:n käytöstä. Kemikaalin käyttö on vähäistä ja annostus on 5 ml/m³ alkuperäisen 50 ml/m³ sijasta, sillä kiintoaineen määrä lauhdevedessä on ollut pieni eikä kemikaalia ole tarvinnut annostella alkuperäistä määrää. PAX:n lisäyksen pienentämistä on mahdollista harkita, jos kiintoaineen määrä lauhdevedessä pysyy alhaisena. Lisäksi esimerkiksi sinkin ja muiden raskasmetallien pitoisuudet vaikuttavat lauhdeveden käytettävyyteen. Jos lauhdevettä tullaan

käyttämään prosessivesien valmistukseen, joudutaan uusiin vesienkäsittelymenetelmiin luultavasti investoimaan.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Diplomityön tarkoituksena oli tutkia voimalaitoksen savukaasulauhteen lauhdevesienkäsittelyä sekä lauhdeveden hyötykäyttömahdollisuuksia. Työn aikana tarkkailtiin poistoveden ominaisuuksia viikoittaisilla näytteenotoilla, suoritettiin lauhdevesienkäsittelyn häiriöttestaus sekä kemikaalitestauksia. Lisäksi kartoitettiin lauhdeveden hyötykäyttömahdollisuuksia.

Poistoveden ominaisuuksien perusteella sinkkipitoisuus on ollut yli ympäristöluvan päästöraja-arvon tarkkailujakson alkupuolella, mutta tarkkailujakson loppupuolella raja-arvon alle. Muut raskasmetallipitoisuudet ja kiintoainepitoisuus ovat olleet alle päästöraja-arvojen. Sinkkipitoisuuden pienentämiseksi testattiin kahta saostusmenetelmää, hydroksidisaostusta lipeällä sekä sulfidisaostusta TMT 15 ® -kemikaalilla. Kemikaalitestauksen perusteella kumpikaan saostusmenetelmä ei laskenut sinkkipitoisuutta alle päästöraja-arvon. Raskasmetallipitoisuuksien viikoittaista tarkkailua poistovedestä suositellaan jatkettavaksi. Lisäksi sinkin alkuperä suositellaan määritettäväksi, jotta sinkkipitoisuuden vaihtelun syyt saataisiin tarkemmin selville. Tilanteessa, jossa sinkkipitoisuus nousee uudelleen yli päästöraja-arvon mahdollisia toimenpiteitä sinkkipitoisuuden pienentämiseksi ovat esimerkiksi vaihtoehtoisten saostuskemikaalien testaus, aktiivihiiilen lisäys savukaasukanavaan tai uusien vesienkäsittelylaitteiden, kuten ioninvaihtolaitteiston tai kalvosuodatuslaitteiston käytön kartoittaminen.

Lauhdevedenkäsittelyjärjestelmän toimintaa optimoitiin käyttöönottojakson aikana. Flokkauskemikaali PAX:n annostelu pienennettiin alkuperäisestä annostelusta, sillä huomattiin kemikaaliannostelun olleen suurempi kuin kiintoaineen poistoon tarvittava annostelu. Todettiin, että polymeeriannostelulla ei ollut vaikutusta kiintoaineen poistumiseen lauhdevesistä, minkä vuoksi annostelu päätettiin lopettaa.

Häiriöttestauksen tulosten perusteella voidaan todeta, että savukaasujen puhdistinlaitteistossa tapahtuva laiterikko vaikuttaa lauhdevesienkäsittelyjärjestelmän toimivuuteen. Testit osoittivat, että häiriötilanteessa lauhdeveden kiintoainepitoisuus saattaa ylittää päästöraja-arvon. Äkillisiin häiriötilanteisiin, kuten savukaasujen puhdistinlaitteiston viikaantumiseen pystytään todellisuudessa reagoimaan nopeasti ja mahdolliset päästöraja-arvojen ylitykset jäävät lyhytaikaisiksi. Häiriöttestauksen aikana tutkittiin myös liet-

teen ominaisuuksia. Tulosten perusteella liete sisältää huomattavasti enemmän raskasmetalleja kuin poistovesi. Suurin osa raskasmetalleista saadaan siis laskeutettua kiintoaineena lamelliselkeyttimeltä lietetilaan, eikä raskasmetalleja päädy normaalitilanteissa poistoveden mukana pois vesienkäsittelystä.

