

LAPPEENRANNAN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Energia- ja ympäristötekniikan osasto

DIPLOMITYÖ

**TYPPEÄ SISÄLTÄVIEN JÄTEVESIEN KÄSITTELY 2-N-PRO-
MENETELMÄLLÄ**

Diplomityön aihe on hyväksytty energia- ja ympäristötekniikan osastoneuvoston kokouksessa 08.03.2006.

Työn tarkastajat: Prof. Esa Marttila
Laboratorioinsinööri Simo Hammo

Työn ohjaajat: DI Mikko Kotro
Palvelupäällikkö Arja Villanen

Lappeenrannassa 10.05.2006

Mikko Simpanen
Maininkikatu 8 A 9
53920 Lappeenranta
044-3077346

ALKUSANAT

Tämä työ on tehty Joutsenon Kukkuroinmäen jätekeskuksen kompostointilaitoksella 5.10.2005 – 14.4.2006.

Esitän parhaimmat kiitokseni saamistani neuvoista työni tarkastajille Esa Marttilalle ja Simo Hammolle sekä työn ohjaajalle Arja Villaselle. Erityisesti haluan kiittää työn ohjaajaa Mikko Kotroa Nordic Envicon Oy:stä, jonka ansiosta työ toteutettiin ja vietiin läpi aikataulussa.

Lisäksi haluan kiittää kompostointilaitoksen henkilökuntaan kuuluvia, jotka ovat auttaneet minua työn eteenpäin viemiseen.

Haluan myös kiittää perhettäni kärsivällisyydestä ja tuesta diplomityön aikana, sekä vanhempiani taloudellisesta tuesta koko opiskelujeni aikana.

TIIVISTELMÄ

Tekijä: Simpanen, Mikko Johannes
Nimi: Typeä sisältävien jätevesien käsittely 2-N-PRO-menetelmällä
Osasto: Energia- ja ympäristötekniikan osasto
Vuosi: 2006
Paikka: Lappeenranta
Diplomityö: Lappeenrannan teknillinen yliopisto, 89 sivua, 29 kuvaa, 26 taulukkoa, 5 liitettä
Tarkastajat: Prof. Esa Marttila, laboratorioinsinööri Simo Hammo
Hakusanat: jätevesi, ammoniakkikaasu, strippaus, katalyyttinen hajotus

Työssä tutkittiin kaksivaiheisen typenpoistoprosessin (2-N-PRO) soveltuvuutta Joutsenon Kukkuroinmäen aluejätekeskuksen kompostointilaitoksen jätevesille pilot-kokein 12.1.-5.4.2006. Kompostilaitoksella on jätevesien esikäsittelytarve korkeista ammoniumtyppi- toisuuksista johtuen.

Pilot-laitteisto koostuu sekoitussäiliöstä, strippaustornista ja katalyyttipolttimesta. Käsiteltävän jäteveden pH nostetaan korkealle tasolle, jolloin ammoniumtyppi muuttuu ammoniakiksi. Vesi johdetaan strippaustorniin, jossa se sadetetaan tornin pohjalle. Ammoniakki erottuu sadetuksessa ilmaan, joka imetään katalyyttipolttimelle. Katalyyttinen poltin käsittelee ammoniakkia typpikaasuksi. Pilot-kokeet suoritettiin jatkuvatoimisesti.

Laitteisto pystyy erottamaan jätevedestä ammoniumtypeä ammoniakiksi ja käsittelemään ammoniakkin pääosin typpikaasuksi. Lisäksi suoritettiin panoskoe, jonka tulokset tukevat jatkuvatoimisesta käytöstä saatuja tuloksia.

ABSTRACT

Author: Simpanen, Mikko Johannes

Title: Treatment of wastewater containing nitrogen by 2-N-PRO method

Department: Department of Energy and Environmental Technology

Year: 2006

Place: Lappeenranta

Master's Thesis, Lappeenranta University of Technology, 86 pages, 29 figures, 26 tables, 5 appendices

Examiners: Professor Esa Marttila, Laboratory engineer Simo Hammo

Keywords: wastewater, ammonia, stripping process, catalytic combustion

The goals of this thesis is about to study and test whether two-phase nitrogen removal process (2-N-PRO) suits to handle the wastewater coming from the compost facility located in Joutseno by employing a pilot scale research. The compost facility has the need to preprocess their wastewater because of its high level of ammonium.

The pilot-machinery consists of a mixture tank, a stripping tower and a catalytic combustion machine. The pH level of the wastewater will be raised at high level and ammonium will turn in to ammonia. After this, the water will be guided to the stripping tower where it falls in to the bottom of the tower. Ammonia will be separated from the water in to the air. The air will be sucked in to the catalytic combustion machine. The catalytic machine will turn the ammonia in to nitrogen gas. The pilot research was done by continuous flow.

The machinery could separate ammonium into ammonia and treat ammonia into nitrogen gas. A batch process was also made and the results supports the results coming from the continuous use.

SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	3
1.1	Tausta	3
1.2	Tavoitteet	6
2	TYYPPIYHDISTEET JÄTTEIDEN BIOLOGISESSA KÄSITTELYSSÄ	7
2.1	Typpi	7
2.1.1	Typen oksidit	9
2.1.2	Nitraatti ja nitriitti	12
2.1.3	Ammoniakki ja ammoniumtyppi	13
2.2	Kompostointi	14
2.2.1	Biotekniset perusteet	15
2.2.2	Typpiaineenvaihdunta	19
2.2.3	Kompostointimenetelmät	19
2.2.4	Aumakompostoinnin ja kompostointilaitosten päästöt	21
3	KUKKUROINMÄEN JÄTEKESKUS	27
3.1	Kompostointilaitos	29
3.2	Jäteaseman ympäristökuormitus	33
3.2.1	Päästöt veteen	33
3.2.2	Päästöt ilmaan	35
4	TYYPPIYHDISTEIDEN VÄHENTÄMINEN KOMPOSTOINTILAITOKSEN PÄÄSTÖISTÄ	37
4.1	Jätevedet	37
4.1.1	Biologiset menetelmät	38
4.1.2	Fysikaalis-kemialliset menetelmät	42
4.1.3	Ammoniakin strippaus	42
4.2	Jätekaasut	51
4.2.1	Katalyyttinen hajotus	51
4.2.2	Biosuodin	56
4.2.3	Muita menetelmiä	57

5	PILOTKOKEET	59
5.1	Pilot-laitteisto	59
6	PILOTKOKKEEN TULOKSET JA TULOSTEN ANALYSOINTI	67
6.1	Jätevesi	67
6.2	Jätekaasu	69
6.2.1	Ammoniakki.....	69
6.2.2	Muut typen yhdisteet.....	71
6.3	Massataseanalyysi.....	72
6.4	Teoreettinen ilman tarve	74
6.5	Laitteiston käyttö ja kehittäminen.....	74
7	YHTEENVETO	76
7.1	Jatkotoimenpiteet	78
8	LÄHDELUETTELO.....	80

LIITTEET

- I Kompostointilaitokselta lähtevät vedet vuonna 2005
- II Käyttöohjeet Kukkuroinmäen kompostointilaitoksen 2-N-PRO-laitteistolle
- III Sekoitussäiliön säännöllisesti mitatut toimintaparametrit
- IV Katalyyttipolttimen säännöllisesti mitatut toimintaparametrit
- V Teoreettinen ilman tarve ammoniakkin strippaukselle

1 JOHDANTO

1.1 Tausta

Biohajoavaa jätettä syntyy Suomessa noin 35 miljoonaa tonnia vuodessa, josta yhdyskuntien osuus jätevedenpuhdistamojen liete mukaan lukien on 3 miljoonaa tonnia. Biohajoavan yhdyskuntajätteen määrä kasvaa jatkuvasti. Biohajoavasta yhdyskuntajätteestä hyödynnetään energiana noin 12 prosenttia. Tämä on lähinnä yhdyskuntajätteestä erotettua paperia, pahvia ja puuta. Biohajoavasta yhdyskuntajätteestä käsitellään tällä hetkellä kompostoimalla tai mädättämällä noin 10 prosenttia. Yhdyskuntien biohajoavasta jätteestä sijoitettiin kaatopaikoille keskimäärin 60 prosenttia vuonna 2000. EY:n kaatopaikkadirektiivi (1999/31/EY) edellyttää, että biohajoavan yhdyskuntajätteen sijoittamista vähennetään asteittain niin, että vuonna 2016 kaatopaikoille saisi sijoittaa enintään 25 prosenttia tuolloin syntyväksi arvioidusta biohajoavasta yhdyskuntajätteestä.

Tavoitteiden saavuttamiseksi on rakennettava uusia jätteiden käsittely- tai hyödyntämislaitoksia. Pääosa uudesta kapasiteetista tarvitaan biohajoavan jätteen esikäsittelyyn ja energiana hyödyntämiseen. Ympäristöministeriö (2004) arvioi investointikustannusten olevan 700 miljoonaa euroa vuoteen 2016 mennessä. Biohajoavan yhdyskuntajätteen jätehuollon vuosikustannusten arvioidaan nousevan noin 430-480 miljoonaan euroon vuoteen 2016 mennessä nykyisestä noin 280 miljoonasta eurosta. Eri jätteiden käsittely- ja hyödyntämislaitoksien teknisiä ratkaisuja vertailtaessa niiden päästöjen hallintaan kiinnitetään entistä enemmän huomiota. Erityisesti asutusten läheisyydessä sijaitsevien laitosten haju- ja nestemäisten päästöjen hallinta tulee korostumaan. Kompostilaitoksien nestemäisissä päästöissä yhtenä ongelmana on typen yhdisteiden suhteellisesti suuri määrä ja kaasumaisissa päästöissä ammoniakkin määrä.

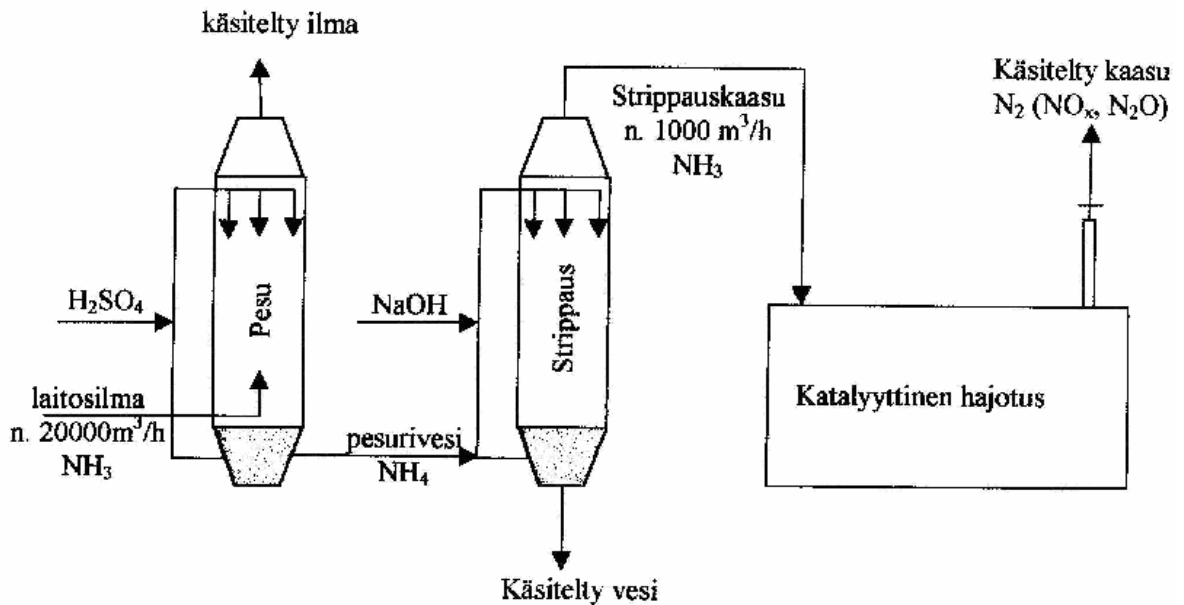
Typpi esiintyy vedessä liuenneina, liukenemattomina tai kolloidisina orgaanisina yhdisteinä ja liuenneina epäorgaanisina yhdisteinä: nitraattina, nitriittinä, ammoniumina, ammoniakkinä sekä vapaana että orgaanisena typpinä. Nitraatti heikentää elimistön kykyä käyttää happea ja muuttuu elimistössä nitriitiksi sekä syöpävaarallisiksi nitrosoamiineiksi. Nitriitti muuttaa veren hemoglobiinia niin, että se ei pysty kuljettamaan happea soluille. Runsaasti nitraattia sisältävä vesi on erityisen vaarallista pienille lapsille sekä imettäville äideille, koska vauvan elimistössä ei ole entsyymiä, joka estäisi nitraatin vaikutuksen. Ammoniumtyppi on vesissä myrkyllistä ja syövyttävää, sekä kuluttaa happea.

Kaasufaasissa typpi esiintyy inerttinä typpikaasuna, ammoniakkinä, typen oksideina (NO, NO₂) ja typpioksiduulina. Typen oksidit aiheuttavat happamoitumista muutuessaan ilmakehässä typpihapoksi. Reagoidessaan ilmakehässä aerosolien kanssa ammoniakki aiheuttaa happamoitumista. Ammoniakki muuntuu myös typen oksideiksi hajotessaan ilmakehässä. Typpioksiduuli eli ilokaasu on typen oksidi, mutta sitä ei perinteisesti lasketa mukaan NO_x merkinnällä ilmaistaviin typen oksideihin koska ilokaasulla ei ole samanlaisia haittavaikutuksia kuin niillä. Typpioksiduuli on voimakas kasvihuonekaasu.

Typpiyhdisteet voidaan poistaa jätevesistä fysikaalisilla, kemiallisilla että biologisilla menetelmillä. Suomessa yleisimmät poistomenetelmät ovat biologiset nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon perustuvat menetelmät, mutta tietyt jätevesijakeet voidaan käsitellä myös esimerkiksi strippaamalla, jossa ammoniakki puhalletaan ilman avulla pois vedestä.

Ammoniakin poistamiseksi jätekaasuista on olemassa monia vaihtoehtoja. Jätekaasun peseminen laimennetulla rikkihapolla ammoniumsulfaatiksi on yksi yleisimmistä menetelmistä. Jos ammoniakin pitoisuus jätekaasussa on alhainen (<1000 ppm), voi kyseeseen tulla biologinen käsittely, biosuodin tai happopesu. Uutena teknologiana ammoniakin poistamiseksi on tullut ammoniakin katalyyttinen hapetus typpikaasuksi ja vedeksi. Tätä teknologiaa on aiemmin käytetty teollisuudessa polttomoottoreiden pakokaasujen CO- ja NO_x- päästöjen vähentämiseen sekä energiateollisuudessa syntyvien savukaasujen CO-, VOC-, PAH- ja NO_x-päästöjen vähentämiseksi.

Nordic Envicon Oy (NEO) on kehittänyt ja testannut laboratoriossa ja pilot-kokein 2-N-PRO:ksi nimettyä kaksivaiheista jätevesien typenpoistoprosessia, joka soveltuu kompostointilaitosten tyypipitoisten jätevesien käsittelyyn. Prosessi koostuu ammoniumtyypen strippauksesta ammoniakiksi ja ammoniakin termisestä käsittelystä katalyyttisesti. Laitteiston testaustoiminnan, laboratoriokokeiden ja pilot-mittakaavan panoskokeiden lupaavien tulosten vuoksi NEO yhdessä Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n ja Vapo Oy Biotechin kanssa ovat päättäneet jatkaa 2-N-PRO:n kehitystyötä Kukkuroidmäen jätekeskuksen kompostointilaitoksella jatkuvatoimisella koelaitteistolla. Kuvassa 1 on esitetty periaatteellinen prosessikaavio järjestelmästä.



Kuva 1. Periaatteellinen prosessikaavio järjestelmästä (Nordic Envicon Oy 2005 A).

Kompostointilaitoksella syntyvä ammoniakkipitoinen ilma puhdistetaan pesemällä se kaasupesurissa, jossa kaasumainen ammoniakki siirtyy ilmasta nestefaasiin ammoniumtypeksi rikkihappoa lisäämällä. Pesurit toimivat siten, että ammoniakkipitoinen ilma johdetaan pesuriin sen alaosasta ja veden sekä hapon seos pisaroituna vastavirtaan ylhäältä alaspäin. Ammoniumtyppi poistetaan vedestä ammoniakkikaasuna strippaamalla. Strippaus toimii

kuten pesu, mutta on tälle vastakkainen reaktio. Pesuriveden pH nostetaan alueelle 10-11, jolloin ammoniakki siirtyy liuenneeksi kaasumaiseksi ammoniakiksi.

Ammoniakin katalyyttisessä hajotuksessa metallirunkoiset jalometallipinnoitteiset katalyyttielementit hapettavat ja pelkistävät yhdisteitä. Ammoniakin hapetus-pelkistysreaktioiden lopputuotteina syntyy molekylaarista typpeä (N_2), typen oksideja (NO_x), typpioksiduulia (N_2O) sekä vettä. Katalyyttisen hajotuksen tavoitteena on muuttaa pääosa ammoniakista molekylaariseksi typeksi.

Kukkuroinmäki on sopiva 2-N-PRO kehityskohde, koska siellä on jätevesien esikäsittelytarve. Jätekeskuksen vedet johdetaan käsiteltäväksi Lappeenrannan Toikansuon keskuspuhdistamolle. Lappeenrannan Vesi on edellyttänyt jätekeskuksen typpikuorman pienentämistä, koska kuorma muodostaa merkittävän osan Toikansuolle tulevasta typpikuormasta. Lisäksi Toikansuolle johtavassa viemäriverkossa on esiintynyt hajuhaittoja ja puhdistamolla vaahtoamisongelmia. Kukkuroinmäen jätekeskuksen jäteveden käsittelymaksu on korkea johtuen lähes yksinomaan veden korkeasta typpipitoisuudesta; valtaosa jäteveden typestä on peräisin kompostointilaitoksesta.

1.2 Tavoitteet

Hankkeen kokonaistavoitteena on kehittää taloudellisesti toimiva kompostointilaitoksen pesuvesien käsittely-yksikkö, jonka avulla:

- jätekeskuksen jätevedet on johdettavissa Lappeenrannan keskuspuhdistamolle huomattavasti halvemmalla hinnalla kuin tällä hetkellä
- pesurikemikaalien kulutuksessa saavutetaan säästöä
- pesurivesiä voidaan kierrättää kasteluvetenä tunneleissa ja korvata puhdasta verkostovettä

Pilot-mittakaavan koejakson ja DI-työn tavoitteena on:

- selvittää täyden mittakaavan toteutuksen mitoitusparametrit sekä jatkuvatoimisen laitteiston käyttöön ja ohjaukseen liittyvät mahdolliset erityispiirteet
- kehittää katalyyttista hapetusta tehokkaammaksi yhteistyössä laitevalmistajan kanssa
- selvittää 2-N-PRO menetelmän kustannustehokkuus
- selvittää menetelmän vaikutukset Kukkuroinmäen jätekeskuksen jätevesien typpi-kuormaan
- onko mahdollista poistaa koejakson aikana noin 30 % kompostointilaitoksen jätevesien typpikuormasta, joka on noin 25 % jäteaseman kokonaistyppikuormasta

2 TYPPIYHDISTEET JÄTTEIDEN BIOLOGISESSA KÄSITTELYSSÄ

2.1 Typpi

Typpi ja fosfori ovat kaksi tärkeää yhdistettä mikro-organismien, kasvien ja eläinten ravinteena ja biostimulanttina. Typpi esiintyy luonnossa monessa eri muodossa yhdisteiden hapetusluvun vaihdellessa -3:sta aina +5:een. Yleisimmät typen yhdisteet vesissä ovat typpi-kaasu, ammoniakki, ammoniumin yhdisteet, nitraatti, nitriitti ja orgaaninen typpi. Taulukossa 1 on esitetty eri typpiyhdisteiden määritelmiä.

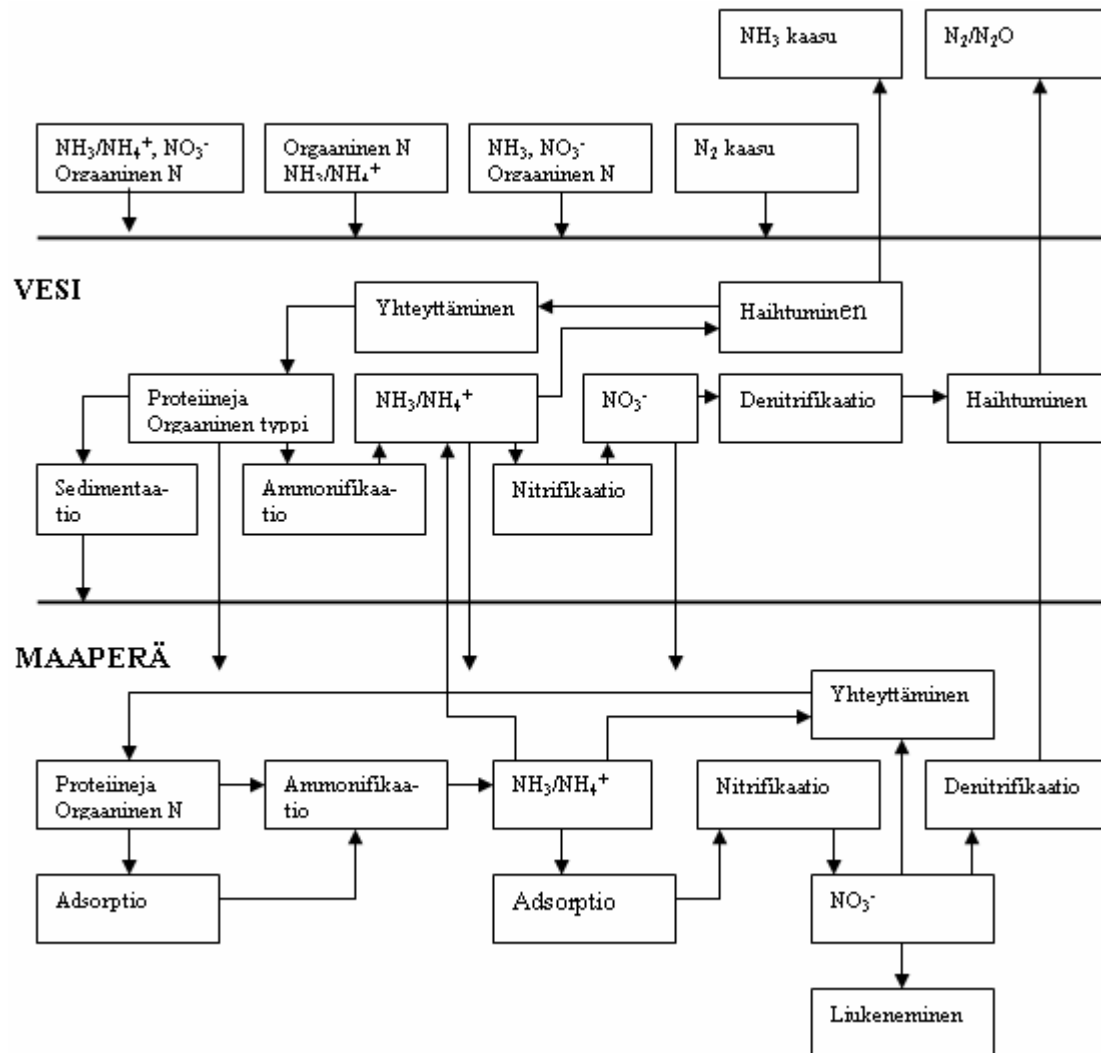
Typpi esiintyy kaasufaasissa joko ammoniakkinä (NH_3), typpikaasuna tai viitenä erilaisena typen oksidina: typpioksiduulina (N_2O), typpioksidina (NO), typpidioksidina (NO_2), dityppipentoksidina tai dityppitrioksidina. Näistä kahta viimeistä ei esiinny vallitsevissa lämpötilaolosuhteissa. (Burns, D, ym. 1981, s. 272.)

Taulukko 1. Eri tyyppiyhdisteiden määritelmiä (Tchobanoglous, G ym. 2003, s. 61).

Tyyppiyhdiste	Kaava	Määritelmä
Ammoniakkikaasu	NH_3	NH_3
Ammoniumioni	NH_4^+	NH_4^+
kokonaisammoniakkityppi	TAN^a	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitriitti	NO_2^-	NO_2^-
Nitraatti	NO_3^-	NO_3^-
Epäorgaaninen kokonaistyyppi	TIN^a	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$
Orgaaninen typpi	Orgaaninen N ^a	$\text{TKN} - (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$
kokonaistyyppi	TN^a	Orgaaninen N + $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

Luonnossa esiintyvien tyyppiyhdisteiden kiertokulkua ja niiden muuntumista eri faaseissa on kuvattu kuvassa 2. Jätevesissä typpi esiintyy pääasiassa sitoutuneena orgaaniseksi typeksi ja proteiineihin. Kaasumaisen typen sidontaan kykenevät muutamit vapaassa vedessä elävät bakteerit kuten eräät sinilevät ja esim. *Azotobacter*. Typen assimilaatiossa nitraatti- ja ammoniumtyppi sitoutuu kasvisoluihin. Kasvit ja eläimet käyttävät nitraattia muodostaakseen proteiineja ja näiden kuollessa bakteerit hajottavat proteiinit ammoniakiksi. Bakteerit hajottavat orgaanista typeä ammoniakiksi ja ammoniakin suhteellisesta määrästä voidaan määritellä jäteveden ikä. (Tchobanoglous, G ym. 2003, s. 62. Salonen, S 1992, s. 13.)

Ammonium hapettuu nitriitiksi esim. *Nitrosomas*- bakteerien vaikutuksesta ja nitriitti edelleen nitraatiksi esim. *Nitrobacter*- bakteerien metabolian avulla. Ammonifikaatiossa orgaanisen aineen typpi vapautuu heterotrofisten mikrobien hajotustyön vaikutuksesta ammoniumtypeksi. Denitrifikaatiossa nitraattityppi pelkistyy välivaiheiden kautta kaasumaiseksi typeksi. Denitrifointikykyisiä bakteereja ovat mm. *Thiobacillus*, *Pseudomonas* ja *micrococcus*. Typeä sitoutuu orgaaniseen ainekseen myös anaerobisesti samoin kuin typeä vapautuu orgaanisen aineen anaerobisessa hajotuksessa. (Tchobanoglous, G ym. 2003, s. 62. Salonen, S 1992, s. 13.)



Kuva 2. Typen yleinen kierto vedessä ja maaperässä (Tchobanoglous, G ym. 2003, s. 63).

2.1.1 Typen oksidit

Ihmisen toimenpiteiden synnyttämässä typen kaasumaisissa päästöissä NO ja NO_2 ovat merkittävässä osassa. Näistä käytetään yhteismerkintää NO_x ja yhteisnimityksenä niille on typen oksidit. Typen oksidit liukenevat huonosti veteen joten hapettuminen kaasufaasissa on merkittävämpää kuin nestefaasissa.

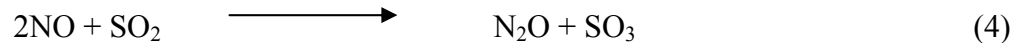
Typpioksidi

Typpioksidi on väritön kaasu, joka hapettuu nopeasti ilmakehässä typpidioksidiksi seuraavilla reaktioilla (Pleym, H. 1991, s. 144):



Jossa X = O, H·, R· (R· on orgaaninen radikaali)

Typpioksidi hapettuu permangaatin vaikutuksesta happamissa olosuhteissa nitraatiksi ja pelkistyy rikkidioksidin kanssa typpioksiduuliksi seuraavasti:



Typpidioksidi

Typpidioksidi (NO₂) on ruskea, ärsyttävä ja myrkyllinen kaasu. Typpidioksidi liukenee veden muodostaen typpihapoketta:



Typpihapoke muuttuu typpioksidiksi ja nitraatiksi seuraavasti (reaktio nopeutuu lämpötilan kasvaessa):



Typpidioksidi on voimakas hapettaja, joka on voimakkuudeltaan verrattavissa bromiin, se voi mm. hapettaa hiilimonoksidia hiilidioksidiksi.

Typpioksiduuli

Typpioksiduuli (N_2O), toiselta nimeltään ilokaasu, on väritön, suhteellisen inertti kaasu, jota syntyy ammoniumnitraattia lämmitettäessä. Ilokaasu ei reagoi halogeenien, alkaalimetallien eikä otsonin kanssa huoneen lämmössä. Korkeissa lämpötiloissa typpioksiduuli tukee polttoa, ja typpioksiduuli-asetyleeniliikkiä käytetäänkin usein atomiabsorptiospektrofotometrisissä mittauksissa. (Burns, D, ym. 1981, s. 273.)

Ympäristövaikutukset

Typen oksidit aiheuttavat rikkidioksidin kanssa happamoitumista. Typen oksidit siirtyvät ilmakehästä maaperään ja vesiin joko kuiva- tai märkälasseumana. Kuivalasseuma muodostuu partikkeleista, jotka laskeutuvat maan vetovoiman toimesta. Märkälasseuma muodostuu, kun typen oksidit absorboituvat ilmakehän veteen ja syntyy typpihappoa (HNO_3). Happamat epäpuhtaudet aiheuttavat puustossa neulasten puutosta ja värivirheitä. (Ruuskanen, J. 2003.)

Vesisysteemit ovat erittäin herkkiä happamoitumiselle. Happamoituminen lisää raskasmetallien liukenemista veteen ja lisää niiden kiertoa biodiversiteetissä. Maaperän happamoituminen tapahtuu hitaasti ja riippuu maaperän laadusta ja kasvustosta. Kun vetyionien määrä nousee maassa, ne syrjäyttävät kasvien ravinneioneja. Kun pH laskee tarpeeksi, alumiinin liukeneminen maaperässä kasvaa ja tämä inhiboi kasvien juurien toimintaa. (Ruuskanen, J. 2003.)

NO_x -päästöt eivät vaikuta yläilmakehän otsonikatoon, koska ne ovat suhteellisen lyhytikäisiä yhdisteitä. Typpioksiduuli ei reagoi troposfäärissä ja pitkäikäisenä kulkeutuu stratosfää-

riin ja hajoaa ultraviolettisäteilyn vaikutuksesta. Yhdessä CFC-yhdisteiden reagoidessaan hajoamistuotteet tuhoavat otsonikerrosta. (Ruuskanen, J. 2003.)

Typpioksiduuli (N₂O) on voimakas kasvihuonekaasu, jonka globaali päästömäärä kasvaa noin 0,2 % vuosittain. Suurimpina päästölähteinä on hiilen ja muiden fossiilisten polttoainesten poltto. Typpioksiduuli on noin 200 kertaa voimakkaampi kasvihuonekaasu kuin hiilidioksidi. (Ruuskanen, J. 2003.)

2.1.2 Nitraatti ja nitriitti

Ammoniumtyppi jätevesissä hapettuu nitraatiksi kaksivaiheisessa prosessissa *nitrosomas-* ja *nitrobacter-* bakteerien avulla seuraavasti:



Tällöin täydellinen hapetusreaktio on:



Kaavan (9) perusteella täydelliseen ammoniumtyypen hapettamiseen tarvitaan 4,57 g O₂/g N, josta 3,43 g O₂/g kuluu nitriitiksi muuntumisessa ja 1,14 g O₂/g kuluu NO₂ hapettumiseen.

Nitraattipitoisuudet vesistöissä muodostavat kaksi ongelmaa: pohjavesiin kulkeutunut nitraatti pääsee edelleen kaivoveteen. Juomaveden nitraatti pelkistyy ihmiselimistössä nitriitiksi. Nitriittiä voi muodostua myös vesijohtoverkoston, jos vesijohtoveteen jää orgaanista ainesta. Myös ihmisen toimintojen saastuttamassa pohjavedessä voi esiintyä nitriittiä. Nit-

riitin on todettu heikentävän kudosten hapensaantia muuntamalla hemoglobiinin koostumusta. Nitriitti voi elimistössä muodostaa nitrosoyhdisteitä, joiden on eläinkokeissa todettu aiheuttavan maksa- ja mahasyöpää. (Taloudellinen tiedotustoimisto 2005.)

2.1.3 Ammoniakki ja ammoniumtyppi

Ammoniakki (NH_3) on väritön kaasu, jolla on läpitunkeva ja ärsyttävä haju. Ammoniakki on tärkeä lannoitetuotannon raaka-aine, lannoitteisiin on arvioitu käytettävän 75-80 % ammoniakista. Muita käyttökohteita ovat kuitujen, muovienräjähteiden ja eläinravinnon tuotanto, elintarviketeollisuuden ja muiden alojen kylmäkoneet (Kemian työsuojeluneuvottelukunta 2002). Luonnossa ammoniakkia muodostuu tyypeä sisältävän aineksen hajotessa ammonifikaatiossa (kuva 1). Ammoniakin reagoidessa vetyionien kanssa muodostuu ammoniumia. Ammoniakkia vapautuu ilmakehään luonnollisten prosessien seurauksena ja ihmisen toiminnan kautta, kuten teollisuudesta. Eri tutkimusten mukaan ihmistoiminnasta peräisin olevat ammoniakkipäästöt ovat merkittävästi suurempia kuin luonnolliset päästöt (Grönroos, J 1993, s. 15).

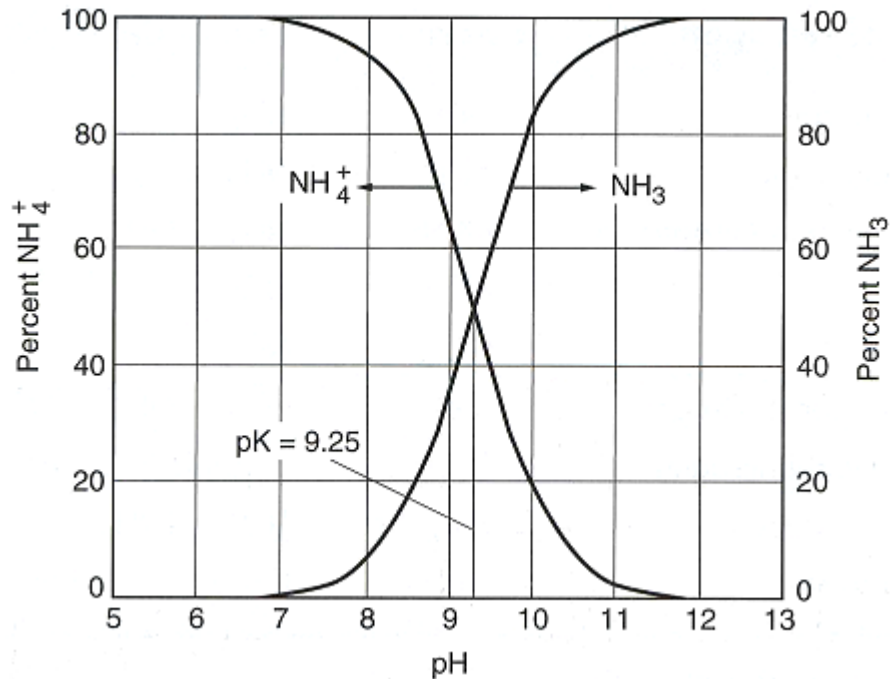
Nitriitti ja amino-ionit hydrolysoituvat ammoniakiksi:



Ammoniakkityppi esiintyy nestefaasissa joko ammoniumionina (NH_4^+) tai ammoniakkinä (NH_3) riippuen vallitsevasta pH:sta seuraavan tasapainoreaktion mukaan:



Kuvassa 3 on esitetty Ammoniakin (NH_3) ja ammoniumionin (NH_4^+) suhde pH:n funktiona.



Kuva 3. Ammoniakin (NH_3) ja ammoniumionin (NH_4^+) suhde pH:n funktiona (Tchobanoglous, G ym. 2003, s. 62).

2.2 Kompostointi

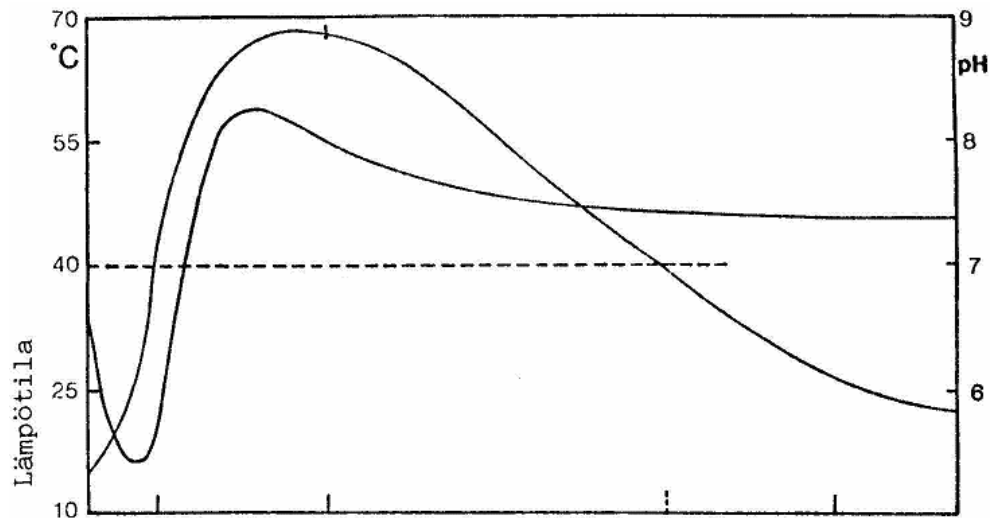
Kompostointi on luonnossa tapahtuvan biologisen hajotustoiminnan teknistä hyväksikäyttöä. Kasvi- ja eläinjätteiden hajoaminen on biologinen prosessi, jossa orgaanisessa muodossa oleva hiili palautetaan ilmakehään hiilidioksidina, orgaaninen typpi muuttuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon ammonium- tai nitraatti-ioniksi ja muut alkuaineet vapautuvat liukoisiksi kasveille saatavaan muotoon (Paatero, P. 1984, s. 10.)

Maaekosysteemissä hajoamiseen vaikuttavat materiaalin ominaisuudet ja ympäristötekijät, joista tärkeimmät ovat kosteus, kaasunvaihto ja lämpötila. Näihin tekijöihin voidaan vaikuttaa tekniikan keinoin ja kompostia voidaan ohjata ja hallita tavanomaisena teknisenä prosessina, jossa kiinteät ja kaasumaiset materiaalivirrat sekä lämpöenergiavirrat ovat säädet-

tävissä. Kompostointi voidaan määritellä biologiseksi prosessiksi, jossa mikrobin muodostama eliöyhteisö hajottaa orgaanista materiaalia kosteissa, aerobisissa ja riittävästi lämpöeristetyissä olosuhteissa siten, että lopputuotteina syntyy hiilidioksidia, vettä, stabiilia humusainetta ja epäorgaanisia suoloja sisältävää materiaalia sekä lämpöenergiaa siinä määrin, että prosessiin liittyy lämpötilan oleellinen nousu (Lehtokari, M, 1984, s. 1).

2.2.1 Biotekniset perusteet

Kompostoituminen voidaan jakaa lämpenemis-, kuuma- ja jäähtymisvaiheeseen, joiden esiintyminen riippuu kompostoitavasta materiaalista ja kompostointitavasta. Lämpenemisvaiheessa kompostin täyttävät bakteerit ja sädesienet, jotka käyttävät ravinnokseen kompostin helposti käytettävissä olevia hiililähteitä kuten sokereita, tärkkelystä ja rasvoja. Tässä vaiheessa kompostin pH laskee helpoimmin käytettävissä olevien aineiden happamista hajoamistuotteista johtuen, mutta nousee jyrkästi proteiinien hajoamisessa vapautuvan ammoniumtyypen takia. Lämpenemisvaihe kestää kompostissa muutaman päivän ja sen aikana lämpötila voi nousta 40 – 50 °C (Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 9). Kuvassa 4 on esitetty kompostointiprosessille tyypilliset lämpötila- ja pH-käyrät.



Kuva 4. Kompostointiprosessille tyypilliset lämpötila- ja pH-käyrät ajan ollessa mielivaltaisen (Lehtokari, M 1984, s. 13; Paatero, J ym. 1984, s. 46)

Ensimmäisen vaiheen jälkeen bakteerit ja sädesienet alkavat käyttää ravinnokseen helposti hajoavia ravintoaineita ja kompostin lämpötila voi nousta jopa +85 °C:een. Kuuma vaihe kestää muutaman viikon jota seuraa jäähtymisvaihe, joka voi kestää kuukausia. Tällöin lämpötila alkaa laskea ja mikrobit käyttävät ravinnokseen vaikeasti hajoavia aineksia kuten selluloosaa, hemiselluloosaa ja ligniiniä. (Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 9.)

Kompostissa toimivat mikrobit

Kompostissa orgaanista ainetta hajottavat lähinnä sieniin tai bakteereihin kuuluvat aerobiset mikrobilajit. Grammassa kosteaa kompostia voi olla $10^8 - 10^9$ bakteeria, $10^5 - 10^8$ aktinomykeettiä, $10^4 - 10^6$ sientä ja 10^4 levää. Määrät voivat olla kompostoitumisen tehokkaassa vaiheessa paljon suurempia. Erilaisia bakteerilajeja voi kompostissa olla yli 2000 ja sienilajeja noin 50. Eri lajien aktiivisuus kompostoinnin aikana vaihtelee pääasiassa lämpötilan ja ravinteiden saatavuuden mukaan. (Hänninen, K ym. 1998, s. 9.)

Bakteerit esiintyvät kompostoinnin kaikissa vaiheissa. Esimerkiksi kotitalousjätteestä on eristetty mm. *Bacillus*-, *Pseudomonas*-, *Serratia*-, *Achromobacter*-, *Flavobacter*-, *Streptococcus* – ja *Escheria*- lajeja. Kompostissa *Bacillus*- lajit esiintyvät laajalla lämpötilavälillä 35 °C – 72 °C. Kompostoinnin termofilivaiheen huippulämpötilassa on tavattu mm. *Bacillus stearothermophilus*- bakteereita. Bakteereihin luokiteltavat aktinomykeetit, kuten *Micromonospora*-, *Streptomyces*- ja *Actinomyces*-lajit toimivat kompostoinnin loppuvaiheessa. Aktinomykeetit käyttävät ravintonaan selluloosa- ja jossain määrin myös ligniiniyhdisteitä. (Hänninen, K ym. 1998, s. 10.)

Sienien toiminta ja lisääntyminen alkaa kompostissa samoihin aikoihin kuin aktinomykeettibakteerien. Kompostissa esiintyviä sieniä ovat mm. *Mucor*-, *Aspergillus*-, *Humicola*-, *Chaetomium*- ja *Torula*-lajit. Elävien sienten määrä vähenee selvästi 60 °C:n lämpötilan yläpuolella ja häviää lähes kokonaan 65 °C:n yläpuolella. (Hänninen, K ym. 1998, s. 10.)

Mikrobien ravinnevaatimukset kompostissa

Kaikilla mikrobeilla on suunnilleen samanlaiset alkuainevaatimukset. Mikrobisolujen kokonaispainosta 80 – 90 % on vettä. Ne tarvitsevat vetyä ja happea solun sisältämään vettä varten ja solujen rakennusaineiksi. Molekylaarista happea tarvitaan lisäksi kompostoinnissa aerobisen hengityksen yhteydessä, jossa O₂-molekyylillä toimii elektroniakseptorina. Hiiltä tarvitaan energian tuotannossa ja uusien solujen rakennusaineeksi. Typeä tarvitaan solu-proteiinien, nukleonihappojen ja koentsyymien rakennusaineeksi (Hänninen, K ym. 1998, s. 11.)

Jätteistä saatavien ravinnesuhteiden tulee kompostoinnissa olla tasapainossa. Tärkein parametri on hiili-typpisuhde. Typpipitoisen jätteen hajotessa osa typestä käytetään uusien solujen ja humusaineen rakennusaineeksi, osasta syntyy ammoniakkia ammonifikaation seurauksena. Osa syntyneestä ammoniakista sitoutuu nitriitin kautta nitraatiksi ja osa haihtuu ammoniakkikaasuna. Typpipitoisuuden ollessa liian suuri mikrobit eivät pysty käyttämään kaikkea typeä ja tällöin syntyy ammoniakkiylimäärä, joka on haitallinen mikrobeille, ylimäärä estää myös biologisen nitrifikaation. Hiiltä tarvitaan kompostoinnissa enemmän kuin typeä, mutta jos hiiltä on hyvin paljon enemmän kuin typeä, mikrobien aktiivisuus pienenee typen vähäisyyden vuoksi ja kompostointi jää kesken. (Hänninen, K ym. 1998, s. 11; Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 10.)

Ympäristön fysikaaliset ja kemialliset tekijät kompostissa

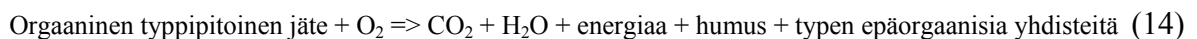
Mikrobien toimintaan kompostoinnissa vaikuttavat ravinteiden lisäksi erilaiset kemialliset ja fysikaaliset tekijät, kuten kosteuspitoisuus, pH, happipitoisuus ja lämpötila. Toisaalta mikrobien toiminta muuttaa olosuhteita kompostoinnissa, jos olosuhteisiin ei vaikuteta ulkopuolelta.

Kosteus on tärkeä kompostointiin vaikuttava tekijä, sillä kompostin hajottajamikrobit lisääntyvät ja toimivat ainoastaan vesiliuoksessa. Kosteutta ei saa olla liikaa, koska se estää

kompostin lämpenemisen, mikrobien hapen saannin ja hiilidioksidin poistumisen. Liika kosteus saattaa muuttaa myös kompostin rakennetta, joka voi vaikuttaa haitallisesti kompostoitumiseen. Märkien jätteiden ja yhdyskuntalietteiden kompostoinnissa optimaalinen kosteuspitoisuus on välillä 50 – 55 % kokonaispainosta. (Hänninen, K ym. 1998, s. 11.)

Optimi pH-alue bakteereille on 6,0 – 7,5, kun sienille se on 5,5 – 8,0. Kompostiprosessin alussa pH yleensä putoaa orgaanisten happojen muodostaessa polysakkaridien ja selluloosan hajoamisen välituotteina. Yhdyskuntajätteen kompostoinnissa pH voi laskea jopa arvoon 4,5 (Kuva 4). (Hänninen, K ym. 1998, s. 14.)

Kompostiin tulee jätteen mukana sekä anaerobisia että aerobisia mikrobeja. Koska anaerobiset reaktiot eivät ole toivottavia, tulee kompostin hapen saanti varmistaa mm. usein suoritettulla massan käännöllä, ilmastuksella tai lämpötilan pitämisellä optimaalisena. Soluhengityksessään aerobiset bakteerit käyttävät ilmakehän happea energiaa tuottavissa katabolisissa reaktioissa, jossa muodostuu hiilidioksidia ja vettä. Osa kompostoituvasta massasta muuttuu humukseksi, ja koska typen läsnäolo on ensiarvoisen tärkeä kompostointiprosessille, voidaan kompostoinnista kirjoittaa karkea reaktioyhtälö (Hänninen, K ym. 1998, s. 15; Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 12):



Kompostoinnissa täytyy ottaa huomioon, että eri mikrobeilla on erilainen lämpötilaoptimi. Kompostoituminen on tehokasta silloin, kun lämpötila-alue on mahdollisimman monen mikrobin optimialueella. Alle 30 °C:ssa lämpötilan nouseminen tehostaa mesofiilisten mikrobien toimintaa ja nopeuttaa kompostoitumista. 35 °C:ssa tapahtuu lämpötilan tasaantuminen ja sitten termofiilisten mikrobien toiminnan myötä lämpötilan nousu aina 55 °C:een. Mikrobien aktiivisuus 65 °C:ssa on vähäistä ja itiöiden muodostuminen alkaa. Lämpötila laskee ja saavuttaa vähitellen ympäristön lämpötilan. (Paatero, J 1984, s. 33; Hänninen, K ym. 1998, s. 15; Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 13.)

2.2.2 Typpiaineenvaihdunta

Typpi tulee kompostiin yleensä orgaanisessa muodossa proteiineihin sitoutuneena. Proteiinien rakenneyksiköiden – aminohappojen ja hiilirunkojen – tullessa käytetyksi hiililähteinä vapautuu kompostiin ammoniumtyypeä, joka aiheuttaa pH:n nousun. Typpiaineenvaihdunnan perusteella kompostointiprosessi voidaan jakaa neljään eri vaiheeseen, jotka ovat ammonifikaatiovaihe, nopea liukoisen typen vähenemisvaihe, liukoisen typen minimiperiodi ja liukoisen typen lisääntymisvaihe. (Lehtokari, M 1984, s. 15; Paatero, J 1984, s. 49.)

Kompostointiprosessin alussa tapahtuvan pH:n nousu (kuva 4) johtuu ammonifioivien mikrobien hajottaessa kompostin sisältämiä valkuaisaineita rakennusaineiksi uusille mikrobeille. Liukoisen typen määrä laskee nopeasti minimiin ammoniakkin tultua käytetyksi uusien proteiinien rakentamiseen. Mikäli liukoisen typen määrä ei ammonifikaatiovaiheen jälkeen oleellisesti laske, on kompostissa liikaa tyypeä. Minimivaihe jatkuu niin kauan kunnes saatavissa oleva hiili käy niin vähiin, ettei määrä riitä pitämään hengissä muodostunutta mikrobipopulaatiota. Tällöin lämpötila alkaa laskea ja tasaisesti kasvava osa orgaanisesta tyypestä muuttuu liukoiseen muotoon. Jos lämpötila on tarpeeksi matala, typpi mineralisoituu nitraatiksi ja liukoisessa muodossa oleva typpi esiintyy pääasiassa hapettuneessa muodossa. Nitrifikaatiota ei tapahdu yli + 40°C lämpötilassa. Ammonifikaatiovaiheessa kompostin pH on korkea ja ammoniakki on vapaassa muodossa ja helposti haihtuvana kompostiin liuenneena. (Lehtokari, M 1984, s. 15; Paatero, J 1984, s. 49.)

2.2.3 Kompostointimenetelmät

Kompostoiminen voidaan jakaa kahteen kategoriaan; suljettuun eli reaktorikompostointiin ja avoimeen eli auma- tai kasakompostointiin. Kompostoitavien ainemäärien perusteella kompostointi jaetaan pienkompostointiin ja suuressa mittakaavassa suoritettuun kompostointiin. Tässä työssä keskitytään suuren mittakaavan kompostointiin. Tunnelikompostointi käsitellään luvussa 2.3.3.

Kasa- ja aumakompostointi

Vanha ja yleinen tapa kompostoida suuria määriä biojätettä on ulkoilmassa suoritettu kasa- tai aumakompostointi. Kasat ovat muodoltaan katkaistuja kartioita tai pyramideja. Aumat ovat näiden pidennettyjä harjumaisia muunnoksia. Jotta lämmöneristys on aumoissa riittävä, on niiden minimikorkeus vähintään 1,5 m. Toisaalta yli 2,5 metrin korkeus kompostoinnin alkuvaiheessa voi johtaa kompostoitavan materiaalin liialliseen tiivistymiseen. Aumojen leveys on yleensä noin 3-7 metriä. (Hänninen, K ym. 1998, s. 27.)

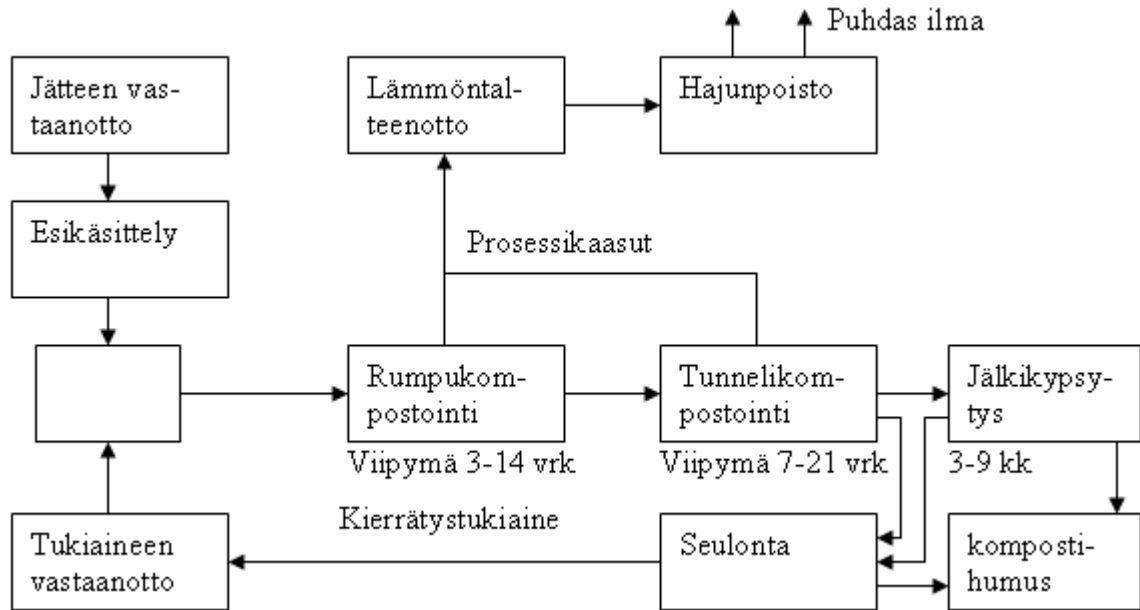
Auma- ja kasakompostointiin on kehitetty erilaisia menetelmiä, joista vanhin ja tunnetuin on Indore-prosessi, joka kehitettiin Intiassa 1920-luvulla. Menetelmässä kompostoitava materiaali kootaan kasoihin, joita ilmastetaan kääntämällä. Euroopassa perinteisin aumakompostoinnin muoto on van Maanen-menetelmä, jossa esikäsittelemätön jäte kompostoidaan 6-8 metriä korkeissa ilmastamattomista pitkänomaisissa kasoissa, joita prosessin aikana kastellaan ja käännellään pöyhien. (Hänninen, K ym. 1998, s. 27.)

Rumpukompostointi

Suomessa kompostilaitoksilla ei ole pitkää historiaa, rumpukompostoreiden valmistuksen maatalouden käyttöön aloitti Biofacta Oy 1980-luvun alussa. Varsinaisia kompostointilaitoksia alettiin rakentamaan Suomessa 1990-luvulla. Kiteelle rakennettiin Pohjoismaiden ensimmäinen tunnelikompostointilaitos, joka on Vapon toimittama ja se otettiin käyttöön 1996. Suomeen on rakennettu myös tunneli- ja rumpukompostointilaitosten yhdistelmiä, joita löytyy mm. Hyvinkäällä. (Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 16.)

Rumen Oy valmistaa rumpukompostoreita, jotka soveltuvat mm. kunnallisen jätevedenpuhdistamon lietteiden käsittelyyn tai erilliskerätyn biojätteen kompostointiin. Rumenin kompostointijärjestelmä perustuu rumpukompostointiin, jota voidaan tarvittaessa täydentää tunnelikompostorilla. Laitosmainen biomateriaalin kompostointi koostuu mm. erilaisista lietteen ja tukiaineenvastaanotto-, sekoitus- ja syöttölaitteistosta. Varsinainen kompostointi

tapahtuu lämpöeristetyssä ilmastetussa rummussa. Vapautuva prosessilämpö hyödynnetään tarvittaessa esim. laitostilojen lämmittämiseen (Rumen Oy 2005). Kuvassa 5 on esitetty periaatekuva Rumen Oy:n rumpukompostointilaitoksesta.



Kuva 5. periaatekuva Rumen Oy:n rumpukompostointilaitoksesta (Rumen Oy 2005.)

2.2.4 Aumakompostoinnin ja kompostointilaitosten päästöt

Kompostoinnista aiheutuu ympäristöhaittoja, joita ovat pääasiassa päästöt ilmaan ja veteen. Merkittäviä päästöt ilmaan ovat hajuhaitat, jotka johtuvat rikki- ja typpiyhdisteistä. Vesiin kohdistuvista päästöistä vakavampia ympäristöhaittoja aiheuttavat yleensä typpipäästöt (Heikkinen, S & Malinen, H 1998, s. 21).