Lauhdeveden hyötykäyttömahdollisuudet voidaan jakaa lauhdeveden lämmön hyötykäyttöön lämmönvaihtimen avulla sekä lauhdeveden hyötykäyttöön prosessivesien valmistuksessa. Mahdollisia käyttökohteita hyötykäytölle voisivat olla lisäveden, raakaveden, palamisilman tai tehdasalueen kiinteistöjen lämmittäminen lämmönvaihtimella sekä raakaveden tai lisäveden valmistus. Lauhdeveden ominaisuuksia tutkittiin alustavasti verrattuna kemiallisesti puhdistetun veden ohjearvoihin ja tulosten perusteella lauhdeveden korkea kloridipitoisuus voi estää lauhdeveden hyötykäytön sellaisenaan. Lauhdeveden hyötykäytölle suositellaan lisätutkimuksia, sillä hyötykäytöllä pystytään pienentämään voimalaitoksen omakäyttöveden ja -energian määrää. Lisäksi lauhdeveden sinkkipitoisuudella ei välttämättä ole vaikutusta prosessiveden valmistuksessa.

LÄHTEET

Alakangas E., Hurskainen M., Laatikainen-Luntama J., Korhonen J. 2016. Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia. Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy. ISBN 978-951-38-8418-5. s. 55-67

Aluehallintovirasto Etelä-Suomi. 2018. PÄÄTÖS Nro 99/2018/1 Dnro ESAVI/10436/2017. Aittaluodon ympäristölupa. Saatavissa: https://www.pori.fi/sites/default/files/atoms/files/aittaluodon_voimalaitoksen_ymparistoluvan_tarkistaminen_pori_energia_oy_aluehallintovirasto.pdf

American Water Works Association, AWWA. 2010. Principals and Practices of Water Supply Operations: Water Treatment. 4. Painos. p.47. ISBN 10: 1-58321-777-0

Bolto B., Gregory J. 2007. Organic polyelectrolytes in water treatment. Water Research 41, p. 2301-2324

Cheremisinoff N. 2002. Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies. ISBN: 0-7506-7498-9

Crittenden J., Rhodes Trussel R. Hand D., Howe K., Tchobanoglous G. 2012. Water Treatment - Principles and Design. 3. Painos. John Wiley & Sons. ISBN: 9780470405390

Energiateollisuus ja Ympäristöministeriö. 2012. Kotimaista polttoainetta käyttävien 0,5...30 MW kattilalaitosten tekniset ratkaisut sekä palamisen hallinta.

European Commission, Joint Research Centre. 2013. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants. European Commission. p. 752.

EVONIK Industries. 2016. TMT 15 ® -brochure. Material Safety Data Sheet. Viitattu 27.4.2020. Saatavissa <https://www.tmt15.com/product/tmt15/en/about/heavy-metal-precipitation/>

Fenno Water- Internetsivut. 2020. Viitattu 30.3.2020. Saatavissa <http://www.fennowater.fi>

Jalovaara J., Aho J., Hietämäki E., Hyytiä H. 2003. Paras käytettävissä oleva tekniikka (BAT) 5–50 MW:n polttolaitoksissa Suomessa. Suomen ympäristö 649. Suomen ympäristökeskus. s. 27. ISBN: 952-11-1488-6

Kirjavainen K. 2015. Puuta ja turvetta polttavien energiantuotantolaitosten tuhkan muodostuminen ja hyötykäyttöä rajoittavat kemialliset tekijät. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. s. 100

Kolehmainen, T. 2013. Kemiallinen saostus metallien talteenotossa ja vedenpuhdistuksessa. Pro gradu-tutkielma. Kemian laitos, Oulun yliopisto. s. 34

Korpijärvi K., Mroueh U.-M., Merta E., Laine-Ylijoki J., Kivikoski H., Järvelä E., Wahlström M., Mäkelä E. 2009. Energiantuotannon tuhkien jalostaminen maarakennuskäyttöön. VTT Tiedotteita 2499. Espoo: VTT. s. 75

Lammi K., Lehtonen E., Timonen T. 1993. Energiatuotannon hiukkaspäästöjen teknis-taloudelliset vähentämismahdollisuudet. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. Selvitys 120/1993. Helsinki: Painatuskeskus Oy

Lenntech- Internetsivut. 2020. Viitattu 30.3.2020. Saatavissa <https://www.lenntech.com/>

Lewis, A. 2010. Hydrometallurgy. Review of metal sulphide precipitation. Osa 104.