Päästöt veteen

Kompostoinnissa typpihäviöitä tapahtuu erityisesti kuumavaiheen aikana (kuva 4) tilanteessa, jossa kompostin lämpötila ja pH ovat korkeita. Jälkikypsytysvaiheessa typpihäviöitä pääsee tapahtumaan, jos nitraattia liukenee kompostista esim. sadevesien mukana. Kompos-

toinnin yhteydessä tapahtuvat typpihäviöt voivat olla jopa 50 % alkuperäisestä typen määrästä. Biojätteiden typpipitoisuus on kuitenkin muutaman prosentin luokkaa, ja koska typpi vapautuu suurimmaksi osaksi molekylaarisena typpenä tai ammoniakkina jäävät typpioksi-duulipäästöt pieniksi. (Pipatti ym. 1996, s. 29.)

Aumakompostoinnissa vettä valuu kompostointialustalle, jolloin sen laatuun vaikuttavat mm. vesien laimeneminen sadevesien kanssa, jätteen ja tukiaineen koostumus, auman kääntötiheys ja mahdollinen ilmastusteho. Mikäli aumat ovat ilmattomassa tilassa puutteellisen kääntämisen vuoksi, saattaa hajuhaittojen lisäksi esiintyä rasvahappojen kuormitusta vesiin. Taulukossa 2 on esitetty neljän eri tutkimuksen tulokset kolmen aumakompostointialueen ja neljän suljetun kompostointilaitoksen valumavesien laatutietoja. Suljetuilla kompostointilaitoksilla sadevesien laimentavaa vaikutusta ei ole, mutta tunnelin pohjalle valuvien jätevesien ja lastausalueelle muodostuvien jätevesien laatu poikkeavat toisistaan. (Ettala, M 2000, s. 24.)

Taulukko 2. Kolmen aumakompostointialueen ja neljän suljetun kompostointilaitoksen valumavesien laatutietoja (-= ei määritetty, n= määritysten lukumäärä)

Muuttuja (mg/l)	Aumakompostointi (n=1-10)	Kompostilaitos (Ettala 2000)	Kompostointilaitos Raninger (1995)	Lastausalue (Scharff & Oorthyus 1994)	Valumavesi (Scharff & Oort-hyus 1994)
pH	5,6	6,3	7,8	5,6	7,0
johtokyky (mS/m)	970	1500	1200	540	2600
kloridi	410	-	1000	900	2500
sulfaatti	110	1200	380	-	-
kalsium	240	3000	770	-	-
kalium	8000	5300	-	-	-
natrium	720	2900	-	-	-
magnesium	110	710	280	-	-
nitraatti	0,1	70	95	-	-
ammonium	510	940	465	-	-
kok. N	420	2700	740	300	2100
kok. P	350	-	8,9	-	-
POD ₇	3 100	22 000	3 400	5 700	26 000
COD _{Cr}	20 000	24 000	6 800	13 000	45 000
AOX	0,79	-	-	-	-
Cd	0,001	-	0,007	-	-
Cr	0,05	-	0,26	-	-
Hg	0,001	-	0,005	-	-
Pb	0,052	-	0,09	-	-
Zn	2,1	-	1,7	-	-
Cu	0,03	-	0,14	-	-
syanidi	0,02	-	0,03	-	-

Kompostointilaitoksen poistokaasut johdetaan tyypillisesti happopesuriin ennen niiden käsittelyä biosuodattimessa. Pesurilla poistetaan kaasun sisältämä ammoniakki siirtämällä se ammoniumiksi jätevesiin kappaleessa 2.1.3 esitetyn pH:sta riippuvan tasapainoreaktion mukaan. Taulukossa 3 on esitetty neljän suljetun kompostilaitoksen poistokaasun pesuveden ja kondenssiveden laatutietoja.

Taulukko 3. Neljän suljetun kompostilaitoksen poistokaasun pesuriveden ja kondenssiveden laatutietoja (Ettala, M 2000, s. 25)

Muuttuja mg/l (ellei tosin mainita)	Ettala 2000	Scharff & Oorthyus 1994
pH	5,9	7,4
Johtokyky	3000 mS/m	290
Kloridi	510	<100
Sulfaatti	27000 ¹⁾	-
Kalsium	<5	-
Kalium	<1	-
Natrium	<5	-
Magnesium	<5	-
Nitraatti	6100 ²⁾	
Ammonium	4800	
Kokonaistyyppi	5400	300
POD ₇	1000	1 200
COD ₇	2100	2 100
1) typpihappoa käytävällä laitoksella <5 mg SO ₄ /l		
2) rikkihappoa käytävällä laitoksella <1 mg NO ₃ /l		

Pesuvesien suuret vaihtelut ilmentävät hapon annostuksen vaikeutta. Pesurikemikaalina käytetään sekä typpi- että rikkihappoa, joka käy ilmi pesuvesien sulfaattipitoisuuksien suurista vaihteluista.

Päästöt ilmaan

Biojätteen hajoamisessa vapautuu erityyppisiä haihtuvia orgaanisia ja epäorgaanisia yhdisteitä, jotka ovat kemiallisesti monitahoisia ja vaihtelevat käytetyn syötteen, seosaineen ja kompostin tilan mukaan. Kompostikaasun haihtuvat epäorgaaniset ja orgaaniset yhdisteet ovat mikrobien metaboliatuotteita tai kompostimassasta vapautuvia pilkkoutumistuotteita. (Arnold, M. 2004, s. 64). Taulukossa 4 on esitetty kompostoinnin yhteydessä esiintyviä hajuyhdisteitä.

Taulukko 4. Kompostoinnin yhteydessä esiintyviä hajuyhdisteitä (Huotari, H. & Alasalmi H, 1994, s. 50).

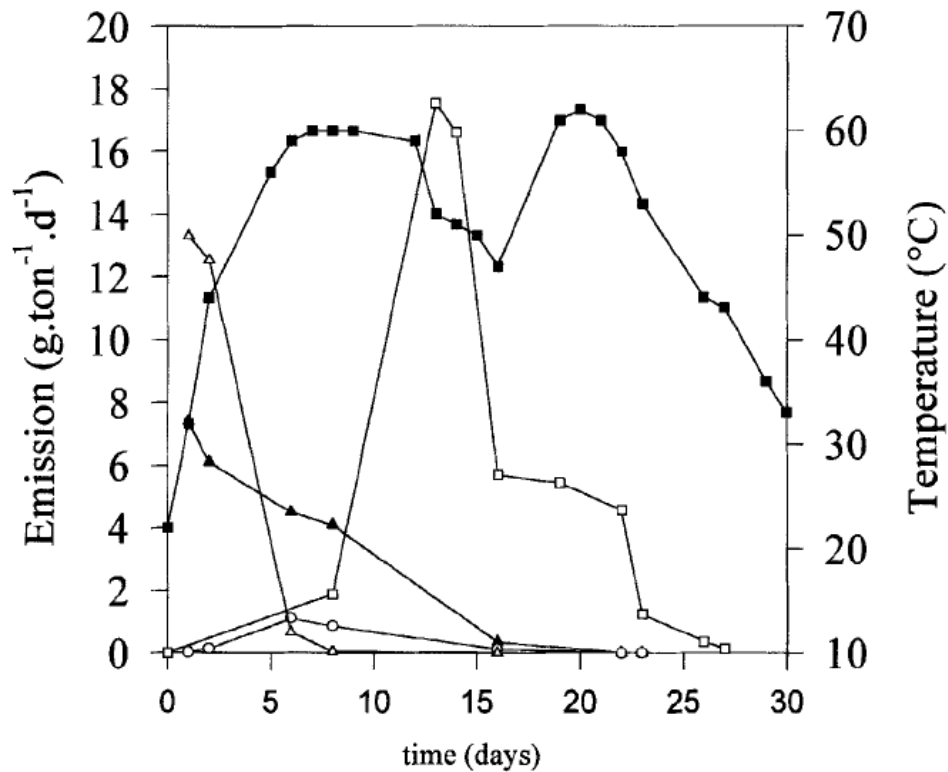
Yhdiste	Kemiallinen yhdiste	Kiehumispiste (°C)	Liukoisuus veteen	Tyypillinen haju
Etanaali	CO ₃ CHO	20,8	Liukoinen	Kirpeä
Voihappo	CH ₃ CH ₂ CH ₂ COOH	164	Liukoinen	Eltaantunut
Ammoniakki	NH ₃	-33,3	90 g/100 ml	Kirpeä
Trimetyyliamiini	(CH ₃) ₃ N	2,9	Hyvin liukoinen	Kirpeä
Skatoli	C ₆ H ₅ C(CH ₃)CHNH	265	Liukoinen	Uloste
Rikkivety	H ₂ S	-60,7	Liukoinen	Mätä muna
Karbonyylisulfidi	COS	-50,2	50 ml/100 ml	Kirpeä
Dimetyylisulfidi	CH ₃ SCH ₃	37,3	Liukenematon	pilaantunut
Dimetyylidisulfidi	CH ₃ SSCH ₃	109,7	Liukenematon	Pilaantunut
Dietyylisulfidi	CH ₃ CH ₂ SCH ₂ CH ₃	92,1	Liukenee vähän	Pilaantunut
Metaanioli	CH ₃ SH	6,2	Liukenee jonkin verran	Mädäntynyt kaali
Etaanioli	CH ₃ CH ₂ SH	35	Liukenee jonkin verran	Mädäntynyt kaali
1-propaanioli	CH ₃ CH ₂ CH ₂ SH	67	Liukenee vähän	epämiellyttävä

Kompostikaasun erityisen haisevia yhdisteitä ovat eri rasvahapot, diasetyyli ja orgaaniset rikkinyhdisteet. Näitä yhdisteitä muodostuu tyypillisesti happivajeissa ja happamissa olosuhteissa. Tietyillä kaasukomponenteilla on selvä suhde kompostin tilaan (Arnold, M. 2004, s. 64). Taulukossa 5 on esitetty eri hajuyhdisteiden pääasiallisia syntyperiä.

Taulukko 5. Hajuyhdisteiden pääasiallinen syntyperä (Huotari, H. & Alasalmi, H. 1994, s. 51; Albers, M. ym. 2003, s. 169).

Yhdiste	Pääasiallinen syntyperä
Rikkivety, H ₂ S	Anaerobinen sulfidin hajoaminen sulfaatin läsnä ollessa, anaerobinen proteiinien hajoaminen
Ammoniakki, NH ₃	Proteiinien ja amonihappojen hajoamistuote aerobisessa hajoamisessa
Rasvahapot (etikkahappo, voi happo, propionihappo)	Anaerobinen orgaanisen aineksen hajoaminen, rasvojen kemiallinen hydrolyysi
Amiinit	Anaerobinen ja/tai lämmöllä indusoitu proteiinien hajoaminen
Muut rikkiyhdisteet (merkaptaanit, sulfidit, disulfidit)	Anaerobinen proteiinien hajoaminen
Terpeenit	Muodostuu erityisesti lignoselluloosan hajotessa
Markaptaanit	Anaerobinen proteiinien hajoaminen
MEK (metyylietyyliketoni)	Vapautuu rasvoista, kun happea ei ole riittävästi
Metaani	Syntyy anaerobisissa olosuhteissa
Alkoholit	Syntyy anaerobisissa olosuhteissa
Indoli, skatoli	Anaerobinen proteiinien hajoaminen

Smet ym. (1999) ovat tutkineet eri haihtuvien yhdisteiden muodostumista aerobisen kompostoinnin aikana. Kompostoitava materiaali oli 70 % puutarhajätettä, 20 % keittiöjätettä ja 10 % paperia. Prosessissa mitattiin alkoholeja, karbonyyli-yhdisteitä, terpeenejä, estereitä, rikkiyhdisteitä ja eettereitä. Kuvassa 6 on esitetty haihtuvien yhdisteiden muodostuminen aerobisen kompostoinnin aikana. Kompostoinnissa alkoholeja muodostui 38 paino-% kokonaisuuden määrästä ja 2-propanolin, etanolin, asetonin, limoneenin ja etyyliasetaatin yhteenlaskettu osuus oli 82 %. (Smet, E ym. 1999, s. 1.)



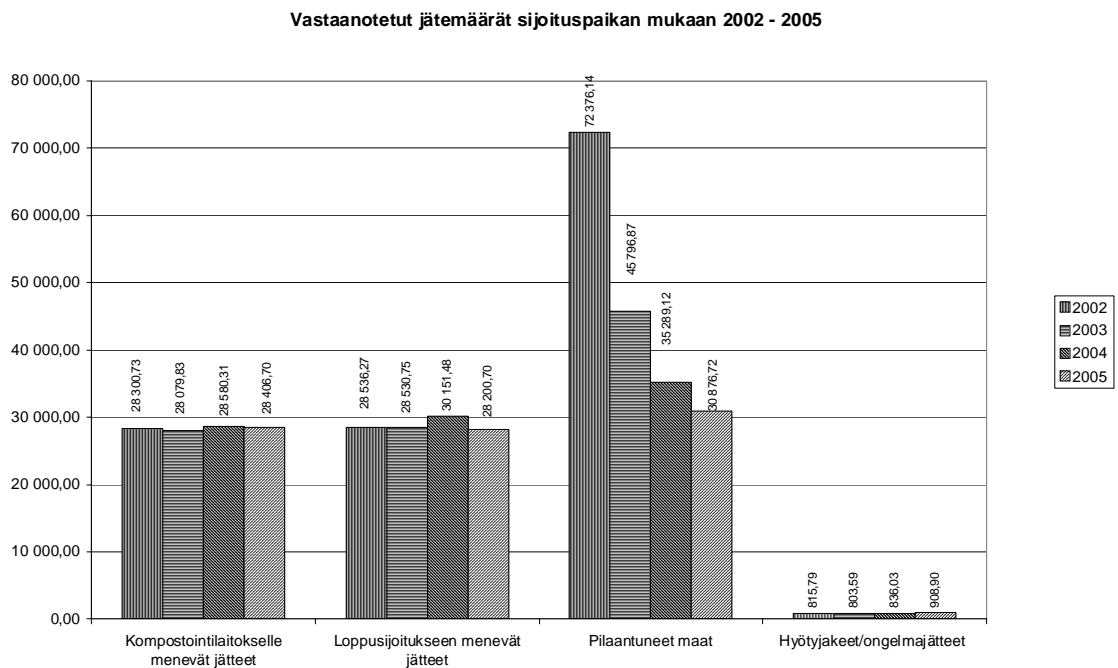
Kuva 6. Haihtuvien yhdisteiden muodostuminen aerobisen kompostoinnin aikana (Smet, E ym. 1999, s. 6): 2-propanoli (Δ), limoneeni (\blacktriangle), dimetyylisulfidi (\circ), ammoniakki (\square), kompostin lämpötila (\blacksquare).

3 KUKKUROINMÄEN JÄTEKESKUS

Kukkuroinmäen jätekeskus on Etelä-Karjalan maakunnan ainoa käytössä oleva yhdyskuntajätteiden kaatopaikka ja keskitetty jätteiden käsittelyalue. Kukkuroinmäen jätekeskus sijaitsee Joutsenon Konnunsuolla lähellä Lappeenrannan kaupungin rajaa. Yhtiöllä on omistuksessaan 136 ha maata suojavaöhykkeineen jätekeskuksen toimintoja varten. Alueelle on rakennettu vuonna 2001 kompostoitavia yhdyskuntien jätevesilietettä, biojätteitä ja teollisuuden biohajoavia jätteitä varten tunnelikompostointilaitos, jonka kapasiteetti on 34 500 t/a. Laitosmaiseen kompostointiin liittyy oleellisena osana 1,86 ha viemäroity jälkikypsytyksenttä ja murskepintainen viemäroimätön tukiainemateriaalivarasto. (EKJH 2005.)

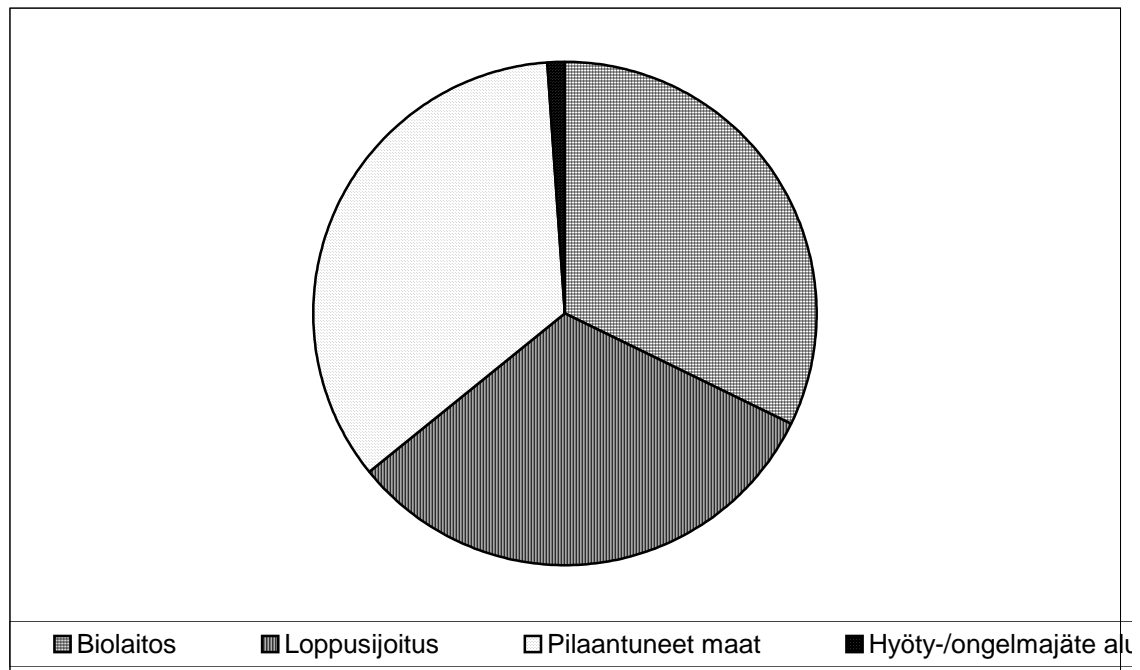
Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n ympäristöluvassa on loppusijoitusalueet tavanomaiselle jätteelle, öljylle, raskasmetalleilla, kloorifenoleilla, dioksiineilla ja furaaneilla pilaantuneille maille, ongelmajätetasoisesti pilaantuneille maille, sekä tuhkille. Viemäroityjä loppusijoitusalueita ja pilaantuneiden maiden käsittelyalueita on yhteensä käytössä 7,6 ha. Alueella on myös vastaanottoaikat nestemäisille jätteille. (EKJH 2005.)

Jätteiden vastaanotto tapahtuu Kukkuroinmäen jätekeskuksessa vastaanottoaseman kautta, jossa tapahtuu jätteiden kirjaus, ennakkotarkastus ja punnitus. Lisäksi alueella on 2,5 ha kenttätalaa varattuna hyödynnettäville jätteille ja tuottajayhteisöjen vastuulla olevien jätteiden vastaanottoon sekä lajitteluasema ja ongelmajätteiden vastaanottopiste kotitalouksia ja pienyrityksiä varten. Yhtiöllä on ympäristölupa myös kuivajätteen käsittelylaitokselle, jota ei toistaiseksi ole toteutettu. Yhtiön toimistotilat sijaitsevat myös aluejätekeskuksessa. (EKJH 2005.) Kuvassa 7 on esitetty Kukkuroinmäen jätekeskuksessa vuosina 2002-2005 vastaanotettujen jätteiden määrät.



Kuva 7. Kukkuroinmäen jätekeskuksessa vuosina 2002-2005 vastaanotetut jätteet (EKJH 2005, s. 5).

Kukkuroinmäen jätekeskukseen tuotiin vuoden 2005 aikana jätettä yhteensä 24 657 autoa, josta 14 226 autoa edusti raskasta jäteliikennettä ja loput olivat paketti- ja henkilöautoja. Pientuoja-asemalle jätteitä toi vuoden aikana yhteensä 10 431 asiakasta. Jätekeskukseen vastaanotettiin vuonna 2005 yhteensä 57 514 tonnia erilaista jätettä sekä pilaantuneita maita 30 929 tonnia, joista ongelmajätetasoisia oli 1 500 tonnia. Vastaan otetusta jätemäärästä 28 219 tonnia oli kaatopaikalle loppusijoitettavia jätteitä. Hyödynnettäviä jätteitä (komposti, puujäte, biojäte, metalli, lasi, betoni, energiajätteet, paperi ja pahvi) oli 6 950 tonnia ja ongelmajätteitä 220 tonnia. (EKJH 2005, s. 5.) Kuvassa 8 on esitetty Kukkuroinmäen jätekeskukseen vastaanotetut jätteet vuonna 2005.

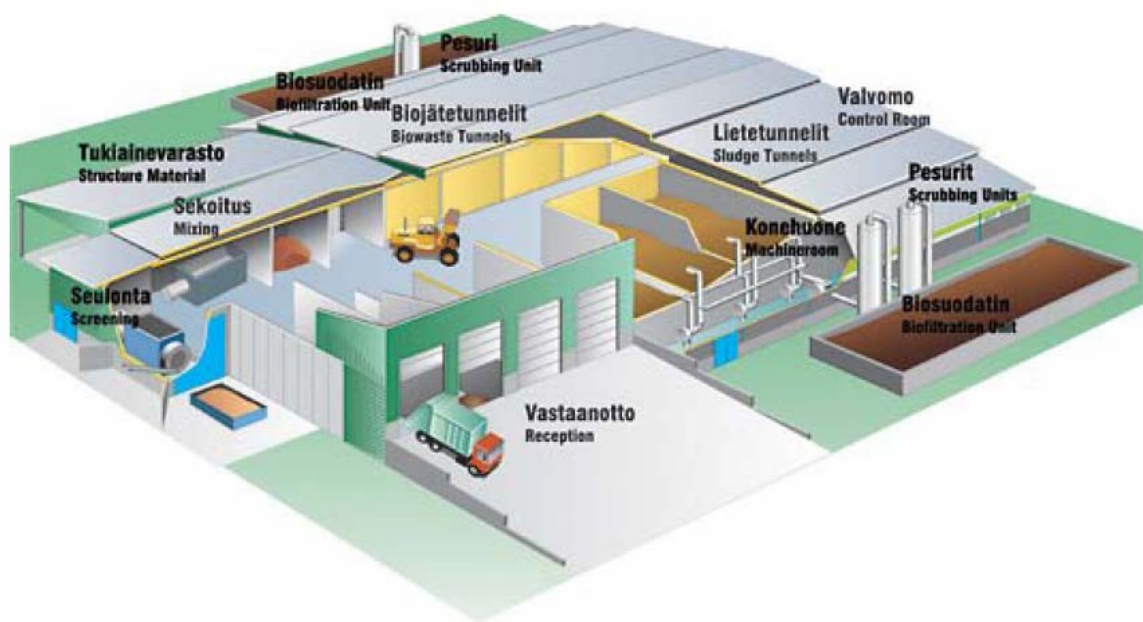


Kuva 8. Kukkuroinmäen jätekeskukseen vastaanotetut jätteet vuonna 2005. (EKJH 2005, s. 5.)

3.1 Kompostointilaitos

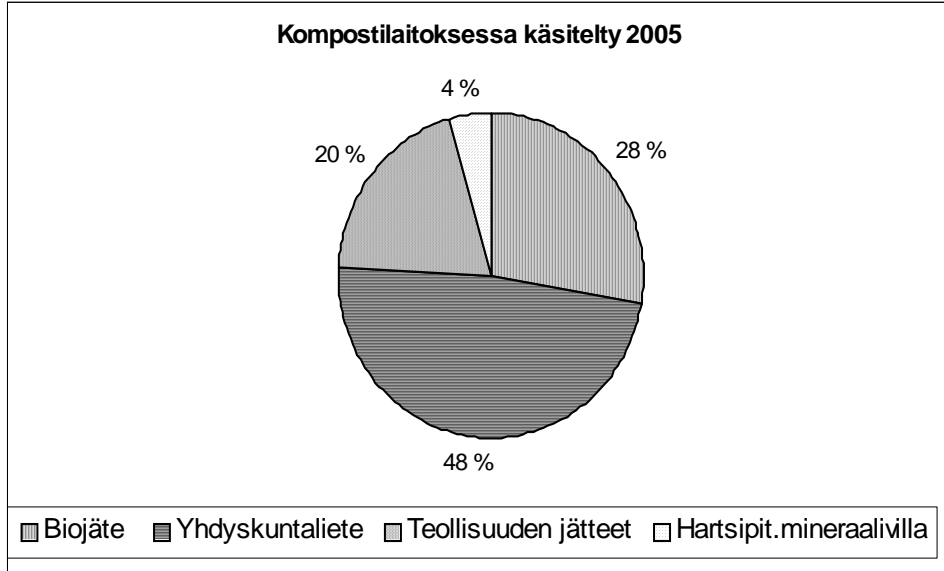
Tunnelikompostointiprosessi muodostuu jätteen vastaanotosta, esikäsittelystä, kompostoinnista tunnelissa, kompostin seulonnasta, jälkikypsytyksestä ja jatkojalostuksesta. Kompos-

tointilaitos rakentuu tunneleiden täyttöön ja tyhjennykseen käytettävän keskuskäytävän ympärille. Käytävän toisessa päässä käytävän molemmin puolin sijaitsevat lietteen ja biojätteen vastaanottosiilot sekä sekoituslaitteisto. Kompostointitunnelit sijaitsevat käytävän molemmin puolin sen toisessa päässä. Laitoksen konehuoneet ovat tunneleiden takana laitosrakennuksen ulkoseinien puolella. Hajukaasujen puhdistukseen käytettävät pesurit ja biosuotimet sijaitsevat myös laitoksen ulkopuolella konehuoneen vieressä. Seulalta palautuvan tukiaineen varasto sijaitsee sekoitustilan takana. Laitoksen kokonaispinta-ala on noin 3200 m² (Jätehuoltoyhdistys Oy 2004, s. 16; Salmi, J 2004, s. 61). Kuvassa 9 on esitetty Joutsenon kompostilaitos.



Kuva 9. Joutsenon kompostointilaitos (Jätelaitosyhdistys 2004).

Kuvassa 10 on esitetty vuonna 2005 kompostilaitoksella laitosmaisesti kompostoidut jättejakeet.



Kuva 10. Vuonna 2005 laitosmaisesti kompostoidut jättejakeet (EKJH 2004, s. 6).

Jätteen vastaanotto ja esikäsittely

Jäteveden puhdistamoliete ja erilliskerätty biojäte vastaanotetaan erillisiin vastaanottosiiloihin. Jäte murskataan pyörökuormaajaan asennetulla seulamurskaimella tai erillisellä sekoitusyksiköllä. Jätevesiliete ja murskattu jäte sekoitetaan tukiaineeseen samalla, kun se siirretään kompostointitunneleihin. Sekoitus ja siirto tehdään pyöräkuormaajalla. Kukkurinmäellä kompostoinnin seosaineina käytetään haketta ja kompostia. Syötteen seossuhteet ovat tilavuusosina likimain 1 m³ lietettä, 1 m³ haketta ja 0,5 m³ turvetta. (Jätehuoltoyhdistys Oy 2004, s. 16; Salmi, J 2004, s. 61.)

Tunnelikompostointi

Kompostilaitoksessa on yhdeksän kappaletta pinta-alaltaan 128 m² ja neljä kappaletta 96 m² kompostitunnelia. Pienempiä tunneleita käytetään biojätteen ja suurempia tunneleita jätevesilietteen kompostointiin. Täyttö aloitetaan levittämällä pohjalle noin 20 cm kerros karkeaa, uutta haketta, joka toimii ilmaa jakavana kerroksena kompostimassan alla. Prosessia

ohjaava automaatiojärjestelmä pyrkii pitämään tunneleiden olosuhteet optimaalisina käsitelyn ajan säätämällä mm. puhallettavan ilman laatua, määrää ja lämpötilaa. Tunneleihin puhalletaan ilmaa lattiaan rakennettujen kanavien kautta alhaalta ylös ja syntyvät poisto-kaasut imetään tunnelin yläosasta pois. Poistoilmaa voidaan kierrättää takaisin tunneleihin. Tunnelivaihe kestää jätteestä riippuen 2-3 viikkoa. (Jätehuoltoyhdistys Oy 2004, s. 16; Salmi, J 2004, s. 61.)

Ajoparametrit biojätteen kompostoinnissa

Prosessin alkuvaiheessa kompostointimassaa hapetetaan voimakkaasti noin kaksi vuorokautta. Jokaisen viikon kestävän prosessin aikana lämpötila nostetaan hygienisointilämpötilaan kahdeksi vuorokaudeksi. Lämpötilana käytetään ensimmäisellä viikolla 60 °C, toisella ja kolmannella viikolla lämpötila on 55 °C. Tämän jälkeen prosessi siirtyy automaattisesti ylläpitovaiheeseen, jossa lämpötila pidetään noin 48-50 °C. Kompostoinnin loppuvaiheessa ennen tunnelin tyhjennystä massaa jäädytetään tyhjennyksen helpottamiseksi. (EKJH 2005.)

Jälkikypsytytys

Biojätekomposti siirretään jälkikypsytykseen sellaisenaan kompostilaitoksen vieressä olevalle kentälle. Jälkikypsytytys kestää noin 3 kuukautta, jonka jälkeen komposti seulotaan ja siitä erotetaan muoveja ilmaerotuksella. Lietekomposti seulotaan ennen jälkikypsytykseen siirtämistä. (Jätehuoltoyhdistys Oy 2004, s. 17; Salmi, J 2004, s. 61). Jälkikypsytykenttä on tiiviillä asfaltilla päällystetty, salaojitettu ja viemäröity kenttäalue, jonka pinta-ala on 1,5 - 2,0 ha. Jälkikompostointikenttä on rakennettu seuraavasti ylhäältä alaspäin lukien (Kaakkois-Suomen ympäristökeskus 2001, s. 9):

Materiaali	Paksuus (mm)
Ab 16/120+KBVA 12/90	100
Kantava kerros Ms	200
Jakava kerros Sr	300
Suodatinkerros Hk	600

3.2 Jäteaseman ympäristökuormitus

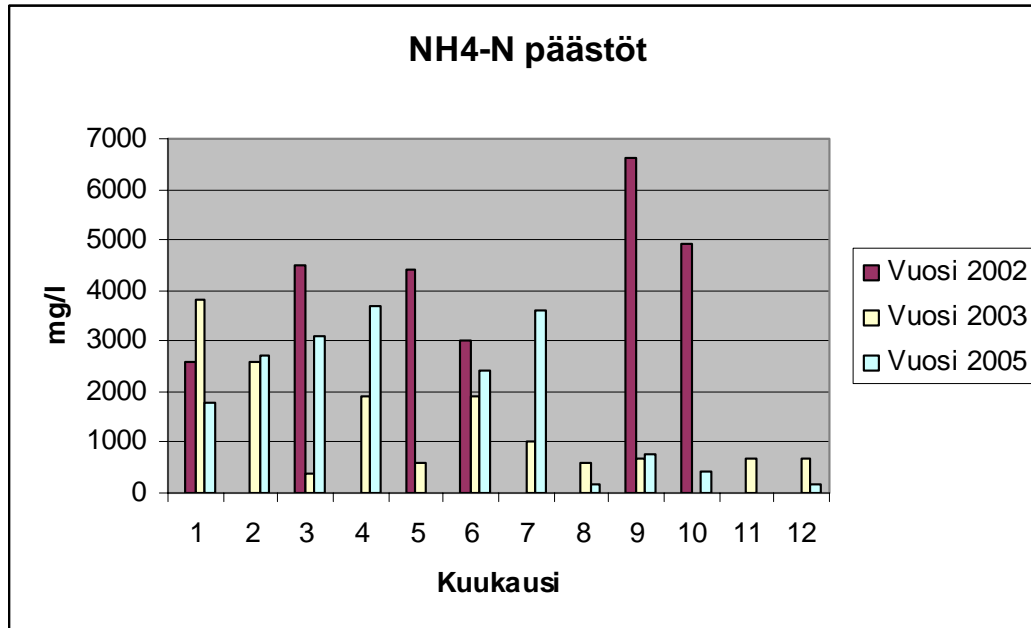
Jäteaseman ympäristökuormitus muodostuu pääasiassa päästöistä veteen ja ilmaan. Nestemäiset päästöt muodostuvat kaatopaikkavesistä, lähtevistä jätevesistä ja suotovesistä. Kaasumaiset päästöt muodostuvat kaatopaikkakaasuista ja hajupäästöistä.

3.2.1 Päästöt veteen

Toikansuon jätevedenpuhdistamolle lähtevä jätevesi muodostuu loppusijoitusalueilta valuvista suotovesistä sekä kompostilaitoksen prosessivesistä. Jätevesi sisältää runsaasti typpeä ja orgaanista ainesta, jotka ovat suurelta osin peräisin kompostilaitokselta. Loppusijoitusalueelta valuvan suotoveden typpipitoisuudet ovat alle 30 mg/l ja kiintoaineen pitoisuus alle 100 mg/l. (EKJH 2003, s. 12.)

Kukkuroinmäen jäteaseman kompostointilaitoksen tunneleiden lattiat uusittiin ja katot pinnoitettiin sulfaatin kestäviksi sekä vettä läpäisemättömäksi vuonna 2004. Tästä syystä maaliskuun ja marraskuun välisenä aikana lietteistä 4 645 tonnia käsiteltiin poikkeusluvan mukaisesti jälkikypsytyksentällä kompostiaumoissa. Tämä vaikuttaa Lappeenrannan Toikansuolle vuonna 2004 johdettujen jätevesiin vääristämällä eri kuormituspisteissä muodostuviin jätevesien määrää ja laatua. Liitteessä 1 vuoden 2005 kaasupesuriveden ja laitokselta lähtevän jäteveden laatutietoja.

Lähtevän jäteveden tyyppi esiintyy pääosin ammoniumtyyppinä. Vuoden 2003 alussa lähtevässä jätevedessä oli yli 2500 mg/l ammoniumtyyppipitoisuuksia, joiden jälkeen pitoisuudet tasaantuivat alle 2000 mg/l. Vuoden 2003 aikana jätevedenpuhdistamolle johdettiin noin 76 tonnia tyyppiä (EKJH 2003, s. 12). Kuvassa 11 on esitetty vuoden 2002, 2003 ja 2005 lähtevän jäteveden ammoniumtyyppipitoisuuksien vaihtelut kuukausittain.



Kuva 11. Lähtevän jäteveden ammoniumtyyppipitoisuudet (EKJH 2002, 2003; Villanen, A 2005).

Vuonna 2005 jätevedenpuhdistamolle johdettiin jätevesiä yhteensä 65 482 m³, josta 55 % muodostui loppusijoitusalueilta sekä pilaantuneiden maiden käsittelykentiltä, 14 % kompostointilaitokselta ja loput 31 % jälkikypsytyks- ja kenttäalueilta. Taulukoissa 6 ja 7 on esitetty Kukkuroinmäen jätevesien kuormitus Toikansuon puhdistamolle.

Taulukko 6. Toikansuolle Kukkuroinmäen jäteasemalta vuonna 2005 johdettujen vesien kuormitus (EKJH 2005).

Muodostumisalue	m ³ /a	COD Cr		BOD 7 atu		Kok. P	
		kg/a	%	kg/a	%	kg/a	%
Kompostointilaitos	9 125	122 275	55	80 437	72	507	45
Suotovedet	36 230	31 755	14	19 710	17	555	49
Kentät + jälkikypsytytys	20 127	68 620	31	12 761	11	69	6
Yhteensä	65 482	222 650	100	112 055	100	1 131	100

Taulukko 7. Toikansuolle Kukkuroinmäen jäteasemalta vuonna 2005 johdettujen vesien kuormitus (EKJH 2005).

Muodostumisalue	Kok. N		NH ₄		Kiintoaine	
	kg/a	%	kg/a	%	kg/a	%
Kompostointilaitos	7 375	53	25 431	52	5 803	15
Suotovedet	2 263	4	2 037	4	3 321	8
Kentät + jälkikypsytytys	21 827	43	20 712	44	30 661	77
Yhteensä	51 465	100	48 180	100	39 785	100

3.2.2 Päästöt ilmaan

Kaatopaikkakaasujen muodostumista mitataan tavanomaisen jätteen loppusijoitusalueelle rakennetun louhesalaojalinjan salaajaputken havaintoputkissa. Mittaukset suoritettiin kuudesta vuonna 2004, jolloin metaanipitoisuus vaihteli 0-60 %, hiilidioksidipitoisuus 0-48 % ja happipitoisuus 0-19 % (EKJH 2004, s. 18). Jätekeskuksella hajupäästöjä aiheuttavat lähinnä biojätteen ja lietteen kompostointi, kompostin jälkikypsytytys, seulonta, lastaus sekä kaatopaikkajätteen käsittely. Kompostilaitoksen biosuodattimilta mitattiin marraskuussa

2004 ulostulevien kaasujenammoniakki- ja hajupitoisuudet sekä määritettiin puhdistuslaitteiden erotuskyky (EKJH 2004, s. 19).

Kaatopaikkakaasujen pitoisuudet olivat vuoden 2005 aikana kenttämittauksin todettu samantasoisiksi koostumukseltaan kuin edellisenä vuonna. Kaatopaikalle sijoitettujen jätteen mukaan laskennallinen kaasuntuotto on $L_0 = 60 \text{ m}^3$. (Villanen 2006.) Taulukossa 8 on esitetty kompostilaitoksen biosuodattimilta ulostulevien kaasujen haju- ja ammoniakkipitoisuudet sekä puhdistuslaitteiden erotuskyky.

Taulukko 8. Kompostilaitoksen biosuodattimilta ulostulevien kaasujen ammoniakkipitoisuudet sekä puhdistuslaitteiden erotuskyky tammikuussa ja kesäkuussa 2005 (EKJH 2005, s. 15).

16- 17.01.2005	Haju [HY(E)/m ³]	NH ₃ [ppm]
Lietepuoli		
Keskiarvot biosuodattimen jälkeen	1350	<1
Laskennalliset pitoisuudet etutilassa ennen pesuria	8 800	327
Biojätepuoli		
Keskiarvot biosuodattimen jälkeen	1 450	<1
Laskennalliset pitoisuudet etutilassa ennen pesuria	62 100	73
Reduktiot	98 %	> 98 %
22.6.2005 ja 29.6.2005	Haju [HY(E)/m ³]	NH ₃ [ppm]
Lietepuoli		
Keskiarvot biosuodattimen jälkeen	4500	<1
Laskennalliset pitoisuudet etutilassa ennen pesuria	363 000	63
Biojätepuoli		
Keskiarvot biosuodattimen jälkeen	750	<1
Laskennalliset pitoisuudet etutilassa ennen pesuria	55 500	50
Reduktiot	98,6 %	> 98 %

4 TYPPIYHDISTEIDEN VÄHENTÄMINEN KOMPOSTOINTILAITOKSEN PÄÄSTÖISTÄ

Yhden ihmisen vuorokaudessa tuottama typpikuorma jätevedenpuhdistamoille oli vuonna 2001 14,4 g typpeä (Ympäristöministeriö 2005). Vuoden 2003 aikana jätevedenpuhdistamolle johdettiin Kukkuroinmäeltä noin 76 tonnia typpeä, mikä vastaa noin 15 000 ihmisen vuodessa tuottamaa typpikuormaa.

4.1 Jätevedet

Typenpoisto jätevesistä voidaan toteuttaa usealla eri menetelmällä sekä biologisesti että fysikaalis-kemiallisesti. Biologinen käsittely poistaa jätevesien sisältämän typen typpikaasuna, kun fysikaalis-kemiallisilla menetelmillä typpi erotetaan ammoniakkina tai orgaanisena typpenä. Asumajätevesien käsittelyssä käytetään usein biologista typenpoistomenetelmää ja käytössä on useita erilaisia prosessiratkaisuja, jotka perustuvat yksi- tai kaksilieteprosesseihin. Useat fysikaalis-kemialliset menetelmät (esim. käänteisosmoosi, ammoniakin strippaus) ovat tehokkaita menetelmiä, mutta ovat kalliita sovellettuina kunnallisten jätevesien käsittelyyn (Pere, J & Virtanen, R 1981, s. 10). Taulukossa 9 on esitetty erilaisten käytössä olevien menetelmien typenpoiston tehokkuuksia.

Taulukko 9. Eri käsittelymenetelmien vaikutus jäteveden typpiyhdisteisiin (Pere, J & Virtanen, R 1981, s. 11).

Käsittelymenetelmä	Poistuma eri N-yhdisteillä (%)			Poistuma kokonaiskuormasta (%)
	Org. N	NH ₃ /NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	
Konventionaaliset menetelmät				
Esiselkeytyks	10-20	Ei vaikutusta	Ei vaikutusta	5-10
Aktiiviliete (ilmastus)	15-25 ¹⁾	10	Vähäinen	10-20
Erikoismenetelmät				
Suodatus ²⁾	30-95	Vähäinen	Vähäinen	20-40
Aktiivihiilisorptio	30-50	Vähäinen	Vähäinen	10-20
Elektrodialyysi	100 % Org. N	40	40	35-45
Käänteisosmoosi	100 % Org. N	85	85	85-90
Kemiallinen koagulaatio ²⁾	50-70	vähäinen	Vähäinen	20-30
Pääasialliset N-poistomenetelmät				
Nitrifikaatio	Rajallinen vaik.	NO ₃ ⁻	Vähäinen	5-10
Denitrifikaatio	Ei vaikutusta	Ei vaikutusta	80-90	70-95
Taitepisteklooraus	Epävarma	90-100	Ei vaikutusta	80-95
Ioninvaihto (NH ₄ ⁺)	Epävarma	90-97	Ei vaikutusta	80-95
Ammoniakin strippaus	Ei vaikutusta	60-95	Ei vaikutusta	50-90
¹⁾ Liukoinen orgaaninen tyyppi urean ja aminohappojen muodostuessa poistuu pääasiassa ilmastusvaiheessa				
²⁾ Voidaan käyttää poistamaan osa orgaanisesta hiilestä laitoksilla, joissa ammoniakki ja nitraatti poistetaan muilla menetelmillä				

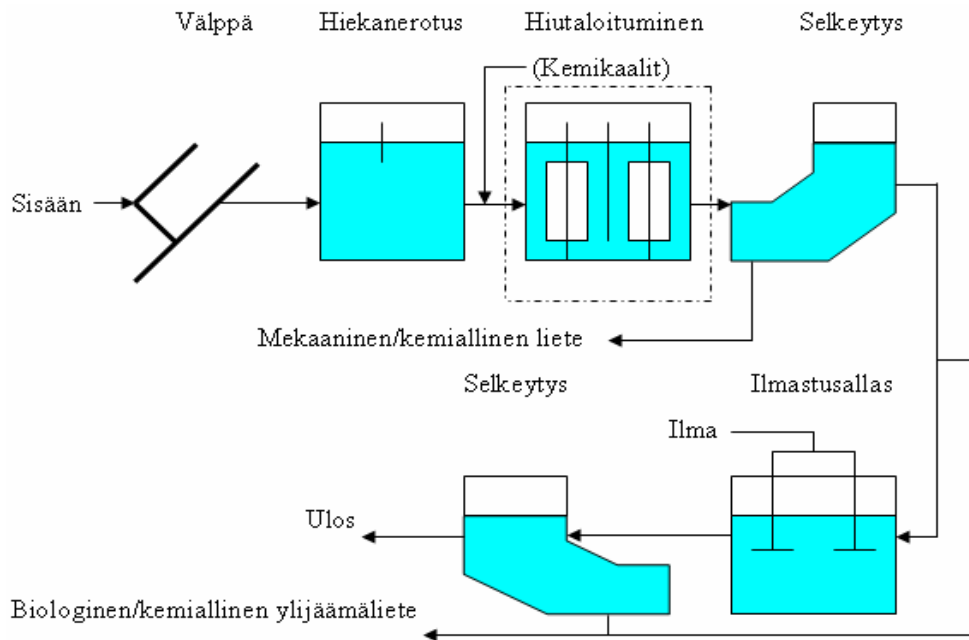
4.1.1 Biologiset menetelmät

Biologinen käsittely käyttää hyväksi eri bakteerien ja alkueläinten kykyä hajottaa orgaanista ainesta. Tärkeimpiä käytettyjä bakteereita on heterotrofiset eli toisenvaraiset bakteerit, jotka käyttävät orgaanisia yhdisteitä hiililähteinä solujen muodostamisessa sekä autotrofiset eli omavaraiset bakteerit, jotka käyttävät epäorgaanisia yhdisteitä, kuten hiilidioksidia ja karbonaatteja hiililähteenä. Alkueläimistä tärkeimpiä ovat yksisoluiset eläimet, joihin kuuluu mm. ripsieläimet, siimaeliöt ja ameebat. (Pleym, H ym. 1991, s. 222.)

Mikrobit sitovat biomassaansa jäteveteen liuenneita aineita ja syntynyt biologinen liete saadaan erotettua laskeuttamalla. Jos mikrobit lisääntyvät ja elävät itse jätevedessä, on kyseessä aktiivilietemenetelmästä. Kun mikrobit kasvavat kiinteällä alustalla tai suodattimella, on kyseessä biologinen suodatus. Suurin osa biologisista puhdistusmenetelmistä on aerobisia prosesseja, jolloin tehokas ilmastus on keskeinen tekijä koko prosessin toimivuuden kannalta. (Seppänen H1991, s. 189.)

Aktiivilietemenetelmä

Aktiivilietemenetelmässä mikrobipopulaatio on suspendoitunut veteen ja muodostaa aktiivilietteen. Ilmastusaltaassa jäteveteen puhalletaan jäteveteen ilmaa kuplina. Altaassa on tarvittaessa sekoitin, jotta biomassaa ei laskeutuisi altaan pohjalle. Liete laskeutetaan ilmastusaltaan jälkeisessä selkeyttimessä, josta osa lietteestä johdetaan takaisin ilmastusaltaaseen. Aktiivilietemenetelmästä käytetään useita eri prosessivaihtoehtoja jossa kaikissa käytetään veteen suspendoituneita pieneliöitä (Pleym ym. 1991, s. 224). Aktiivilietemenetelmään voidaan yhdistää myös kemiallinen puhdistus eri tavoin. Eräs yleisimmistä sovellusratkaisuista on esitetty kuvassa 12, jossa jäteveden kemiallinen käsittely sijoittuu ennen biologista käsittelyä.



Kuva 12. Yhdistetty kemiallis-biologinen saostuslaitos.

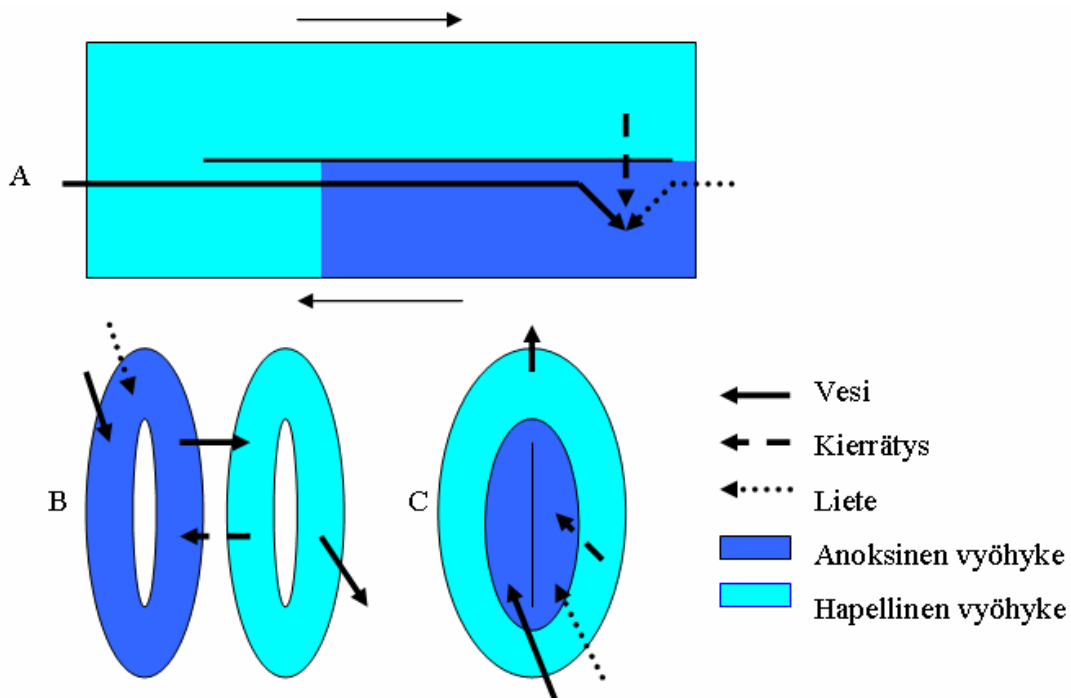
Nitrifikaatio-denitrifikaatio

Yhdyskuntien jätevesien typenpoisto perustuu suurelta osin nitrifikaatio-denitrifikaation toteuttamiseen biologisen tai kemiallis-biologisen puhdistuksen yhteydessä. Typenpoisto toteuttaa aktiivilieteprosessissa, bioroottorissa tai biosuotimessa. Jos tulevan jäteveden tyyppi on suurelta osin ammoniumtyyppien muodossa, nitrifikaation seurauksena tämä hapettuu nitraattitypeksi ja edelleen denitrifikaation avulla pelkistyy typpikaasuksi (kaavat 7, 8, 9). (Niemelä, A 1987, s. 28.)

Nitrifikaatio-denitrifikaation toteutetaan joko yksi- tai kaksilieteprosessissa. Menetelmistä käytetään lyhenteitä ND- tai DN-prosessi sen mukaan, kumpi vaihe toteutetaan ensin, DN-prosessi on käytännössä yleisempi. DN-prosessi voidaan toteuttaa joko täyssekoitus- tai tulppavirtausreaktoreissa. Kuvassa 13 vaihtoehto A:ssa on esitetty esimerkki tulppavirtauksen perustuvasta typenpoistoprosessista. Prosessissa tuleva jätevesi ja palautusliete johdetaan altaan alkupäähän, johon kierrätetään lietettä ilmastusaltaan loppupäästä. Denitrifikaatio tapahtuu altaan alkupäässä anoksisessa (vähähappisessa) vyöhykkeessä, jossa happi-

pitoisuus on alle 0,5 mg O₂/l. Nitrifikaatiovaiheessa happipitoisuutta nostetaan yli 1,5 mg O₂/l. (Niemelä A 1987, s. 28.)

Kuvan 13 vaihtoehdoissa B ja C on esitetty erilaisia DN-prosessin sovelluksia rengaskanavalaitoksille. B-vaihtoehdossa käytetään kahta rengaskanavaa sarjassa ja C-vaihtoehdossa rengaskanavat on rakennettu sisäkkäin. Näissä vaihtoehdoissa denitrifikaatiovaihe voidaan toteuttaa prosessin alussa. (Niemelä, A 1987, s. 28.)



Kuva 13. Erilaisia sovelluksia DN-prosessiksi (Niemelä A 1987, s. 29).

Muita menetelmiä

Biofilmiprosessiksi kutsutaan menetelmää, jossa biokalvo kasvaa suuren pinnan omaavalla väliaineella. Puhdistustehokkuus on sitä tehokkaampi, mitä suurempi on biokalvon ja jäteveden kosketuspinta. Biokalvoreaktoreita on useita eri tyyppisiä, joista yleisimmät ovat biosuodatin ja bioroottori. Biosuodatin muodostuu suuripintaisella aineella täytetystä lieriöstä. Käsiteltävä jätevesi johdetaan pyörivän annostelijan avulla suodattimen yläpinnalle, josta se

valuu suodattimen läpi. Biosuodattimen kalvo kasvaa pieneliöiden muodostuessa ja ajan mittaan kalvoa irtoaa liuskoina. (Pleym ym. 1991, s. 223.)

Bioroottorin muodostuu akselille kiinnitetystä muovipakkauksista, joita moottori pyörittää jätevesialtaassa, pakkauksesta noin 40 % on jätevedessä. Roottorin pyöriessä hitaasti osa jätevedestä tulee sen mukana ilmaan ja valuu takaisin altaaseen onteloiden läpi. Tällä menetelmällä turvataan mikrobien hapen saanti. Orgaaninen aines hajoaa ja kulkeutuu pois kalvon irrotessa vähitellen. (Pleym ym. 1991, s. 223.)

4.1.2 Fysikaalis-kemialliset menetelmät

Typen poistamiseen jätevesistä fysikaalis-kemiallisin menetelmin on olemassa useita vaihtoehtoja: ammoniakkin strippaus (NH_4), ioninvaihto (NH_4^+ , NO_3^-), sähkökemiallinen menetelmä (NH_4^+), sähködialyysi (NO_3^- , NH_4^+), käänteisosmoosi (NO_3^- , NH_4^+) ja taitepisteklooraus (NH_4^+ , N_{org}). Kyseiset menetelmät eivät ole yleisiä yhdyskuntien jätevesien puhdistuksessa korkeiden kustannusten ja teknisesti vaikean toteutettavuuden takia (Blonskaja, V ym. 1992, s. 6).

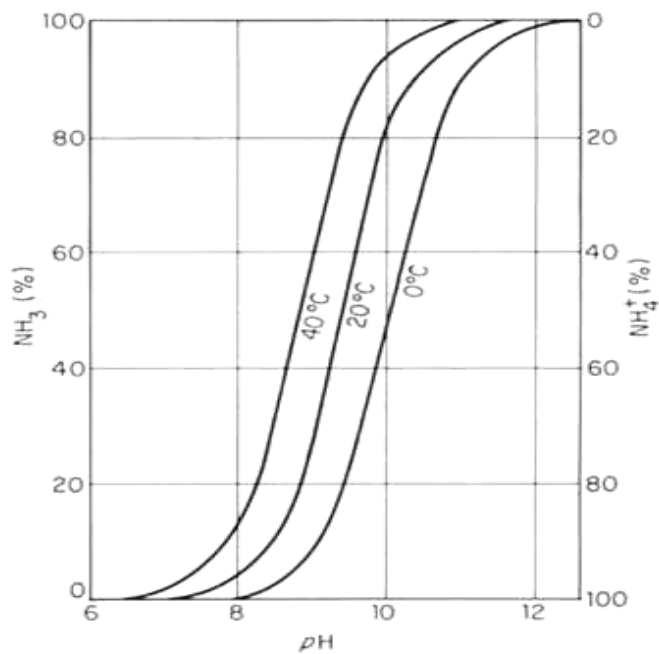
4.1.3 Ammoniakin strippaus

Strippausprosessi on periaatteeltaan ammoniumin konsentroitua laimeasta pitoisuudesta suureen pitoisuuteen. Ammoniakin strippauksessa käsiteltävän jäteveden pH nostetaan alueelle 10 -11, jolloin ammoniumtyppi muuttuu ammoniakkikaasuksi, joka voidaan poistaa jätevedestä esimerkiksi ilmastamalla. Ilmastuskaasu johdetaan strippaustorniin, jossa ammoniakki liukenee tornissa virtaavan ilman sisältämiin nestepisaroihin.