Li F., Jiang J-Q Wua S., Zhanga B. 2010. Preparation and performance of a high purity poly-aluminum chloride. College of Environmental Science & Engineering, State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tonji University, Shanghai. Julkaistu: Chemical Engineering Journal 156 (2010) p. 64–69

Motiva. 2014. Ylijäämälämmön taloudellinen hyödyntäminen. Viitattu 3.6. 2020. Saatavissa https://www.motiva.fi/files/13515/Ylijaamalammon_taloudellinen_hyodyntaminen_Ylijaamalampoenergia-analyysit.pdf

Motiva. 2017. Tuotannon hukkalämpö hyödyksi. Viitattu 1.6. 2020. Saatavissa https://www.motiva.fi/files/8501/Tuotannon_hukkalampo_hyodyksi.pdf

Niemelä P. 2011. Voimalaitoksen vedenkäsittelyn täyssuolanpoistoprosessin automaatio. Opinnäytetyö. Saatavilla: https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/34809/Niemela_Petri.pdf?sequence=2

Noor, I., Martin, A., Dahl, O. 2020. Water Recovery from Flue Gas Condensate in Municipal Solid Waste Fired Cogeneration Plants Using Membrane Distillation. Chemical Engineering Journal. Volume 399.

Novox Oy. 2017. Suurten polttolaitosten BAT 2017 Päätelmien soveltaminen. Tekninen ohjeistus. s. 6. Saatavissa: energia.fi/files/1878/Suurten_polttolaitosten_BAT_-_Paatelmien_soveltaminen_loppuraportti.pdf

Ohlström M., Tsupari E., Lehtilä, A., Raunemaa T. 2005. Pienhiukkaspäästöt ja niiden vähentämismahdollisuudet Suomessa -Kasvihuonekaasupäästöjen rajoittamisen vaikutukset. VTT tiedotteet. s. 25. Saatavissa: <https://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2005/T2300.pdf>

Partech- Internetsivut. 2020. Viitattu 27.8.2020 <https://www.partech.co.uk>

PAX-XL100 käyttöturvallisuustiedote. 2016. Suomen Prosessikemia Oy

Pöyry. 2016. Energiateollisuuden ympäristöpooli. Selvitys polttolaitosten savukaasupesureiden jätevesien ja lietteiden laadusta, hyötykäytöstä ja siihen liittyvästä luvituksesta. Viitattu 16.7.2020. Saatavissa https://energia.fi/files/1442/Savukaasupesurit_raportti_201216.pdf

Rhodes Trussell R., Hand D., Tchobanoglous G., Howe K., Crittenden J. 2012. Principles of Water Treatment. John Wiley & Sons, Incorporated. ISBN 9780470405383

Vuorinen J. (2008). Ioninvaihto täyssuolanpoistossa. Promaint, 7. s. 62

Rissanen V-M. 2016. Savukaasupesurilauhteen lämmön hyötykäyttö Vanajan voimalaitoksella. Diplomityö. Saatavissa: https://lutpub.lut.fi/bitstream/handle/10024/125614/Diplomityo_Rissanen_Ville-Matti.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Seppälä, M-M. 2016. Ympäristövaikutusten vähentäminen - raskasmetallien kulkeutumisen estäminen vesistöön teollisuuden jätevesistä. YAMK lopputyö

Siivinen, J., Mahiout A. 1999. Pintakäsittelylaitosten jätevesikuormituksen vähentäminen. Osa 1. Kirjallisuusselvitys. VTT Tiedotteita. Espoo. s. 24

Smolander, S. 2015. Savukaasulauhteen käsittely ultrasuodatustekniikalla. Diplomityö. Kemianteeniikan korkeakoulu, Aalto-yliopisto. s. 26

Thomas, R. 2013. Practical Guide to ICP-MS: A Tutorial for Beginners. 3. Edition. Taylor & Francis Group. ISBN 9781466555433

Valmet -Internetsivut. 2020. Viitattu 4.3.2020. Saatavissa: <https://www.valmet.com/fi/>

Waldenström, L. 2014. Arsenic removal from flue gas condensate with ferrihydrite precipitation. Department of Land and Water Resources. Engineering Royal Institute of Technology (KTH) Stockholm. Masters level Degree Project

Wang L., Hung Y., Shamas N. 2005. Physicochemical treatment processes. 3. Painos. Humana Press Inc. New Jersey. p. 142-144

Ympäristöministeriö. 2013. Paras käyttökelpoinen tekniikka BAT. Internetsivut. Viitattu 15.1.2020 Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kulutus_ ja_tuotanto/Paras_tekniikka_BAT

Ympäristöministeriö. 2017. Ohje suurten polttolaitosten (LCP) parhaita käyttökelpoisia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien soveltamisesta.