Ammoniumin (NH_4^+) ja ammoniakkin (NH_3) suhde jätevesissä riippuu jäteveden pH:sta, joka on esitetty kuvassa 3, jonka mukaan ammoniumtyypin ja ammoniakkikaasun osuudet muuttuvat pH:n muuttuessa seuraavasti kaavan (13) mukaan:

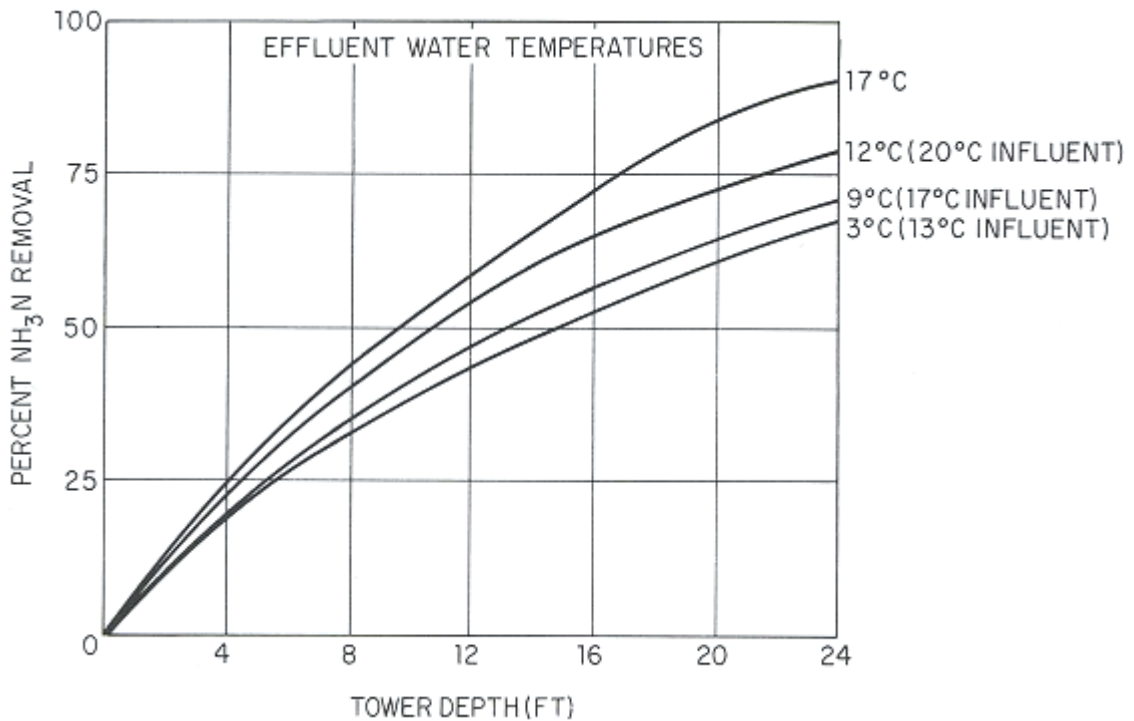
pH	ammoniakki	ammonium
7	1 %	99 %
9	25 %	75 %
11	96 %	4 %

pH:n lisäksi ammoniumin ja ammoniakkin suhteeseen vaikuttaa lämpötila. Lämpötilan ja pH:n vaikutus on esitetty kuvassa 14.



Kuva 14. Ammoniakin ja ammoniumionien suhde pH:n ja lämpötilan funktiona (Culp, R & Culp, G 1971, s. 53).

Teoriassa ammoniakkin strippaus noudattaa ammoniakkin osapaineiden eroa nesteessä ja kaasussa. Tiedot suuremman konsentraation omaavien jätevesien käsittelystä osoittavat, että 10 °C lämpötilan pudotus prosessivedessä vähentää osapaineiden eroa noin 40 % (Culp, R & Culp, G 1971, s. 60). Kuvassa 15 on esitetty prosessiveden lämpötilan vaikutus strippausprosessin tehokkuuteen.



Kuva 15. Veden lämpötilan vaikutus ammoniakin strippaukseen (Smith, C & Chapman, R. 1967).

Kaksi päätekijää vaikuttaa ammoniakkikaasun siirtymiseen vesifaasista kaasufaasiin: pintajännitys kaasu-nesterajapinnassa ja ammoniakin konsentraatioero vedessä ja kaasussa. Nestepisaroiden pintajännitys on pienimmillään, kun pisarat ovat muodostumassa, tällöin ammoniakin vapautuminen on suurimmillaan. Jatkuva pisaroiden muodostuminen ja ilman pyörittäminen ja ilmavirran saaminen turbulenttiseksi nopeuttavat ammoniakin vapautumista. (Culp, R & Culp, G 1971, s. 52.)

Tekniikka

Yleisimpiä tekniikoita ammoniakin strippaamiseksi on höyry- ja kaasustrippaus. Höyrystrippauksessa ammoniakkipitoinen vesijae ajetaan strippauskolonniin, joka on varustettu seulapohjilla tai tätekappaleilla. Prosessi toimii vastavirtaperiaatteella, jossa höyry puhalletaan kolonnin läpi alhaalta ylös ja vesijae ylhäältä alas. Kolonnista saatu ammoniakkipi-

toinen höyry voidaan pestä happaman liuoksen avulla. Ilmastrippaus toimii samoin kuin höyrystrippaus. (Putkonen, A 2005, s. 4.) Putkonen (2005) on vertaillut Design II simulointiohjelmalla höyry- ja ilmastrippauksen tehokkuutta, tulokset on esitetty taulukossa 10.

Taulukko 10. Ammoniakin erottuminen höyry- ja ilmastrippauksessa. Ammoniakin syöttö 880 kg, virtaus 110 m³/h (höyrystrippaus: lämpötila 100 °C ja höyryn paine 4 bar, ilmastrippaus: lämpötila 15 °C ja paine 2 bar) (Putkonen, A 2005, s. 5).

Höyryn määrä/ilman määrä (kg/h)	Höyrystrippaus		Ilmastrippaus	
	Erottunut NH ₃ (kg)	Erottunut NH ₃ (%)	Erottunut NH ₃ (kg)	Erottunut NH ₃ (%)
500	256	29	-	-
1 000	296	34	49	5,6
2 000	375	43	-	-
10 000	799	91	410	46,6
12 000	830	94	-	-
20 000	-	-	594	67,5
40 000	-	-	727	82,6
100 000	-	-	822	93,4
220 000	-	-	856	97,3

Ammoniumin strippausprosessin onnistumiseen vaikuttaa kolme rajoittavaa tekijää, jotka pitää ottaa huomioon, kun prosessia suunnitellaan. Prosessi ei toimi kunnolla, kun vallitseva lämpötila laskee alle 0 °C. Toinen ongelma on kalsiumkarbonaatin kerrostuminen strippaustornin pintoihin, jonka tuloksena on heikentynyt ilman kierto ja pisaroiden muodostuminen tornissa sekä tornin mahdollinen tukkeutuminen. Kolmas tekijä on pH:n ylläpitäminen strippausprosessin vaatimissa rajoissa (Culp, R & Culp, G 1971, s. 51.)

Slehta ja Culp (1967) tutkivat pienen mittakaavan strippaustornin toimivuutta ammonium-typen vähentämisessä pH:n muuttuessa. Käsiteltävän jäteveden tyypestä noin 94 % oli am-

moniumtyppimuodossa. Suurimman reduktion he saivat pH:n ollessa 10,8, jolloin ammoniumtypestä poistui 98 %, joka vastaa 92 % vähennystä kokonaistypen määrästä. Taulukossa 11 on esitetty heidän tutkimuksena tuloksia.

Taulukko 11. Stripptaustornin tehokkuus stripptaustornissa (Culp, R & Culp, G 1971, s. 55.)

Tuleva jätevesi			Poistuva jätevesi			NH ₃ -N reduktio (%)
pH	Lämpötila (°C)	NH ₃ -N (mg/l)	pH	Lämpötila (°C)	NH ₃ -N (mg/l)	
8,0	22	28,8	8,0	16	18,2	37
8,6	21	26,6	8,1	17	15,8	41
9,3	23	26,2	8,6	18	5,3	80
9,7	21	30,0	9,1	16	2,1	93
10,8	22	25,5	10,1	17	0,6	98

Nordic Envicon (2005 B) tutki pilot-mittakaavan koelaitteistolla kompostilaitoksille soveltuvaa jätevesien typenpoistoon soveltuvaa 2-N-PRO-menetelmää, jossa typpi stripataan vedestä ammoniakkikaasuksi. Panoskokeet tehtiin siten, että stripperi täytettiin 1000 litralla tutkittavaa jätevettä, veden pH säädettiin lipeällä ja lämpötila uppovastuksella halutulle tasolle (Nordic Envicon 2005 B, s. 4). Pilot-kokeiden tulokset on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Strippauslaitteiston Pilot-kokeiden tuloksia (Nordic Envicon 2005 B, s. 5).

pH	Lämpötila (°C)	NaOH (l)	Alkupitoisuus mgNH ₄ -N/l	Loppupitoisuus mgNH ₄ -N/l	Reduktio (%)
8,1-9,1	50	-	3 350	1 040	69
8,5-9,0	38	8,3	4 220	2 610	38
8,5-9,2	41	10,3	3 000	900	70
8,8-9,3	40	31	13 140	5 760	56
8,9-9,6	31	13	5 530	2 930	47
8,9-9,9	42	12,5	3 370	460	86
10,1-10,3	40	15,5	3 220	295	91
9,6-10,4	41	14,1	2 830	63	98

Massataseanalyysi jatkuvatoimiselle strippaustornille

Liunneen kaasun strippaaminen jätevedestä jatkuvatoimisella vastavirtaperiaatteella toimivalle strippaustornilla (kuva 16) voidaan kirjoittaa (Tchobanoglous, G ym. s. 1163):

$$\text{Sisäänmenovirta} = \text{Ulostulovirta} \quad (15)$$

Joka voidaan kirjoittaa:

$$LC + Gy_0 = LC_e + Gy \quad (16)$$

Missä L = sisään menevän nesteen moolimäärä (yksikköä/aika)

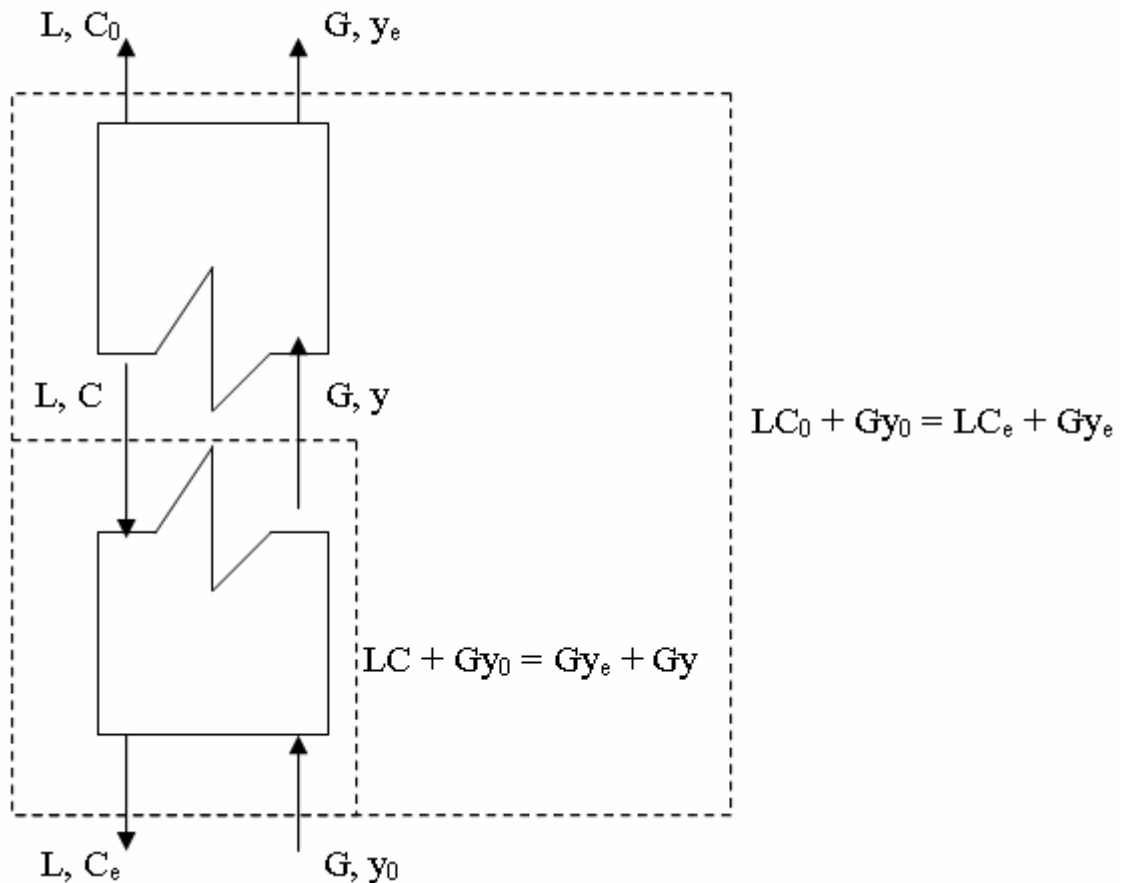
C = liuoksen konsentraatio nesteessä tornin sisällä (liuoksen moolimäärä/nesteen moolimäärä)

G = Sisään menevän ammoniakkin moolimäärä (yksikköä/aika)

y_0 = ammoniakkin konsentraatio tornin alaosasta sisään menevässä kaasussa (ammoniakkin moolimäärä/ammoniakkivapaan kaasun moolimäärä)

C_e = ammoniakkin konsentraatio tornin alaosasta poistuvassa nesteessä (ammoniakkin moolimäärä/nesteen moolimäärä)

y = ammoniakkin konsentraatio tornin sisällä (ammoniakkin konsentraatio/ammoniakkivapaan kaasun moolimäärä)



Kuva 16. Stripaustornin massataseanalyysi (Tchobanoglous, G ym. s. 1165).

Yhdistämällä termejä voidaan kaava (16) kirjoittaa:

$$(y_0 - y) = L/G(C_e - C) \quad (17)$$

Jos halutaan laskea koko tornin massatasetta, voidaan yhtälö kirjoittaa:

$$(y_0 - y_e) = L/G(C_e - C_0) \quad (18)$$

Missä C_0 = ammoniakkin konsentraatio tornin yläosasta sisään menevässä nesteessä
(ammoniakin moolimäärä/nesteen moolimäärä)

y_e = ammoniakkin konsentraatio tornin yläosasta poistuvassa kaasussa (ammoniakin moolimäärä/ilman moolimäärä)

Jos oletetaan, että torniin alhaalta menevä ilma ei sisällä ammoniakkaa, voidaan yhtälö (18) kirjoittaa yksinkertaisemmin:

$$y_e = L/G(C_0 - C_e) \quad (19)$$

Henryn lain mukaan y_e voidaan kirjoittaa:

$$y_e = \frac{H}{P_T} C_0' \quad (20)$$

Missä y_e = ammoniakkin konsentraatio tornin yläosasta poistuvassa kaasussa (ammoniakin moolimäärä/ilman moolimäärä)

H = Henryn lain vakio

P_T = Paine (yleensä 1,0 atm)

C_0' = ammoniakkin konsentraatio nesteessä, joka on tasapainotilassa lähtevän kaasun kanssa (ammoniakin moolimäärä/nesteen moolimäärä)

Yhdistämällä kaavat (19) ja (20) saadaan:

$$C_0' = \frac{L}{G} * \frac{P_T}{H} (C_0 - C_e) \quad (21)$$

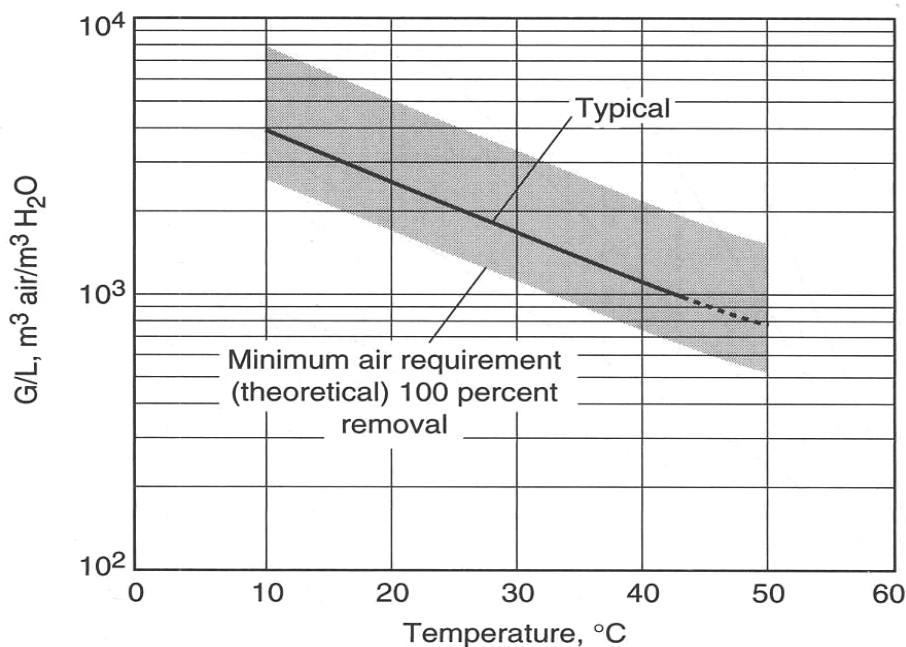
Jos oletetaan, että ammoniakkin konsentraatio on tasapainotilassa lähtevän kaasun suhteen, voidaan kaava (21) johdattaa muotoon:

$$\frac{G}{L} = \frac{P_T * C_0 - C_e}{H * C_0} \quad (22)$$

Jos oletetaan edelleen, että tornin pohjalta lähtevässä nesteessä eikä tulevassa ilmassa ole ammoniakki, voidaan kaava (22) kirjoittaa:

$$\frac{G}{L} = \frac{P_T * C_0}{H * C_0} = \frac{P_T}{H} \quad (23)$$

G/L-suhde korreloi tasapainorajaa Henryn lain mukaan ja esittää teoreettisen ilman minimitarpeen, joka tarvitaan ammoniakkin strippaamiseen annetuissa olosuhteissa. Kuvassa 17 on esitetty teoreettinen ilmasta-nesteeseen-suhde ammoniakkin strippauksessa jätevesistä eri lämpötiloissa. Suhde on johdettu oletuksesta, että strippaustornin tehokkuus on 100 %, mikä on käytännössä mahdotonta. (Tchobanoglous, G ym. s. 1168.)



Kuva 17. teoreettinen ilmasta-nesteeseen-suhde ammoniakkin strippauksessa jätevesistä eri lämpötiloissa (Tchobanoglous, G ym. s. 1168).

4.2 Jätekaasut

Ammoniakin vähentämiseksi jätekaasuista on olemassa useita tekniikoita, kuten terminen hapetus, ammoniakin valikoiva katalyyttinen hapetus typeksi, tiivistyminen, membraanierotus, adsorptio, katalyyttinen hajotus, kaasun pesu ja biosuodin.

4.2.1 Katalyyttinen hajotus

Katalyytin toiminta perustuu sen kykyyn alentaa absorboituvien reaktanttien välisen reaktion aktivaatioenergiaa, jolloin lämpötilan pysyessä samana reaktionopeus kasvaa. Katalyytti nopeuttaa vain termodynaamisesti mahdollisia reaktioita ja lisäksi nopeuttaa yhtä paljon sekä tuotteiden suuntaan kulkevaa reaktiota, että sen käänteisreaktiota. (Kuikka ym. 1988, s.7; Simell 1989, s. 10.)

Katalyytit ryhmitellään sen fysikaalisen muodon perusteella, missä niitä käytetään joko homogeeni- tai heterogeenikatalyytteihin. Jos sekä lähtöaineet että katalyytit ovat molekyyleinä yhdessä faasissa, puhutaan homogeenisestä katalyytistä. Taulukossa 13 on esitetty teollisia homogeenikatalyyysiprosesseja.

Taulukko 13. Teollisia homogeenikatalyyysiprosesseja (Bredenber 1982, s. 12).

Prosessi	Katalyytti	Reaktio-olosuhteet
Okso-prosessi	Rh-kompleksi	Nestefaasi 0,7-1,3 MPa, 100 °C
Asetaldehydin synteesi	$\text{PdCl}_2 + \text{CuCl}_2$	Nestefaasi 0,3-1 MPa, 100 °C
Tereftaalihapon synteesi	Co- ja Mn-asettaatti	Nestefaasi 1,5-3 MPa, 200 °C

Homogeenisysteemien etuna on reaktion mekanismien ja aktiivisuuden ja selektiivisyyden vaikuttavien tekijöiden helpompi selvitys. Homogeenisysteemeissä käytetään paljon siirtymämetallikomplekseja, jolloin jokainen katalyytti metalliatomi voi osallistua reaktioon, mikä ei päde heterogeenisysteemeissä. Homogeenikatalyytin heikkoutena on se, että katalyytti on erotettava reaktiosysteemistä, kun reaktio on päättynyt. (Bredenberg 1982, s. 13.)

Heterogeeniset katalyytit voidaan jakaa niiden kemiallisen vaikutuksen mukaan metalleihin, metallioksideihin, happoihin sekä metallin ja hapon muodostamiin katalyytteihin (taulukko 14).

Taulukko 14. heterogeenisten katalyyttien luokittelu vaikutusten mukaan (Simell1989, s. 13).

Ryhmä	Esimerkkejä katalyyteistä	Vaikutus
Metallit	Ni, Pd, Pt, Cu Ag, Pt	Hydraus Hydrogenolyysi Hapetus
Metallioksidit	Metallimolybdaatit	Osittaishapetus
Epästoikiometriset	Monimetalliset oksidit	
Stoikiometriset	Fe ₂ O ₃ , ZnO, Cr ₂ O ₃ /Al ₂ O ₃ ,	dehydraus
hapot	Happamat ioninvaihtohartsit H ₃ PO ₄ kantajalla SiO ₂ -Al ₂ O ₃ , happamat zeoliitit	Hydraus Polymeroituminen Krakkaus Vedyn siirtyminen Disproportioituminen
Metalli ja happo	Pt/happamalla kantajalla Pd/zeoliitti	Paraffiinin isomeroituminen Hydrorkakkaus

Metallioksidit jakautuvat vielä kahteen eri ryhmään: niihin, jotka lämmön vaikutuksesta joko vastaanottavat hapetta (p-tyyppi) tai menettävät hapetta (n-tyyppi), ja ovat sen vuoksi rakenteeltaan epästoikiometrisiä ionisia yhdisteitä ja niihin, joihin happi on sitoutunut lujemmin eivätkä pelkisty metalleiksi vedyn vaikutuksesta.

Taulukossa 15 on esitetty ammoniakkin katalyyttisessä hajoituksessa tapahtuvia reaktioita. Käsittelyssä pyritään toteuttamaan reaktioita 4, 5 ja 6, joissa tuloksena syntyy typpikaasua sekä vettä.

Taulukko 15. Typpä sisältävien yhdisteiden hapettumisen reaktioita ja termodynamiikkaa (Busca, G & Pistarino, C 2003, s. 158).

		ΔH°_{298} (kJ)	ΔG° (kJ)
1.	$N_2 + O_2 \rightleftharpoons 2 NO$	+ 180,6	$180,6 + 25,2 T$ ($T < 1500 K$)
2.	$4 NH_3 + 5 O_2 \Rightarrow 4 NO + 6 H_2O$	- 904	$-853 - 301 T$ ($600 < T < 1500 K$)
3.	$4 NH_3 + 4 O_2 \Rightarrow 2 N_2O + 6 H_2O$	-1105	
4.	$4 NH_3 + 3 O_2 \Rightarrow 2 N_2 + 6 H_2O$	-1267	
5.	$4 NH_3 + 6 NO \Rightarrow 5 N_2 + 6 H_2O$	-1806	
6.	$4 NH_3 + 4 NO + O_2 \Rightarrow 4 N_2 + 6 H_2O$	-1627	
7.	$NO + \frac{1}{2} O_2 \rightleftharpoons NO_2$	-113	$-114 + 0150 T$ ($600 < T < 1500 K$)

Katalysaattorin deaktivoituminen

Katalysaattorin kyky laskea aktivoitumisenergiaa laskee iän myötä eli katalysaattori deaktivoituu. Jos deaktivoituminen on nopeaa (esim. kerrostuman tai tukkeuma), puhutaan likaantumisesta. Tämän kiintoaineen poistamista kutsutaan regeneroinniksi. Katalysaattorin pinta voi muuttua hitaasti kemisorption (tapahtuma, jossa epäpuhtaudet kiinnittyvät katalyyttiin kemiallisessa reaktiossa) vaikutuksesta. Aktiivisuuden palauttamista kutsutaan aktivoinniksi, joka voi onnistua muuttamalla katalysaattorissa vallitsevia olosuhteita. Jos ad-

sorptio ei ole palautuvaa, on kyseessä pysyvä myrkyttyminen, joka vaatii kemiallista käsittelyä tai katalyytin poistamista. (Roppo & Wallen 2001, s. 11.)

Katalyytin deaktivoitumista voidaan kuvailla neljällä eri reaktiolla. Ensimmäisessä reaktiossa lähtöaine muodostaa kaksi lopputuotetta joista toinen on sivutuote. Sivutuote deaktivoi katalyytin, jolloin tätä kutsutaan rinnakkaiseksi deaktivoinniksi. Toinen reaktiovaihtoehto on sarjassa deaktivoituminen, jolloin reaktiotuote voi hajota tai reagoida edelleen muodostaen tuotteen, joka deaktivoi katalyyttiä. Kolmas on vaihtoehto katalyyttipinnan myrkyttyminen syötteen mukana tulevan epäpuhtauden takia (Roppo & Wallen 2001, s. 12). Tällaisia aineita ovat mm. erilaiset halogeeni- ja rikkiyhdisteet, helposti höyrystyvät metallit (Zn, As, Pb, Hg) sekä erilaiset pienet hiukkaset, jotka tarttuvat katalyytin pintaan ja tukkivat huokokset (Hämälä ym. 1992, s. 93). Neljännessä kuolettumisprosessissa on kyse katalyytin sintraantumisesta tai rakenteellisesta muutoksesta, joka tapahtuu kun katalyytti altistuu ääriolosuhteille.

Platinaryhmän metallit

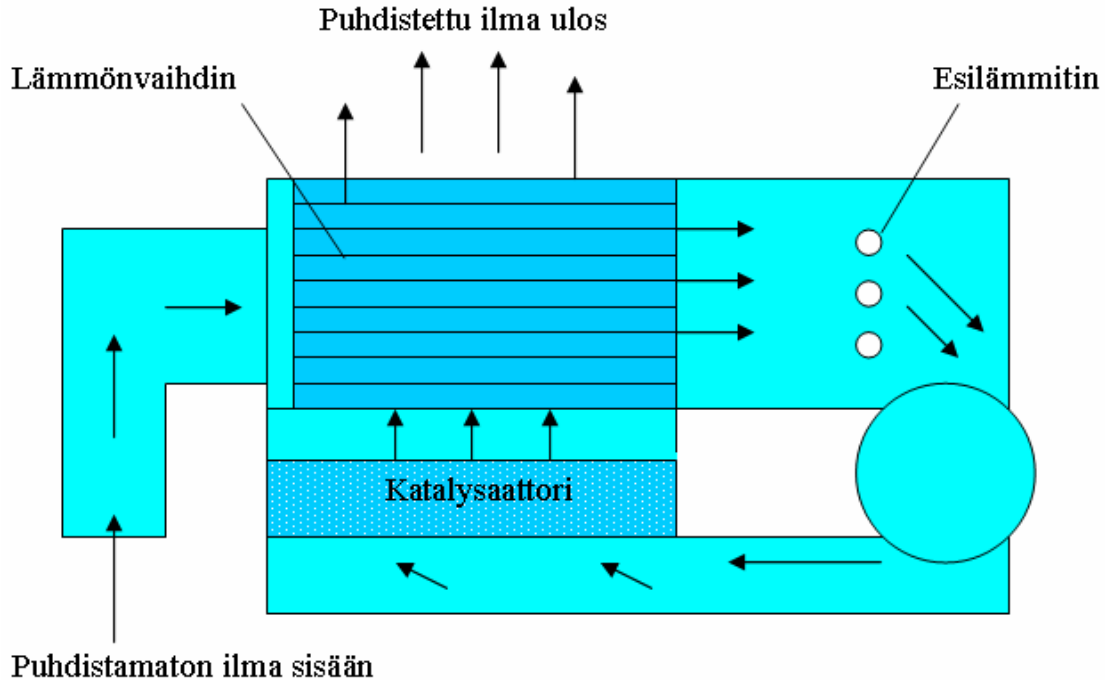
Platinaryhmän metallien katalyyttinen aktiivisuus liittyy niiden elektronimiehitykseen. Ne muodostavat sopivan kemisorptiosidoksen adsorboituvan aineen kanssa metallin elektronikuorien ja kaasumolekyylien orbitaalien vuorovaikutuksen kautta. Katalyyttiseltä luonteeltaan palladium ja platina ovat samankaltaisia, koska kaasun eri komponenttien adsorptio niiden pinnalle on adsorptioenergialtaan ja luonteeltaan yhteneväinen. (Kuikka ym. 1988, s. 20.)

Platinan myrkyttymisen kestävyydestä ovat Kuikka ym. (1988) todenneet, että hapettavissa olosuhteissa SO_2 hapettuu SO_3 :ksi, joka sitoo lyijyn sulfaateiksi. Pt käyttäytyy alkaalien hapetuksessa Pd:sta poiketen. Platinan pinnalla on paljon hapen kemisorptioon soveltuvia aktiivisia kohtia, jolloin hapen osapaineen lisääntyminen pienentää reaktionopeutta alkaalien hapetuksessa. Palladiumin reaktionopeus ei ole niin riippuvainen hapen osapaineesta, koska se muuttuu oksideiksi jo lämpötiloissa, joissa alkaalien hapetus saavuttaa kohtuulli-

sia nopeuksia. Matalissa lämpötiloissa Pt ja Pd ovat NO:n pelkistyksessä huonoja katalyyttejä, koska NO:n dissosiaatio niiden pinnalla on mahdollista vasta korotetuissa lämpötiloissa. (Kuikka ym. 1988, s. 20.)

Katalyyttinen polttolaitos

Katalyyttisessä hajotuksessa kaasut käsitellään katalysaattoreissa, missä kemiallisia reaktioita kiihdytetään katalyyttien avulla, tyypillisiä katalyytteja ovat platinametallit ja siirtymäalkuaineiden metallioksidit. Raskaita platinametalleja (krypton, rodium, iridium) käytetään joko aktiivisina pisteinä kantoaineeksi soveltuviissa alumiinioksidikennoissa tai ohutlankaisina verkkoina sidottuna metallipintaan. Katalyyttimetallioksideiksi soveltuvista oksideista (mm. kupari, kromi, sinkki, nikkeli ja koboltti) valmistetaan yhdessä kantoaineen kanssa huokoisia rakenteita, lamelleja tai kennoja. (Hämälä ym. 1992, s. 93.) Kuvassa 18 on esitetty katalyyttisen polttimen periaatekuva.

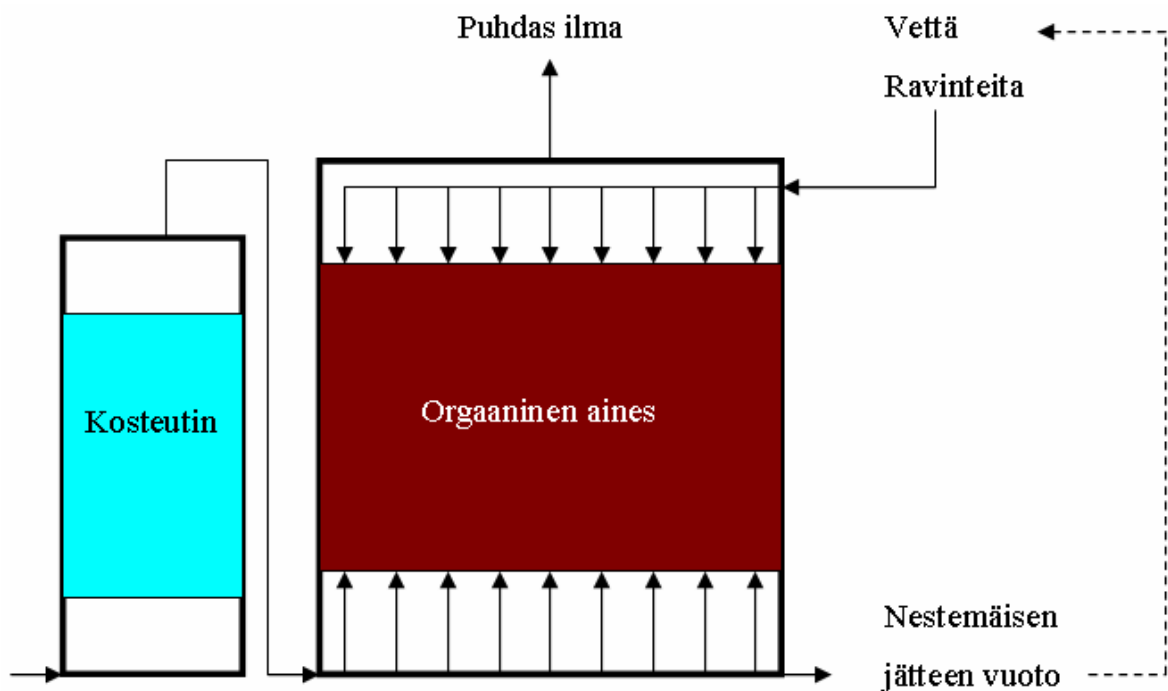


Kuva 18. Katalyyttinen polttin (Pleym ym. 1991, s. 203).

Kemialliset reaktiot tapahtuvat katalyytin aktiivisissa pisteissä. Katalyyttisessa materiaalis- sa reagoivat aineet joutuvat kosketuksiin katalyytin ulkopinnan kanssa ja diffundoituvat huokosiin, jolloin reagoivat aineet adsorboituvat aktiivisiin pisteisiin ja syntyneet tuotteet desorboituvat niistä pois. (Hämälä ym. 1992, s. 93.)

4.2.2 Biosuodin

Biosuodin on kiinteä alusta, joka sisältää kosteaa orgaanista ainesta. Alustan läpi johdetaan kostutettua käsiteltävää kaasua, josta mikro-organismit hajottavat biologisesti eri yhdistei- tä. Ammoniakin reduktio jätekaasuista voi olla jopa 95-98 % riippuen suotimen rakenteesta ja orgaanisen aineen laadusta. Käsiteltävät typen yhdisteet mineralisoituvat nitraatti- ja nit- riitti-ioneiksi jotka kuluvat biosuotimen orgaanisen aineksen kasvussa. (McNevin, D & Barford, J 2000, s. 231). Kuvassa 19 on esitetty yleinen biosuodinratkaisu hajunpoistoon.



Kuva 19. Yleinen biosuodinratkaisu hajunpoistoon (McNevin, D & Barford, J 2000, s. 232).

Sheridan ym. (2002) tutkivat ja vertailivat kahden eri biosuodinmateriaalin eroja, toisessa suotimessa he käyttivät puulastuja kokoluokaltaan yli 20 mm ja toisessa 10-16 mm kokoisia lastuja. Molemmat biosuotimet vähensivät ammoniakkia yhtä paljon. Edelleen tuloksia analysoitaessa Sheridan ym. (2002) tulivat siihen johtopäätökseen, että ammoniakkin absorboituessa biosuotimeen ammoniumionien määrän muodostuminen kiihtyy. Biosuotimen mikrobit hajottavat ammoniakkin nitriitiksi ja sivutuotteena syntyy vetyioneja (H^+). Tämä laskee biosuotimen pH:ta ja samalla lisää biosuotimen kykyä absorboida ammoniakkia enemmän. Samalla nitriitti pelkistyy nitraatiksi (Sheridan, B ym. 2002, s. 9). Taulukossa 16 on esitetty eri biosuodinmateriaaleiden vaikutusta ammoniakkin poistotehokkuuteen.

Taulukko 16. Ammoniakkin poistotehokkuus eri biosuodinmateriaaleilla (Busca, G & Pistrino, C 2003, s. 162).

Biosuodinmateriaali	NH ₃ Poistotehokkuus (%)
Komposti, osterin kuori, perliitti	96,4
Kompostiaktiivinen hiilisekoitus	95,0 – 99,7
Turve	98,3
Puulastu	70 - 95
Maatalouden biojätteiden komposti	> 97
Teollisuuskokoluokan biosuodin	> 97

4.2.3 Muita menetelmiä

Kaasun pesussa käytetään hyväksi ammoniakkin liukenevuutta veteen ja happoihin kuvassa 3 esitetyn riippuvuuden mukaan. Yleisimmin pesu suoritetaan pesutorneissa, kuten kuvassa 1 on esitetty.

Termistä hapetusta – polttoa – käytetään yleisesti jätekaasujen käsittelyssä laitoksissa, jotka tarvitsevat toimiakseen lämpöä tai höyryä, jolloin jätekaasun polttoon ei tarvitse erikseen tuoda energiaa. Poltto sopii erityisen hyvin jätekaasuille, jotka sisältävät suuren kon-

sentraation ja alhaisen syttymislämpötilan. Poltto sopii myös VOC-päästöille, jos ne ovat haitallisia ja pahanhajuisia alhaisissa pitoisuuksissa. Haittapuolena termisessä hapetuksessa voidaan pitää NO_x - päästöjen syntymistä, jotka muodostuvat korkeissa lämpötiloissa ilman typen ja hapen reagoidessa keskenään (Busca, G & Pistarino, C 2003, s. 158).

Ammoniakin **adsorptioerotuksesta** on olemassa muutamia esimerkkejä teollisuudesta, jossa ammoniakin poistoon on käytetty useita erilaisia adsorbentteja. Esimerkiksi erilaisia zeoliitteja ja aktiivihiiltä on käytetty ammoniakin erotuksessa, myös synteettisten polymeeripohjaisten adsorbenttien, ioninvaihtohartsien ja happo- tai metallimuodossa olevien makrohuokoisten kationinvaihtohartsien on osoitettu adsorboivan ammoniakkia. Muita käytettyjä adsorbentteja on mm. selluloosa-asetaatti, etyyli-selluloosa sekä erilaiset kuitumaiset materiaalit. (Lahtinen, M 1997, s.59.)

Ammoniakin liian voimakas adsorptio vaikeuttaa ammoniakin desorptiota ja adsorbentin regenerointia, mikä on aiheuttanut ongelmia adsorptioprosessien kehityksessä. Ammoniakin voimakas adsorptio johtuu sen emäsluonteesta, josta seuraa kationinvaihtajassa happo-emäs-reaktio sekä sen polaarisuudesta, joka vaikeuttaa ammoniakin adsorption matemaattista käsittelyä. (Lahtinen, M 1997, s.59.)

Kondensaatiossa – kryogeeninen menetelmä - käytetään hyväksi ammoniakin alhaista kiehumispistettä (240 K, 1atm). Kondensaatio on järkevä toteuttaa, kun ammoniakin konsentraatio on suuri, paine on korkea ja jäähditys on mahdollinen toteuttaa. Jätteidenkäsittelylaitoksilla nämä ehdot eivät yleensä toteudu (Busca, G & Pistarino, C 2003, s. 156).

Membraanierotuksella ei ole pitkää historiaa päästöjen vähentämisessä. Polymeerimembraaneilla voidaan nykyään erottaa mm. orgaanisia höyryjä ilmasta, erottaa tyypeistä happi tai vety, sekä hiilidioksidi maakaasusta (Degreève, J ym. 2001, s. 49). Teoriassa membraanitekniikkaa voidaan käyttää ammoniakin erotukseen kaasuista, mutta membraanien rajattu käyttöikä ja korkea hinta tekevät tästä vaihtoehdosta kalliin.

5 PILOTKOKEET

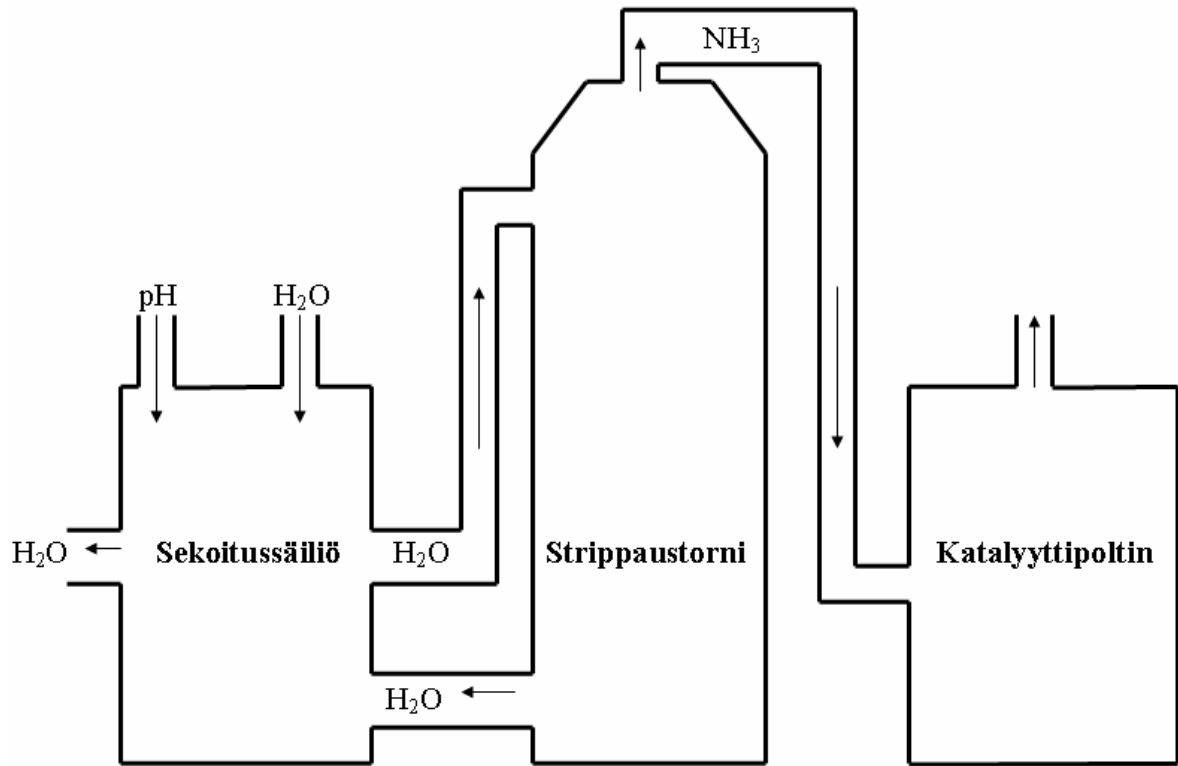
Pilot-kokeet suoritettiin Joutsenossa Kukkuroinmäen jätekeskuksen kompostointilaitoksella. Pilot-laitteisto rakennettiin joulukuun 2005 aikana ja mittaukset aloitettiin 16.1.2006. Laitteisto oli toimintahäiriöiden vuoksi pysäytettynä 3.2. - 9.3.2006. Laitteisto toimi jatkuvatoimisesti lukuun ottamatta 3.-5.4.2006, jolloin suoritettiin panoskoe. Lopputyön osalta mittaukset lopetettiin 5.4.2006.

5.1 Pilot-laitteisto

Pilot-laitteisto koostuu käsiteltävän veden sekoitussäiliöstä, strippaustornista ja katalyyttisestä polttimesta. Sekoitussäiliö ja katalyyttipoltin ovat omissa konteissaan. Laitteisto on esitetty kuvassa 20. Etualalla olevassa kontissa on sekoitus- ja lipeäsäiliö. Taka-alalla olevassa kontissa on katalyyttipoltin ja niiden väliin jää teräspintainen strippaustorni. Laitteiston periaatekuva on esitetty kuvassa 21. Liitteessä 2 on yleiset käyttöohjeet laitteistolle.



Kuva 20. Pilot-laitteisto. Edessä olevassa kontissa sijaitsee sekoitussäiliö, taka-alalla olevassa kontissa on ammoniakkin käsittelyyn modifioitu VOC-polttolaitos ja konttien välissä sijaitsee strippaustorni.



Kuva 21. 2-N-PRO pilot-laitteiston periaatekuva.

Sekoitussäiliö

Kuvassa 22 näkyy sekoitussäiliö omassa kontissaan. Sekoitussäiliö on tilavuudeltaan noin 1 m^3 kokoinen rautasäiliö. Kuvassa 23 on esitetty sekoitussäiliön periaatekuva. Käsiteltävä happopesurin pesuvesi johdetaan uppopumpun avulla kompostointilaitokselta (kuva 23; kohta 8). Uppopumpun käyntiaikaa säädetään kellokytkimellä, joka oli ohjelmoitu toimimaan 5 minuuttia tunnissa pilot-kokeiden ensimmäisinä kuukausina, jolloin käsitelyyn tulevan veden määrä tunnissa on noin 65 litraa. Vuorokausitasolla käsiteltävää jätevettä tuli noin $1,6 \text{ m}^3$. Saapuvan jäteveden määrää laskettiin 24.3.2006 siten, että kellokytkin ohjelmoitiin toimimaan 3 min/h , jolloin käsiteltävän jäteveden määrä vuorokausitasolla oli noin $1,4 \text{ m}^3$.

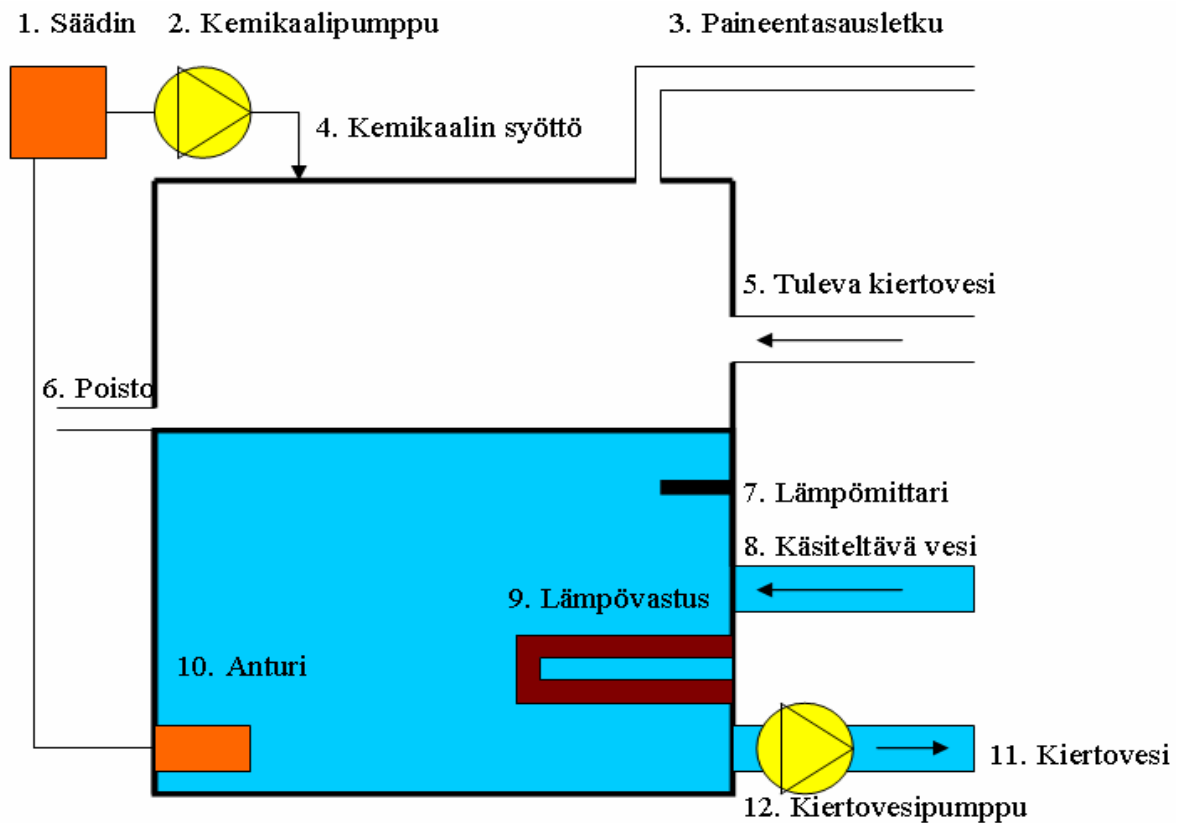


Kuva 22. Sekoitussäiliö ja pH:n säätölaitteisto.

Tulevan jäteveden pH-tasoa säädetään Monoc D 9100 säätimen ja pH-anturin avulla (kohta 1 ja 10). Mikäli pH-taso on matalampi kuin säädetty arvo, niin säädin ohjaa Dosapro Milton Royn valmistamaa, Hyxo Oy:n maahantuomaa magneettitoimista annostuspumppua pumpaamaan sekoitussäiliöön 50 % natronlipeää (joka sisältää natriumhydroksidia 50 %) niin kauan, kunnes haluttu pH-taso on saavutettu. Säädin mittaa lisäksi jäteveden lämpötilaa anturin avulla. Käsiteltävän jäteveden lämpötilaa ohjataan säiliöön sijoitetun lämpövasituksen avulla (kohta 9).

Strippaukseen menevä jätevesi pumpataan kiertovesipumpulla (kohdat 11 ja 12), jonka vuorokaudessa pumpaama kiertovesimäärä on noin 100 m³. Strippaustornista kiertovesi

palaa ylivuotona takaisin sekoitussäiliöön (kohta 5). Sekoitussäiliöstä poistuu käsitelty vesi ylivuotona (kohta 6), joka johdetaan kompostointilaitoksen viemäriin. Sekoitussäiliössä on käsiteltävää vettä noin 700 litraa. Liitteessä 3 on esitetty sekoitussäiliön säännöllisesti mitatut toimintaparametrit.



Kuva 23. Sekoitussäiliön periaatekuva

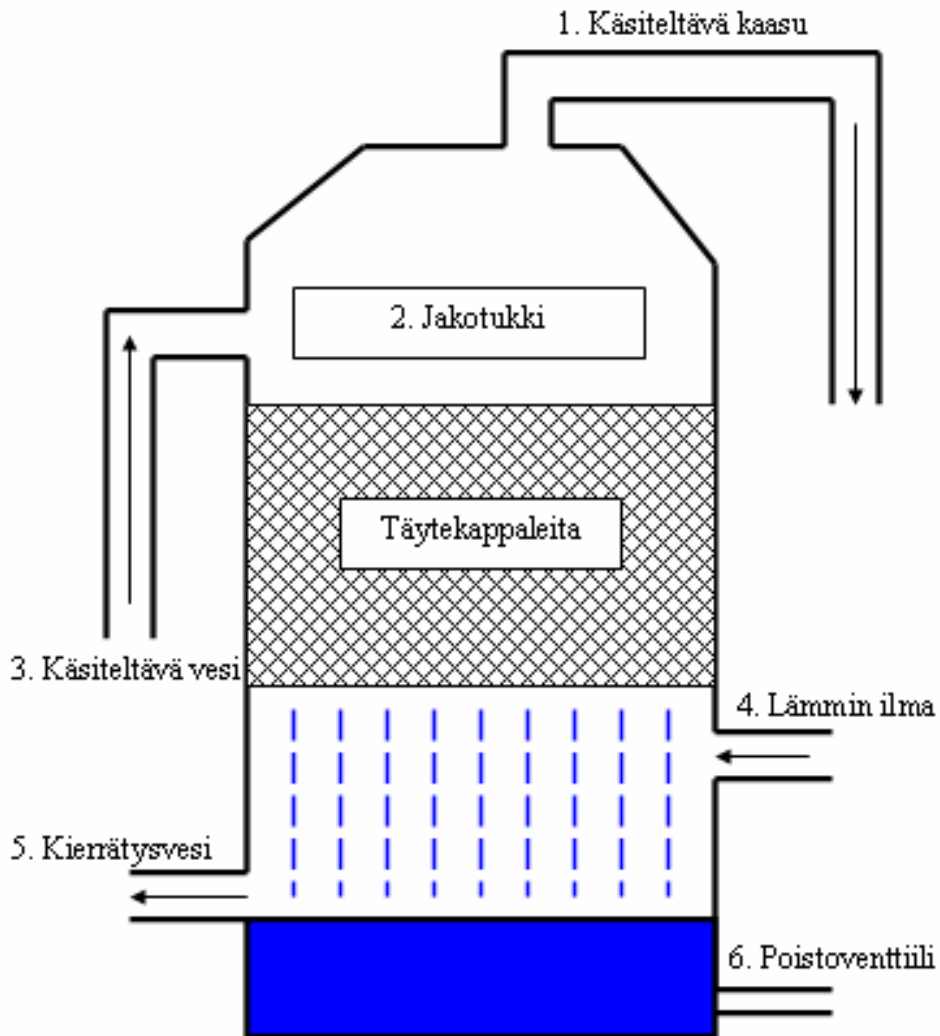
Strippaustorni

Sekoitussäiliöstä tuleva käsiteltävä jätevesi johdetaan strippaustorniin (kuva 24). Torni on noin 5 metriä korkea eristetty lasikuitusäiliö. Tornin toimintaperiaate on esitetty kuvassa 25.



Kuva 24. Strippaustorni.

Käsiteltävä vesi johdetaan sekoitussäiliöstä kiertovesipumpulla noin 5 metrin korkeuteen (kohta 3), jossa se sadetetaan jakotukin avulla (kohta 2). Tippuessaan täytekappaleiden läpi jätevesi pisaroituu ja siitä erottuu ammoniakkia, joka johdetaan tornin yläosasta (kohta 1) katalyyttipolttimelle. Strippausprosessista jätevesi palautuu sekoitussäiliöön ylivuotona (kohta 5). Strippaustorniin johdetaan lämmintä ilmaa (kohta 4) kompostilaitokselta parantamaan strippaustehokkuutta. Stripperissä on lisäksi poistoventtiili (kohta 6), jonka avulla torni voidaan tarvittaessa tyhjentää.



Kuva 25. Strippaustornin periaatekuva.

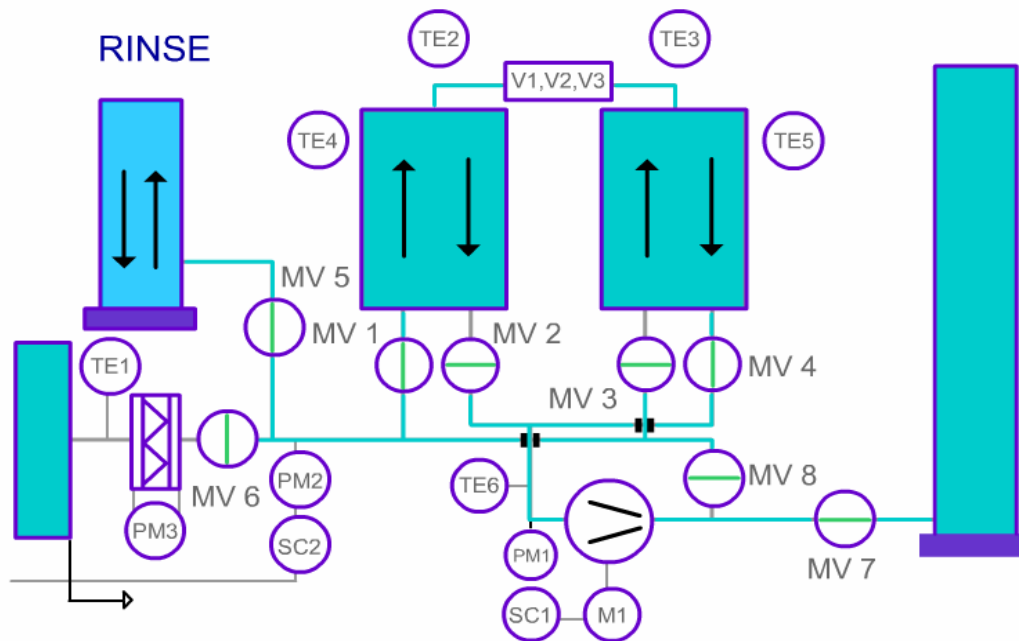
Katalyyttipoltin

Jätekaasun käsittelyyn käytetään katalyyttista Ehovoc Oy:n valmistamaa ammoniakkin käsittelyyn modifioitua VOC-polttolaitosta, joka on esitetty kuvassa 26. Kuvassa 27 on esitetty katalyyttisen polttolaitoksen periaatekuva. Katalyyttiparina polttolaitoksessa on platina-palladium.



Kuva 26. Ammoniakin käsittelyyn modifioitu VOC-polttolaitos

Ehovoc-polttolaitos suorittaa aina automaattisesti logiikkaohjattuna huuhtelun jokaisen käynnistyksen yhteydessä. Huuhtelun aikana yhteys strippaustorniin on poikki eli venttiili MV6 on kiinni. Muut venttiilit (MV1 – MV8) ovat auki lukuun ottamatta kierrätysventtiili MV8, joka on kiinni. Huuhtelun, jonka kesto on noin 1 min, tarkoituksena on puhdistaa polttolaitoksen osat ennen lämmityksen aloittamista mahdollisista kaasuista. (Ehovoc 2006.)



Kuva 27. Ammoniakin käsittelyyn modifioidun katalyyttisen polttolaitoksen periaatekuva (Ehovoc 2006).

Huuhtelun jälkeen käynnistyy automaattinen lämmitys, jolloin moottoriventtiilit MV5 ja MV7 menevät kiinni ja kierrätysventtiili MV8 aukeaa. Venttiili strippaustorniin (MV6) on edelleen kiinni. Kuvan 27 yläosassa olevassa yhdyskanavassa sijaitsevat sähkövastukset (V1 – V3), jotka kytkeytyvät päälle lämmityksen ajaksi. Ilmaa kierrätetään venttiilin MV1 kautta varaajakammioista I varaajakammioon II. Suuntaa vaihdetaan 3 minuutin päästä, jolloin MV3 aukeaa ja MV1 menee kiinni (MV2 aukeaa ja MV4 menee kiinni). Kierrätysilma menee nyt varaajakammioista II varaajakammioon I. Suuntaa vaihdetaan edelleen 3 minuutin välein, kunnes lämpötila-anturit TE2 – TE5 ovat saavuttaneet kaikki vähintään kerran halutun polttolämpötila-arvon. Tässä vaiheessa on mahdollista aloittaa katalyyttinen poltto. (Ehovoc 2006.)

Automaattisessa poltossa strippaustornista otetaan poltettavaa kaasua, tällöin MV6 ja savu-
piipun venttiili MV7 aukeavat, kierrätysventtiili MV8 ja laimennusilmapiipun venttiili
MV5 menevät kiinni. Polton aikana suuntaa varaajakannoissa vaihdetaan kuten lämmityk-
senkin aikana. Suunnanvaihtonopeus riippuu poltettavan kaasun pitoisuudesta. Katalyytti-

sen polton vaatima lämpötila vaihtelee 300 – 550 °C:een välillä. Katalysaattorit sijaitsevat lämpötila-antureiden TE4 ja TE5 yläpuolella. (Ehovoc 2006.) Liitteessä 4 on esitetty katalyyttipolttimen säännöllisesti mitatut toimintaparametrit.

6 PILOTKOKKEEN TULOKSET JA TULOSTEN ANALYSOINTI

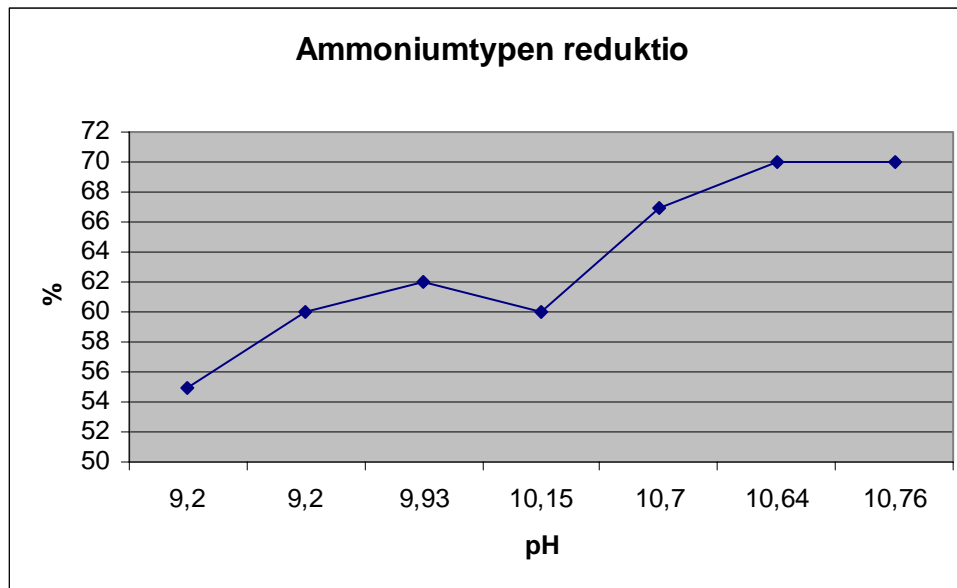
6.1 Jätevesi

Pilot-kokeen aikana käsiteltävästä vedestä analysoitiin säännöllisesti ammoniumtyyppipitoisuudet ennen käsittelyä ja käsittelyn jälkeen. Jätevedestä määritettiin kerran myös sulfaattipitoisuus. Ammoniumtyyppipitoisuudet määritettiin Saimaan Vesiensuojeluyhdistyksessä spektrofotometrisellä menetelmällä, joka perustuu SFS 3032 standardiin. Analyysissa ammoniumtyppi muodostaa heikosti alkaalisessa liuoksessa hypokloriitin kanssa monokloramiinin, joka muuttuu fenolin ja ylimääräisen hypokloriitin läsnä ollessa indofenolisiniksi. Katalysaattorina käytetään pentasyanonitrosyyli-ferraattia. Indofenolisin absorbanssi mitataan aallonpituudella 630 nm. (Järvenpää 2006.) Taulukossa 19 on esitetty pilot-kokeiden aikana jatkuvatoimisesti mitatut tulevan ja käsitellyn jäteveden ammoniumtyyppipitoisuudet.

Taulukko 19. Tulevan ja käsitellyn jäteveden ammoniumtyppi- ja sulfaattipitoisuudet jatkuvatoimisessa käsittelyssä.

Pvm	pH	Lämpötila (°C)	Tuleva vesi (m ³ /vrk)	Tuleva NH ₄ -N (mg/l)	Lähtevä NH ₄ -N (mg/l)	Reduktio (%)	Tuleva SO ₄ (mg/l)	Lähtevä SO ₄ (mg/l)
16.1.	9,2	30,6	1,6	3 300	1 500	55		
25.1.	9,2	28,1	0,9	4 300	1 700	60		
1.2.	10,2	29,2	1,6	4 000	1 600	60	12 000	9 600
9.3.	9,9	32,7	1,6	2 300	870	62		
17.3.	10,7	31,3	1,6	2 400	800	67		
20.3.	10,6	31,0	1,5	3 300	1 000	70		
27.3.	10,8	29,7	1,6	2700	810	70		

Ammoniumtypen reduktio seurasi pH:n nousua. Kuvassa 28 on esitetty ammoniumtypen reduktio pH:n funktiona.



Kuva 28. Ammoniumtypen reduktio pH:n funktiona.

NH₄:n reduktio oli mittausten aikana välillä 55 – 70 %. Suurin reduktio saavutettiin, kun pH oli 10,8. Aikaisempien tutkimusten ja kirjallisuudessa esitettyjen tietojen perusteella vähenemän olisi pitänyt olla suurempi pH:n ollessa yli 10 ja lämpötilan noin +30 °C. Todennäköisesti pienempien tulosten syynä on strippaustornin mataluus. Sadetettavan veden putoamismatka on noin 3 metriä. Myös sekoitussäiliössä tapahtuvan pH:n säädössä voi olla ongelmia; natron-lipeä ei sekoitu tasaisesti käsiteltävään jäteveeseen. Myös käsittelyyn tulevan jäteveden ammoniumtyyppipitoisuudet vaihtelivat ja osaltaan vääristävät mittaustuloksia.

Pilot-kokeiden aikana suoritettiin myös panosajo, jossa laitteistolla käsiteltiin jätevettä panoksena kaksi vuorokautta. Panoskokeen aikana jätevedestä analysoitiin ammoniumtypen lisäksi sulfaattipitoisuudet. Taulukossa 20 on esitetty panoskokeen ammoniumtyppi- ja sulfaattipitoisuudet ja niiden muutokset.

Taulukko 20. Panoskokeen tulevan ja käsitellyn jäteveden ammoniumtyppi- ja sulfaattipitoisuudet.

Pvm	pH	Lämpötila (°C)	Vesimäärä (m ³ /vrk)	Tuleva NH ₄ -N (mg/l)	Lähtevä NH ₄ -N (mg/l)	Reduktio (%)	Tuleva SO ₄ (mg/l)	Lähtevä SO ₄ (mg/l)
3.4.	10,6	36,5	1,5	3 100	-	-	9 100	-
4.4.	11,0	30,4	1,2	-	1 400	55	-	17 000
5.4.	11,0	29,8	1,1	-	1 200	61	-	15 000

Panoskokeen aikana 4.4.2006 sekoitussäiliön kiertovesipumpun metallisen putkiliittimen laippaan oli syöplynyt kaksi reikää, josta oli vuotanut käsiteltävää jätevettä noin 300 litraa. Panoskokeen ammoniumtyypen reduktio oli 61%, vaikka pH-arvo oli noin 11. Tämä tulos tukee jatkuvatoimisesti toimivan laitteiston mittaustulosten perusteella saavutettua suurinta reduktiokapasiteettia, joka on 70 %. Panoskokeen aikana määritetyn sulfaatin konsentraatio nousi huomattavasti, joka todennäköisesti johtuu pesuriveden rikkiyhdisteiden reagoimisesta käsittelyssä sulfaatiksi.

6.2 Jätekaasu

Jätekaasusta määritettiin säännöllisesti ammoniakkipitoisuudet ennen katalyyttipolttoa ja polton jälkeen. Lisäksi poistuvasta kaasusta määritettiin säännöllisesti NO_x-päästöt sekä satunnaisesti NO₂-päästöt. Ilokaasu määritettiin Uudenmaan aluetyöterveyslaitoksella. Ammoniakki, NO_x ja NO₂ määritettiin Dräger Röhrchen-ilmaisinputkilla.

6.2.1 Ammoniakki

Taulukossa 21 on esitetty pilot- ajanjaksolla mitatut ammoniakkipitoisuudet laitteiston toimissa jatkuvatoimisesti ennen katalyyttistä polttoa ja polton jälkeen sekä ammoniakkin reduktio käsittelyn seurauksena. Taulukossa 22 on esitetty panoskokeen tulokset.

Taulukko 21. Tulevan ja käsitellyn jätekaasun ammoniakkipitoisuudet

Pvm	K.A. lämpötila (°C)	Lämpötilat mittauspisteittäin (°C)	Tuleva NH ₃ -pitoisuus (ppm)	Lähtevä NH ₃ -pitoisuus (ppm)	NH ₃ -reduktio
12.1.	320	-	>> 700	50	92,8
13.1.	342	-	-	75	-
25.1.	328	-	1 000	200	80,0
26.1.	321	-	1 000	50	95,0
1.2.	321	-	1 200	650	45,8
2.2.	320	-	-	200	-
9.3.	342	TE2:393 TE3: 388 TE4: 293 TE5: 292	1 000	100	90,0
15.3.	361	TE2: 386 TE3: 384 TE4: 348 TE5: 323	2 600	200	92,3
16.3.	351	TE2: 388 TE3: 375 TE4: 334 TE5: 311	1 000	75	92,5
17.3.	352	TE2: 384 TE3: 377 TE4: 334 TE5: 311	1 000	130	87,0
20.3.	351	TE2: 392 TE3: 386 TE 4312 TE5: 314	1 000	130	87,0
24.3.	348	TE2: 379 TE3: 373 TE4: 330 TE5: 298	1 000	60	94,0
27.3.	347	TE2: 390 TE3: 381 TE4: 311 TE5: 305	700	50	92,8

Katalyyttipoltin pystyi käsittelemään termisesti noin 90 % ammoniakista. Poistuvassa kaasussa oli ammoniakkia 50 – 200 ppm:ää. Katalyyttipoltin heikko ammoniakkireduktio 1.2. johtui laitevalmistajan mukaan katalyyttielementtien polttolämpötilojen alhaisuudesta, joka taas johtui alhaisesta palokuormasta. Katalyyttiin johtavan käsiteltävän kaasun tuloyhdeettä suurettamalla tilanne korjaantui.

Taulukko 22. Panoskokeen tulevan ja käsitellyn jätökaasun ammoniakkipitoisuudet

Pvm	K.A. lämpötila (°C)	Lämpötilat mittauspisteittäin (°C)	Tuleva NH ₃ -pitoisuus (ppm)	Lähtevä NH ₃ -pitoisuus (ppm)	NH ₃ -reduktio
3.4.	358	TE2: 389 TE3: 383 TE4: 339 TE5: 323	4 000	450	88,75
4.4.	340	TE2: 393 TE3: 375 TE4: 306 TE5: 287	300	100	66,67
5.4.	335	TE2: 396 TE3: 384 TE4: 280 TE5: 284	30	10	66,67

Panoskokeen alussa tulevan kaasun ammoniakkipitoisuus oli suuri ja laski nopeasti kokeen edetessä. Katalyyttipoltin ei kyennyt käsittelemään alhaisia pitoisuuksia samalla tehokkuudella kuin suuria pitoisuuksia.

6.2.2 Muut typen yhdisteet

Taulukossa 23 on esitetty pilot- ajanjaksolla mitatut käsitellyn jätökaasun NO_x-, NO₂- ja N₂O-pitoisuudet laitteiston toimiessa jatkuvatoimisesti.

Taulukko 23. Käsitellyn jätökaasun NO_x-, NO₂- ja N₂O-pitoisuudet.

Pvm	K.A. lämpötila (°C)	Lämpötilat mittauspisteittäin (°C)	Lähtevä NO _x -pitoisuus (ppm)	Lähtevä NO ₂ -pitoisuus (ppm)	Lähtevä N ₂ O-pitoisuus (ppm)
12.1.	320	-	30	-	-
13.1.	342	-	10	-	-
25.1.	328	-	20	7	170
17.3.	352	TE2: 384 TE3: 377 TE4: 334 TE5: 311	80	-	-
20.3.	351	TE2: 392 TE3: 386 TE 4312 TE5: 314	50	-	-
27.3.	347	TE2: 390 TE3: 381 TE4: 311 TE5: 305	20	-	-

NO_x-, NO₂- ja N₂O-pitoisuudet olivat mittausjakson aikana alhaisia. Katalyyttipoltin käsiteli valtaosan ammoniakista typpikaasuksi.

Taulukossa 24 on esitetty panoskokeen tulokset. Panoskokeen aikana lähtevästä kaasusta mitattiin NO_x- ja NO₂- pitoisuudet kokeen alussa sekä kahtena seuraavana vuorokautena.

Taulukko 24. Panoskokeen käsitellyn jätekaasun NO_x- ja NO₂- pitoisuudet.

Pvm	K.A. lämpötila (°C)	Lämpötilat mittauspisteittäin (°C)	Lähtevä NO _x -pitoisuus (ppm)	Lähtevä NO ₂ -pitoisuus (ppm)
3.4.	358	TE2: 389 TE3: 383 TE4: 339 TE5: 323	100	80
4.4.	340	TE2: 393 TE3: 375 TE4: 306 TE5: 287	19	10
5.4.	335	TE2: 396 TE3: 384 TE4: 280 TE5: 284	0	0

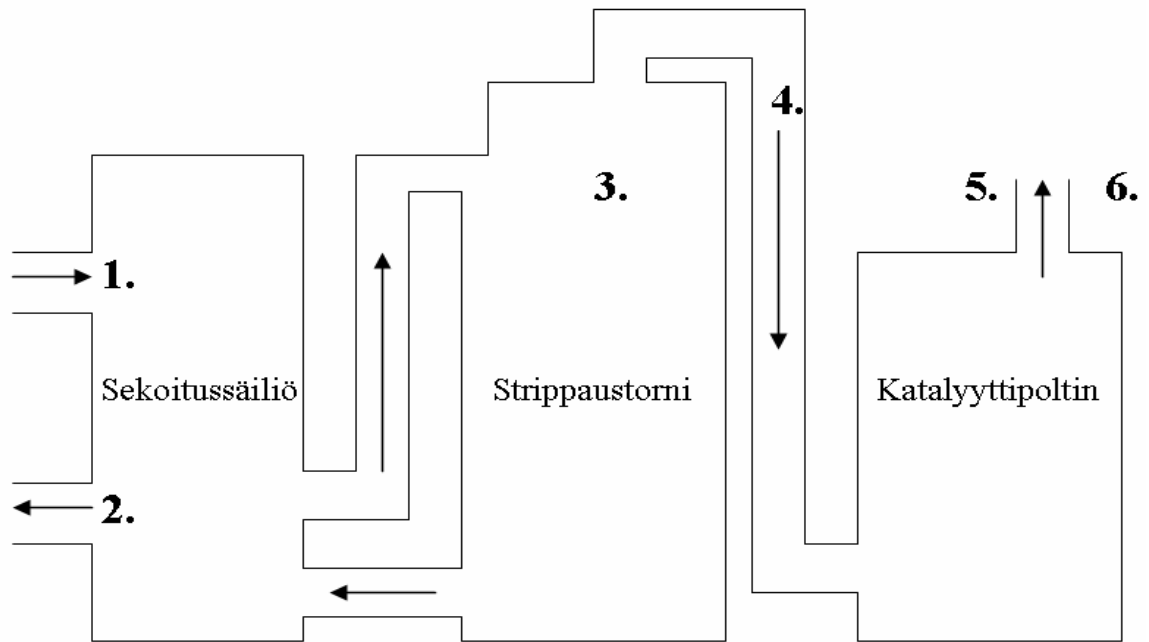
Panoskoe tukee jatkuvatoimisesta toiminnasta saatuja tuloksia, jonka mukaan katalyyttipoltin käsitteli valtaosan ammoniakista typpikaasuksi.

6.3 Massataseanalyysi

Taulukossa 25 on esitetty pilot-ajanjaksolla kuudelta eri mittauskerralta massataseanalyysi, jossa on laskettu tulevan ja lähtevän veden typpipitoisuus, strippauksessa erottuvan typen määrä, käsiteltävän kaasun typen määrä, poistuvan kaasun ammoniakkipitoisuus, teoreettinen ilmamäärä, mikä virtaa putkistossa mittaustulosten perusteella ja ilmapvirran nopeus poistoputkessa. Kuvassa 29 on esitetty massataseanalyysin tulosten sijaintipaikat pilotlaitteistossa.

Taulukko 25. Massataseanalyysi.

pvm	Tulevan veden NH ₄ -N	Lähtevän veden NH ₄ -N	Strippauksessa erottuva NH ₄ -N	Käsiteltävän kaasun N	Käsitellyn kaasun NH ₃	Ilmavirta	Ilmavirta pois- toputuksessa
	kg/vrk	kg/vrk	kg/vrk	mg/m ³	g/vrk	m ³ /min	m/s
	1.	2.	3.	4.	5.	6.	
25.1	3,87	1,53	2,34	585	468	2,78	1,22
1.2	6,40	2,56	3,84	702	2080	3,80	1,67
9.3	3,68	1,39	2,29	585	229	2,72	1,19
17.3	3,84	1,28	2,56	585	333	3,04	1,33
20.3	4,95	1,50	3,45	585	449	4,09	1,79
27.3	4,32	1,30	3,02	409	216	5,13	2,25

**Kuva 29.** Pilot-laitteiston massataseanalyysi.

6.4 Teorettinen ilman tarve

Taulukossa 26 on esitetty jokaiselle eri mittauskerralle laskettuna teorettinen ilman tarve, kun strippauksessa pyritään 90 % reduktioon. Teoreettista ilmamäärää laskiessa on oletettu, ettei pilot-laitteistossa ole ammoniumtyyppiä ennen käsittelyä. Laskut on esitetty liitteessä 5.

Taulukko 26. Strippauksen teorettinen ilmamäärä 90 % reduktiolla.

pvm	Tulevan veden määrä (m ³)	Tulevan veden NH ₄ -N (mg/l)	Lähtevän veden NH ₄ -N (mg/l)	90 % reduktiolla lähtevän veden NH ₄ -N (mg/l)	Teoreettinen ilmamäärä m ³ /min	Teoreettisen ilmamäärän virtausnopeus poistoputkessa (m/s)
25.1.	0,9	4 300	1 700	430	0,98	0,43
1.2.	1,5	4 000	1 600	400	1,63	0,71
9.3.	1,6	2 300	870	230	1,74	0,76
17.3.	1,6	2 400	800	240	1,74	0,76
20.3.	1,5	3 300	1 000	330	1,63	0,71
27.3.	1,6	2 700	810	270	1,74	0,76

Teoreettiset ilmamäärät strippausprosessissa ovat pienempiä kuin laskennallisesti taulukossa 25 esitetyt ilmamäärät. Tulosten perusteella pilot-laitteisto toimii ilmavirran suhteen oikein. Katalyyttipolttimen poistuvan kaasun poistoputken virtausmittauksissa suuntaa antaviksi tuloksiksi on saatu noin 100 l/s, joka on 6 m³/min. Myös nämä mittaukset tukevat käsitystä, että ilmavirran määrä on riittävä.

6.5 Laitteiston käyttö ja kehittäminen

Laitteiston toiminnan aikana esiintyi useita teknisiä ongelmia ja epäkohtia, joiden korjaukset aiheuttivat käyttökatkoksia. Seuraavassa on esitelty osakokonaisuuksittain eri ongelma-kohtia, jotka vaativat korjausta.

Strippaustorni

Strippaustorniin menevän kiertoveden menoputken liitos ei kestänyt lämpötilanvaihteluita ja painetta, vaan irtosi kahteen eri otteeseen. Liitosta vahvistettiin useilla kiristimillä.

Strippaustornin kiertoveden poistoyhde on matalammalla kuin tornin poistovenktiili. Kun kiertovesipumppu oli rikki, jouduttiin strippaustorni tyhjentämään kahteen kertaan. Tornin pohjalle jäi vettä, joka jäättyi. Ensimmäisellä kerralla jää saatiin sulamaan pumppaamalla torniin käsiteltävää vettä noin kuution verran. Toisella kerralla sama toimenpide ei riittänyt sulattamaan jäätä, vaan sulatuksessa jouduttiin käyttämään polttomoottorilla varustettua painevesipesuria.

Sekoitussäiliö

Strippaustorniin menevän kiertoveden menoputken liitoksen petettyä kahteen eri kertaan kiertovesipumppu pumppasi käsiteltävän jäteveden pihamaalle ja toimi kuivana niin kauan, että pumpun lavat rikkoutuivat. Lavat vaihdettiin ja laitteisto toimi kuten pitää siihen asti, kunnes pumpun moottoriakseli katkesi. Pumppu vaihdettiin luotettavatoimisempaan versioon.

Katalyyttipoltin

Katalyyttipolttimen moottoriventtiileitä ohjaava paineilmajärjestelmä oli useaan kertaan jumissa, jolloin katalyytti ei toiminut. Poikkeuksellisen kylmä talvi aiheutti laitteistolle ongelmia, jotka kärjistyivät vieressä sijaitsevasta biosuodattimesta tulevan kosteuden yhteisvaikutuksesta. Moottoriventtiilit saatiin toimimaan sijoittamalla kontin sisään 20 kW lämpöpöuhallin.

Ennen katalyyttikonttia sijaitseva vedenerotin oli liian pieni vedenerotuskyvyltään, jolloin katalyyttipolttimen putkiin kerääntyi vettä. Tästä syystä vedenerottimen jälkeen sijoitettiin

toinen, 100 litran metallitynnyristä tehty vedenerotin tehostamaan kosteudenpoistoa. Katalyytin yhdeputkeen sijoitettiin venttiili, jonka avulla putkistoon kerääntynyt vesi voidaan poistaa.

Katalyyttipolttimen polttolämpötilat olivat liian alhaiset, jolloin polttimeen tulevan kaasuputken liitosta suurennettiin. Näin tuleva kaasu pääsi virtaamaan esteettömämmin katalyyttiin ja polttolämpötilat korjaantuivat oikealle tasolle.

7 YHTEENVETO

Tässä työssä testattiin ja kehitettiin kaksivaiheisen typenpoistoprosessin (2-N-PRO) soveltuvuutta Kukkuroinmäen aluejätekeskuksen kompostointilaitoksella. Kukkuroinmäen jäteaseman kompostointilaitoksella on jätevesien esikäsitelytarve, joka johtuu jäteveden sisältämistä korkeista ammoniumtyypipitoisuuksista.

Pilot-laitteisto koostuu käsiteltävän veden sekoitussäiliöstä, strippaustornista ja katalyyttisestä polttimesta. Ammoniumtyppi poistetaan vedestä ammoniakkikaasuna strippaamalla. Strippausprosessissa käsiteltävän veden pH nostetaan sekoitussäiliössä 50 % natronlipellä (joka sisältää natriumhydroksidia 50 %) alueelle 10-11 ja johdetaan strippaustorniin, jossa se sadetetaan painovoimaisesti tornin pohjalle. Torni on noin 5 metriä korkea eristetty lasikuitusäiliö. Ammoniakki siirtyy liuenneeksi kaasumaiseksi ammoniakiksi sadetuksessa. Tornin pohjalta vesi palaa ylivuotona sekoitussäiliöön. Syntynyt ammoniakkipitoinen kaasu imetään tornin yläosasta vedenerottimien läpi katalyyttipolttimeen.

Katalyyttipolttimessa platina-palladium-jalometallielementit hapettavat ja pelkistävät ammoniakkia. Ammoniakin hapetus-pelkistysreaktioiden lopputuotteina syntyy molekylaarista typpeä (N_2), typen oksideja (NO_x), typpioksiduulia (N_2O) sekä vettä.

Käsittelyyn tulevan jäteveden $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuudet vaihtelivat välillä 4300 – 2300 mg/l riippuen kompostointilaitoksen tunneleissa olevien jätteidenhajoamisvaiheesta. Pilot-laitteisto kykeni erottamaan ammoniumtyyppiä jätevedestä jatkuvatoimisessa ajossa 55-70 %. Alhaisimmat tulokset saatiin, kun pH oli 9,2. 70 % reduktioon päästiin, kun pH oli 10,8. Tulosten perusteella laitteisto kykenee poistamaan ammoniumtyyppiä jätevedestä suurimmillaan noin 70 %.

Katalyyttipolttimelle menevän jätokaasun ammoniakkipitoisuudet vaihtelivat jatkuvatoimisessa ajossa välillä 2600 - 700 ppm. Katalyyttinen käsittely vähensi ammoniakkin määrää keskimäärin 90 %. Lähtevät NO_x -pitoisuudet vaihtelivat välillä 10-80 ppm.

Laitteiston toiminnan aikana esiintyi teknisiä ongelmia, jotka aiheuttivat käyttökatkoksia. Lisäksi poikkeuksellisen kylmä talvi aiheutti laitteistolle ongelmia, jotka kärjistyivät vieressä sijaitsevasta biosuodattimesta tulevan kosteuden yhteisvaikutuksesta. Jos laitteisto olisi rakennettu eristettyihin kontteihin, olisi lämpötilan vaikutukset eliminoitu. Putkiliitokset tulisi tehdä kestävämpään lämpötilan ja paineen vaihteluihin ja käytettävien metalliosien ja pumpun tulisi kestää korroosiota.

Pilot-laitteisto soveltuu jätevesille, jotka sisältävät suuren NH_4 - konsentraation. Laitteisto ei ole herkkä jätevesien mikrobiologisille tai kemiallisille epäpuhtauksille ja sietää suuria NH_4 -pitoisuuksien vaihteluita. Mielenkiintoisen vaihtoehdon laitteisto tarjoaa katalyyttipolttimen osalta. Poltin kykenee käsittelemään myös VOC-päästöjä, joten se soveltuu erilaisten kaasumaisten päästöjen käsittelyyn sellaisenaan.

Lopputyön tavoitteisiin päästiin katalyyttipolttimen kehityksessä, jossa kyettiin tunnistamaan kriittiset pisteet ja korjaamaan ne siten, että laite toimii tehokkaasti. 2-N-PRO- menetelmän kustannustehokkuus saatiin selvitettyksi, taloudellisia kustannuksia laitteiston käytöstä tulee natronlipeän käytöstä pH:n säädössä sekä laitteiston kuluttamasta sähköstä. Sen sijaan kompostilaitoksen typpipäästöjen 30 % reduktioon ei päästy koejakson aikana tapah-

tuneiden käyttöongelmien takia. Täyden mittakaavan laitoksen suunnittelu vaatii enemmän aikaa ja perehtymistä, mitä lopputyön puitteissa on mahdollista tehdä.

7.1 Jatkotoimenpiteet

Tässä työssä tehdyt kokeet osoittivat, että 2-N-PRO-laitteisto toimii erityisesti ammoniakkin katalyyttisen hajotuksen suhteen. Lisätutkimukset tulisikin kohdistaa strippausprosessin kehittämiseen. Strippausprosessia voidaan tehostaa kolmella eri tavalla: lämpötilaa nostamalla, käsittelyyn tulevan veden määrää muuttamalla sekä käsiteltävän veden ja ilman kontaktia parantamalla strippausprosessissa. Lämpötilan 10 °C nostolla voidaan saavuttaa useiden prosenttien parannus strippausprosessiin. Käsiteltävän jäteveden määrän vähentämisellä prosessissa siellä jo oleva jätevesi kiertää strippausprosessin useammin ja ammoniakkin erotuskyky paranee. Parantamalla ilman ja käsiteltävän veden kontaktia strippaustornissa liuenneen ammoniakkin erotustehokkuus paranee.

Pilot- kokeiden jatkuessa voidaan suorittaa seuraavia toimenpiteitä:

1. Tulevan veden säätäminen siten, että vuorokaudessa käsiteltävän jätevesimäärä ti-
putetaan nykyisestä noin 1,5 m³/vrk noin 0,6 m³/vrk.
2. Lämpötilaa nostetaan nykyisestä noin + 30 °C:sta noin + 40 °C:een.
3. pH:ta säädetään siten, että se nostetaan nykyisestä noin 10,6:sta noin 11:sta.
4. Sekoitussäiliössä olevan ilmastimen käyttöön otto, jolloin prosessiin saadaan toinen
strippausprosessi. Tämä edesauttaa myös säiliön sekoitusta suhteessa lipeään. Säili-
östä voidaan johtaa ilmaputki strippaustorniin tai katalyyttipolttimeen, jossa on kak-
si yhdettä valmiina.

Muita tutkimuskohteita laitteiston käytössä on:

- Sulfaatin käyttäytyminen strippausprosessin aikana
- Rikkihapon käytön vähentäminen kompostilaitoksen tuuletusilman pesussa. Tämä vähentäisi sekä rikkihapon, että natronliperäen käyttöä
- Käsitellyn jäteveden käyttö tunneleiden kasteluvetenä. Kompostilaitoksella on rakennettu laitteisto, joka mahdollistaa tämän. Käsitellyn jäteveden käyttö vähentää talousveden käyttöä kompostointilaitoksella.
- Biosuodattimen käyttö käsitellyn jätokaasun ammoniakkipitoisuuksien vähentämisessä.
- Laitosmittakaavan strippausprosessin suunnittelu

8 LÄHDELUETTELO

Albers, M., Helle, H., Varpula, T., Itävaara, M., Kapanen, A., Vikman, M. 2003. Kompostiprosessin monitorointi ja ohjaus – kirjallisuusselvitys. VTT Tiedotteita 2207. Espoo 2003. 81 s. ISBN 951-38-6165-1.

Arnold, M. 2004. Kompostoinnin hajuhaitat voidaan ratkaista. Ympäristö ja Terveys 10/2004. 64-67 s. Vammalan Kirjapaino Oy 2004. ISSN 0358-3333

Blonskaja, V., Mölder, H., Salis, I. 1992. Typpi- ja fosforiyhdisteiden yhteispoisto yhdyskuntien jätevesistä. Vesitalous 5/1992. 6-9 s. ISSN 0505-3838.

Bredenberg, J. 1982. Katalyyttiset reaktiot. INSKO 161-82. Insinööritieto Oy 1982. Painos 40. ISBN 951-793-845-4.

Burns, D., Townshend, A., Carter, A. 1981. Inorganic reaction chemistry – volume 2, Reactions of the elements and their Compounds. 300 s. Ellis Horwood limited 1981. ISBN 0-85312-119-2

Busca, G., Pistarino, C. 2003. Abatement of ammonia and amines from waste gases: a summary. Journal of Loss Prevention in the Process Industries 16, 2003. s. 157-163.

Culp, R., Culp, G. 1971. Advanced Wastewater Treatment. Litton Educational Publishing 1971. 310 s. ISBN 0-442-21780-3

Degrève, J., Everaet, K., Baeyens, J. 2001. The use of gas membranes for VOC-air separations. Filtration & Separation. Volume 38, issue 4, s. 48-54.

- Ehovoc 2006. Voc- polttolaitokset. WWW-dokumentti, <http://www.ehovoc.fi/vocanimaatio.html>, viitattu 22.2.2006, ei päivitystietoja.
- EKJH 2003. Kukkuroinmäen jätekeskus – ympäristön vuosiraportti 2003. 17 s.
- EKJH 2004. Kukkuroinmäen jätekeskus – ympäristön vuosiraportti 2004. 22 s.
- EKJH 2005. Kukkuroinmäen jätekeskus – ympäristön vuosiraportti 2005. 18 s.
- Ettala, M. 2000. Kompostointi vesistön kuormittajana. Vesitalous 1/2000. Forssan kirjapaino Oy 2000. 23-25 s. ISSN 0505-3838
- Grönroos, J. 1993. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1993. 139 s. ISBN 951-47-8389-1.
- Heikkinen, S., Malinen, H. 1998. Suomen kompostilaitosten tekniikka. Mikkelin ammattikorkeakoulu – julkaisusarja C. Mikkeli 1998. 54 s. ISBN 951-588-026-2
- Huotari, H., Alasalmi, H. 1994. Biojätteen syntypaikkalajittelu, erilliskeräys ja kompostointi – ongelmana haju. VTT-tiedotteita. VTT Offsetpaino, Espoo 1983. 61 s. ISBN 951-38-4700-4
- Hämälä, S., Laine, J., Vesa, P. 1992. Ilmansuojelutekniikka. Tammertekniikka. Gummerrus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 1992. 161 s. ISBN 951-9004-44-0
- Hänninen, K., Huotari, H., Malinen, H. 1992. Kompostoinnin biotekniikka ja laitteet. VTT Tiedotteita 1371. Valtion teknillinen tutkimuskeskus. VTT Offsetpino, Espoo 1992. 81 s. ISBN 951-38-4184-7

Järvenpää, S. 2006. Saimaan Vesiensuojeluyhdistyksen kemisti. Henkilökohtainen tiedonanto.

Jätelaitosyhdistys 2004. Seurantaselvitys biologisten jätteidenkäsittelylaitosten toimivuudesta. Jätelaitosyhdistys ry, 12.10.2004. Julkaisematon raportti. 50 s.

Kaakkois-Suomen ympäristökeskus 2001. Ympäristölupapäätös. Nro A 1118, Dnro 0401Y0868-121

Kemian työsuojeluneuvottelukunta 2002. Ammoniakki. WWW-dokumentti. http://www.ketsu.net/http/pm_valmiit/ammoniakki.htm, viitattu 9.11.2005, päivitetty 10.1.2002.

Kuikka, K., Lepistö, T., Itävuori, E., Kettunen, P. 1988. Pakokaasujen katalyyttinen puhdistus. Tampereen teknillinen korkeakoulu, Materiaaliopin laitos. Raportti 9/1988. 36 s.

Lahtinen, M. 1997. Ammoniakkikaasun adsorptio. Diplomityö. Lappeenrannan Teknillinen Yliopisto/Kemiantekniikan osasto. 4.11.1997. 103 s.

Lehtokari, M. 1984. Kompostoinnin biotekniset perusteet. INSKO 113-84. Insinööritieto Oy 1984, painos 35. ISBN 951-794-297-4

McNevin, D., Barford, J. 2000. Biofiltration as an odour abatement strategy. Biochemical Engineering Journal 5/2000 231-242.

Niemelä, A. 1987. katsaus typenpoistomenetelmiin. Vesitalous 1/1987. Forssan Kirjapaino Oy 1987. 28-30 s. ISSN 0505-3838.

Nordic Envicon 2005 A. Projektisuunnitelma.

Nordic Envicon 2005 B. Kompostilaitosten vesien käsittely 2-N-PRO-prosessilla – Pilotkoe. Julkaisematon loppuraportti 4.2.2005. 7 s.

Paatero, P., Lehtokari, M., Kemppainen, E. 1984. Kompostointi. WSOY, Juva 1984. 268 s. ISBN 951-0-12502-4

Pere, J., Virtanen, R 1981. Jätevesien typpiyhdisteiden analysointi ja poisto. VTT tiedotteita 22/1981. VTT OFFSETPAINO, Espoo 1981. 26 s. ISBN 951-38-1268-5.

Pipatti, R., Hänninen, K., Vesterinen, R., Wihersaari, M., Savolainen, I. 1996. Jätteiden käsittelyvaihtoehtojen vaikutus kasvihuonepäästöihin. VTT julkaisuja 811. VTT OFFSETPAINO, Espoo 1995. 85 s. ISBN 951-38-4520-6.

Pleym, H ym.1991. Ympäristötekniikka. Tammertekniikka. Gummerrus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 1991. 324 s. ISBN 951-9004-35-1

Putkonen, A. 2005. Ammoniakin talteenotto-prosessin kehitys. Diplomityö. Lappeenrannan Teknillinen Yliopisto, Kemiantelekniiikan osasto. 9.3.2005. 122 s.

Raninger, B. 1995. Reconversion of traditional composting plants for a policy of quality. International Symposium- the Science of Composting. Bologna, Italy. 5/1995. Vitiata Atala, M. 2000. Kompostointi vesistön kuormittajana. Vesitalous 1/2000. Forssan kirjapaino Oy 2000. ISSN 0505-3838

Roppo, J., Wallen, V. 2001. Kaasumoottorivoimalaitokseen asennetun katalysaattorin vaikutukset. Tampereen teknillinen korkeakoulu, Energia- ja prosessitekniikan laitos. Raportti 162. 47 s. ISBN 952-15-0716-0

Rumen Oy 2005. Kompostointilaitokset. WWW-dokumentti, <http://www.rumen.fi/>, viitattu 17.11.2005, ei päivitystietoja.

Ruuskanen, J. 2003. Ilmafysiikka ja – kemia. Luentomateriaali. Lappeenrannan teknillinen yliopisto. 183 s.

Salmi, J 2004. Vapo Biotechin tunnelikompostointi Suomessa – kokemuksia ja tulevaisuuden näkemyksiä. Ympäristö ja terveys 10/2004. Vammalan kirjapaino Oy 2004. 60-63 s. ISSN 0358-3333.

Salonen, S., Frisi, T., Käärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K., Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja – sarja A. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki 1992. 139 s. ISBN 951-47-5715-7

Scarf, H., outruns, T. 1994. Operating experiences from indoor aerobic composting of separately collected household boaster. European Conference of sludge and organic waste. University of Leeds. 12.-15.4.1994. Viitattu Ettala, M. 2000. Kompostointi vesistön kuormittajana. Vesitalous 1/2000. Forssan kirjapaino Oy 2000. ISSN 0505-3838

Seppänen, H. 1991. Ympäristösuojelutekniikan perusteet. Otsatieto, Helsinki 1991. 243 s. ISBN 951-672-134-6.

Sheridan, B., Curran, T., Dodd, V. 2002. Assesment of the influence of media particle size on the biofiltration of odour exhaust ventilation air from a biggery facility. Bioresource Technology, volume 84, Issue 2. September 2002, s. 129-143.

Simell, P. Tervapitoisten kaasutuskaasun puhdistus katalyyttien avulla. Polttoainetalostustekniikan laboratorio. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tutkimuksia. Nro 640. VTT Espoo 1989. 102 s. ISBN 951-38-3523-5.

Slechta, A., Culp, G. 1967. Water Reclamation Studies At The South Public Utility District. Journal Water Pollution Control Federation. 1967, s. 787. Viitattu Culp, R., Culp, G. 1971. Advanced Wastewater Treatment. Litton Educational Publishing 1971. ISBN 0-442-21780-3

Smet, E., Van Langenhove, H., De Bo, I. 1999. The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. Atmospheric Environment 33, 1295-1303.

Smith, C., Chapman, R. 1967. Recovery of Coagulant, Nitrogen Removal, and Carbon Regeneration in Wastewater Reclamation. Final Report by South Tahoe PUD to FWPCA, Demonstration Grant WPD-85. June 1967. Viitattu Culp, R., Culp, G. 1971. Advanced Wastewater Treatment. Litton Educational Publishing 1971. ISBN 0-442-21780-3

Taloudellinen tiedotustoimisto 2005. Nitraatti. WWW-dokumentti.

<http://www.tat.fi/fi/koulut/vedesta/kortti37.pdf>, viitattu 9.11.2005, päivitetty 9.11.2005.

Tchobanoglous, G., Franklin, L., Stensel, H. 2003. Wastewater Engineering – Treatment and Reuse. Fourth edition. Metcalf&Eddy Inc 2003. 1819 s. ISBN 0-07-041878-0

Villanen, A. 2005. Etelä-Karjalan Jätehuolto Oy:n ympäristöinsinööri. Henkilökohtainen tiedonanto 7.12.2005.

Ympäristöministeriö 2004. Kansallinen strategia biohajoavan jätteen kaatopaikkakäsittelyn vähentämiseksi. WWW-dokumentti.

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=27161&lan=fi>, viitattu 4.11.2005, päivitetty 4.11.2005

Ympäristöministeriö 2005. Yhdyskuntien jätevedet. WWW-dokumentti
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=562&lan=fi>, viitattu 7.11.2005, päivitetty
7.11.2005

KOMPOSTILAITOKSELTA LÄHTEVÄT VEDET VUONNA 2005

Taulukko 1. Kompostointilaitokselta lähtevät vedet vuonna 2005.

Näytteen- ottopvm.	pH	Johtokyky	SO ₄ -S	NH ₄ -N	Kok. N	PO ₄ -P	P
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
01.02.	6	-	-	1 800	-	430	-
08.02.	6,0	-	-	2 700	-	-	41
22.02.	4,4	-	-	2 600	-	94	-
03.03.	4,3	2 190	3 100	3 100	3 200	76	106
29.04.	6,0	2 600	4 600	3 700	3 800	-	24
15.06.	6,2	1 650	1 800	2 000	2 200	59	78
29.06.	5,3	2 070	3 100	2 800	2 800	19	29
12.07.	5,7	-	-	3 600	-	37	-

Taulukko 2. Kompostointilaitokselta lähtevät vedet vuonna 2005.

Näytteen- ottopvm.	COD _{Cr}	Kiintoaine	Alkaliteetti	BOD _{7ATU}	Cl	Fe
	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l
01.02.	15 300	480	-	9 640	-	-
08.02.	15 300	460	-	10 400	-	-
22.02.	24 300	1 100	-	16 000	-	-
03.03.	18 000	750	-	12 800	-	-
29.04.	6 600	560	21	4 540	-	-
15.06.	13 000	800	46	7 360	550	-
29.06.	6 700	240	18	4 350	250	-
12.07.	8 000	710	-	5 430	-	-

Taulukko 3. Kompostointilaitoksen pesurivesien laatutietoja vuonna 2005.

Pesurivedet	pH	Johtokyky	SO ₄ -S	NH ₄ -N	Kok. N	PO ₄ -P
		mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Konehuone 1L						
3.3.2005	7,3	3 650	6 600	5 700	5800	<0,01
15.6.2005	8,3	941	1 300	1 300	1300	0,03
29.6.2005	4,8	1 330	1 700	1 900	1900	0,03
Konehuone 2B						
3.3.2005	6,9	2 350	6 000	3 500	3500	0,02
15.6.2005	4,8	2 300	3 800	3 500	3500	0,03
29.6.2005	4,8	2 450	4 400	3 700	3700	<0,01

Taulukko 4. Kompostointilaitoksen kaasupesurin pesurivesien laatutietoja vuonna 2005.

Pesurivedet	P	COD _{Cr}	Kiintoaine	Alkaliteetti	BOD _{7ATU}	Cl
	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l
Konehuone 1L						
3.3.2005	0,04	1600	4,9	4,7	1260	
15.6.2005	0,14	140	16	14	190	2,6
29.6.2005	0,19	4600	54	5,2	3300	8,6
Konehuone 2B						
3.3.2005	0,05	390	9,2	5,3	290	
15.6.2005	0,08	3600	35	5,6	2470	9,8
29.6.2005	0,03	850	30	1,2	580	8,2

KÄYTTÖOHJEET KUKKUROINMÄEN KOMPOSTOINTILAITOKSEN 2-N-PRO-LAITTEISTOLLE

Sekoitussäiliökonti

1. Tarkasta sekoitussäiliön vedenpinnan taso, tulee olla noin 700 l.
2. Tarkasta kiertovesipumppu, kirjaa kiertovesilukema ylös ja laske vuorokautinen kiertovesimäärä. Jos lukema pienempi kuin edelliset arvot, tarkista liitokset ja pumpun kunto.
3. Kirjaa tulevan veden määrä ja laske vuorokautinen tulomäärä. Jos määrä pieni, tarkasta kellokytkin ja pumpun toimivuus.
4. Kirjaa pH-lukema. Jos poikkeamia, niin tarkasta kemikaalipumppu ja kemikaaliputki lipeäsäiliöstä pumpulle.
5. Kirjaa lämpötilat sekä elohopeamittarista että vahvistimesta. Jos poikkeamia, niin tarkasta uppovastus.
6. Merkkää tussilla lipeäsäiliöön lipeän pinnan taso, kirjaa lukema ylös ja laske vuorokautinen kulutus. Kun lipeäsäiliö alkaa olla tyhjä, tilaa uusi ja vaihda säiliö.

Jos prosessin pH:n asetusarvoa haluaa muuttaa tai kalibroida pH-anturia, niin suomenkieliset ohjeet löytyvät sekoitussäiliön kontin sähkökaapin oikealla puolella sijaitsevasta hyllystä.

Strippaustorni

1. Tarkasta putkiliitokset. Jos löysiä liitoksia, niin kiristä.
2. Tarkasta yleisesti tornin ympäristö mahdollisia vuotojälkiä etsien.
3. Tyhjennä ulkona olevan vedenerotussäiliön varastotynnyri. Muista jättää tynnyrin pohjalle siemenvesi.

Katalyyttipoltin

1. Kirjaa näyttötaululta keskiarvolämpötila (Bonussivu) sekä polttolämpötilat (TE2, TE3, TE4 ja TE5) prosessisivulta.
2. Kirjaa pumpun teho prosessisivulta.
3. Kirjaa pääpuhaltimen teho asetussivulta.
4. Katkaise katalyytin virta ohjauskytkimestä (näyttömonitorin vasemmalla puolella) ja tyhjennä vedenerotintynnyri sekä katalyyttiputki venttiilin kautta.

Jos laitteistossa on toimintahäiriö ja se on pysähtynyt, niin koeta käynnistää prosessi-sivun start-painikkeesta. Jos tämä ei auta, niin katkaise kontin virrat pääkytkimestä noin 15 sekunniksi ja koeta uudelleen. Jos laite ei ole lähtenyt käyntiin, niin soita laitevalmistajan edustajalle Ilpo Maksalle (puh. 0400-388423), joka osaa auttaa.

Kellokytkin

Jos halutaan muuttaa tulevan veden määrää, niin ohjelmoi kellokytkin uudelleen.

1. Paina menu
2. program, paina ok
3. modify, paina ok
4. 00, paina ok.
5. Näytöllä ilmestyy vuorokautinen ohjelmointi alkaen 00.00. Vasemmalla vilkkuu joko on tai off, valitse jompikumpi vasemman käsi-symbolin napista ja paina ok. Ok-näppäintä painamalla pääset ensin tunnit-kohtaan ja painamalla uudelleen minuutitkohtaan. Kun painat ok-näppäintä, niin pääset seuraavaan ajankohtaan, jolloin voit valita on- tai off- tilan.
6. Toistamalla edellisen pääset läpi koko vuorokauden.

Muuta

- Tulevan veden vesinäyte on helpoin ottaa sekoitussäiliökontin tuloputken (ennen sekoitussäiliötä) sivuventtiilistä silloin, kun pumppaus on päällä
- Lähtevän veden näyte on helpoin ottaa sekoitussäiliön sivussa sijaitsevasta venttiilistä. Ota näyte eri aikaan kun tulopumppu on päällä!
- Käsittelyyn menevän kaasun ammoniakkipitoisuus on helpoin mitata ulkona olevan vedenerottimen päällä olevasta reiästä, käytä mittauksessa 0,5 -10 % Dräger-putkia (n=10; 0,1 =1000 ppm)
- Poistuvan kaasun ammoniakkipitoisuus on helpoin mitata kontin katolla sijaitsevan piipun kupeen reiästä, käytä Dräger putkea 5...70 ppm (kun n=1, niin tulokset 10-kertaisia)
- NO_x- ja NO₂- pitoisuudet voidaan mitata samasta reiästä omilla putkillaan
- Ilokaasunäytettä varten on tehty oma näytteenottoripustin, joka sijaitsee sekoitussäiliön sähkökaapin oikealla puolella sijaitsevassa hyllyssä. Ota näytteenottoputki ja ripustin, kiipeä katalyyttikontin katolle ja viritä putki erillisten ohjeiden mukaan toimintakuntoon. Kiinnitä näytteenottoputki rautalankaan roikkumaan ja sijoita se roikkumaan piippuun 15 minuutiksi.

SEKOITUSSÄILIÖN SÄÄNNÖLLESTI MITATUT TOIMINTAPARAMETRIT

pvm	klo	pH	Läm- pötila (°C)	Kemi- kaali (l)	Kemi- kaalin kulutus (l/vrk)	Tuleva vesi (m ³)	Tuleva vesi m ³ /vrk	Kiertovesi (m ³)	Kiertovesi (m ³ /vrk)
12.1.	15.20	9,43	27,7	750	-	1469,2	-	225	-
13.1.	9.00	9,24	32,2	730	20	1470,3	1,6	313	117
16.1.	11.00	9,20	30,6	700	10	1475,3	1,6	682	120
17.1.	9.30	9,14	29,7	680	20	1476,9	1,8	794	120
25.1.	11.30	9,20	28,1	660	-	1483,8	0,9	928	17
26.1.	9.30	9,27	26,9	650	10	1485,2	1,5	1008	87
27.1.	9.30	9,32	26,3	630	20	1486,9	1,7	1087	79
30.1.	10.30	9,98	26,9	600	10	1491,9	1,6	1275	62
1.2.	9.30	10,15	29,2	560	20	1495,0	1,5	1373	50
2.2.	9.30	10,07	26,9	530	30	1496,6	1,6	1418	45
6.2.	9.30	10,37	29,2	460	20	1503,0	1,6	1556	35
8.3.	15.40	9,76	37,8	450	-	1505,1	-	1568	-
9.3.	9.40	9,93	32,7	430	20	1506,3	1,6	1651	111
15.3.	11.10	10,23	31,7	420	10	1508,9	-	1690	-
16.3.	9.00	10,49	30,8	400	20	1510,3	1,5	1800	120
17.3.	13.00	10,70	31,3	370	30	1512,1	1,6	1943	123
20.3.	10.15	10,64	31,0	310	20	1516,5	1,5	2287	120
22.3.	14.25	10,58	31,6	260	25	1519,8	1,5	2554	121
24.3.	10.15	10,68	31,0	210	25	1522,5	1,5	2764	119
27.3.	9.05	10,76	29,7	160	20	1527,2	1,6	3101	116
29.3.	9.30	10,80	30,7	130	30	1530,5	1,7	3327	112
31.3.	10.05	10,72	31,2	*)760	40	1533,8	1,7	3543	107
3.4.	9.40	10,80	31,0	720	40	1537,7	1,3	3897	120
Panosprosessi									
3.4.	12.35	10,69	36,5	700	20	1539,2	1,5	3903	-
4.4.	10.40	10,99	30,4	690	10	- 0,3	1,2	4023	131
5.4.	9.25	11,00	29,8	690	0	- 0,1	1,1	4143	125

*)Kemikaalisäiliön vaihto

KATALYTTIPOLTTIMEN MITATUT TOIMINTAPARAMETRIT

pvm	Klo	k.a. lämpötila (°C)	Lämpötilat mittauspisteittäin (°C)	Pääpuhaltimen teho (r/min)	Pumpun teho (%)
12.1.	15.20	320	-	4 000	84
13.1.	9.00	342	-	4 000	84
16.1.	11.00	322	-	4 000	84
17.1.	9.30	318	-	4 000	82
25.1.	11.30	328	-	3 000	72
26.1.	9.30	321	-	3 000	72
27.1.	9.30	322	-	3 000	72
30.1.	10.30	313	-	3 000	72
1.2.	9.30	321	-	3 000	71
2.2.	9.30	320	-	3 000	71
8.3.	15.40	364	TE2: 400 TE3: 396 TE4: 295 TE5: 351	2 000	58
9.3.	9.40	342	TE2: 393 TE3: 388 TE4: 293 TE5: 292	2 000	59
15.3.	11.10	361	TE2: 386 TE3: 384 TE4: 348 TE5: 323	3000	72
16.3.	9.00	351	TE2: 388 TE3: 375 TE4: 334 TE5: 311	3 000	72
17.3.	13.30	352	TE2: 384 TE3: 377 TE4: 334 TE5: 311	3 000	72
20.3.	10.20	351	TE2: 392 TE3: 386 TE 4312 TE5: 314	3 000	72
22.3.	13.15	350	TE2: 390 TE3: 378 TE4: 320 TE5:311	3 000	73
24.3.	10.15	348	TE2: 379 TE3: 373 TE4: 330 TE5: 298	3 000	72
27.3.	9.05	347	TE2: 390 TE3: 381 TE4: 311 TE5: 305	3 000	72
29.3.	9.30	354	TE2: 398 TE3: 393 TE4: 326 TE5: 295	3 000	73
31.3.	12.35	351	TE2: 392 TE3: 385 TE4: 307 TE5: 324	3 000	73
Panosprosessi					
3.4.	12.45	358	TE2: 389 TE3: 383 TE4: 339 TE5: 323	3 000	73
4.4.	10.50	340	TE2: 393 TE3: 375 TE4: 306 TE5: 287	3 000	73
5.4.	9.30	335	TE2: 396 TE3: 384 TE4: 280 TE5: 284	3 000	72

Teoreettinen ilman tarve ammoniakkin strippaukselle.

Ilman lämpötila: +20 °C

pH: 11

Käsittelyyn tulevan veden määrä: 0,9 m³/vrk

Henryn vakio ammoniumille (+20 °C): 0,75 atm

Käsiteltävän veden ammoniumtyppipitoisuus: 4300 mg/l

Strippaustehokkuus: 90 %

Käsitellyn veden ammoniumtyppipitoisuus: 430 mg/l

1. Lasketaan ammoniakkin teoreettinen määrä vedestä

$$4300 \text{ mg} / 14 * 17 = 5221 \text{ mg/l}$$

2. Määritellään ammoniakkin mooliosuus vedestä:

$$C_0 = \frac{[(5221 * 10^{-3}) / 17]}{[55,5 + (5221 * 10^{-3}) / 17]} = 4,54 * 10^{-3} \text{ moolia NH}_3/\text{moolia H}_2\text{O}$$

$$C_e = \frac{[(522 * 10^{-3}) / 17]}{[55,5 + (522 * 10^{-3}) / 17]} = 5,53 * 10^{-4} \text{ moolia NH}_3/\text{moolia H}_2\text{O}$$

3. Määritetään ammoniakkin mooliosuus lähtevästä ilmasta kaavan (20) mukaan:

$$y_e = \frac{0,75 \text{ atm}}{1,0 \text{ atm}} * (4,54 * 10^{-3} \frac{\text{moolia NH}_3}{\text{moolia H}_2\text{O}}) = 3,41 * 10^{-3} \frac{\text{moolia NH}_3}{\text{moolia H}_2\text{O}}$$

4. Lasketaan kaasusta-nesteeseen suhdeluku kaavan (22) mukaan:

$$\frac{G}{L} = \frac{(4,54 * 10^{-3} - 5,53 * 10^{-4}) \frac{\text{mooliaNH}_3}{\text{mooliaH}_2\text{O}}}{3,41 * 10^{-3} \frac{\text{mooliaNH}_3}{\text{mooliaH}_2\text{O}}} = 1,17 \text{ Moolia ilmaa/moolia H}_2\text{O}$$

5. Muutetaan ilman ja veden moolimäärät litroiksi:

Ilmalle (+20 °C):

$$1,17 \text{ moolia} * 24,1 \text{ L/mooli} = 28,22 \text{ l}$$

Missä 24,1 L/moolia on ideaalikaasun moolitilavuus normaalitilassa [V_m]

Vedelle:

$$(1,0 \text{ moolia H}_2\text{O} * 18 \text{ g/moolia H}_2\text{O}) / 1000 \text{ g/l} = 0,018 \text{ l}$$

$$\frac{G}{L} = \frac{28,22 \text{ L}}{0,018 \text{ L}} = 1568 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^3}$$

6. Määritetään ilman kokonaistarve ideaaliolosuhteissa:

$$\text{Ilman tarve: } \frac{1568 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^3} * 0,9 \frac{\text{m}^3}{\text{vrk}}}{1440 \frac{\text{min}}{\text{d}}} = 0,98 \frac{\text{m}^3}{\text{min}}$$

Muut teoreettiset ilmamäärät eri käsiteltävän veden ammoniumtyyppipitoisuuksille ja vesimäärille on laskettu samoin.