

**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**BİYOFİLTRELERLE AMONYAK  
EMİSYONLARININ KONTROLÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ  
Çevre Müh. Özgür UYAR**

**Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ**

**Programı : ÇEVRE BİLİMLERİ VE MÜHENDİSLİĞİ**

**HAZİRAN 2007**

**BİYO FİLTRELERLE AMONYAK  
EMİSYONLARININ KONTROLÜ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**Çevre Müh. Özgür UYAR**  
**(501021534)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 7 Mayıs 2007**  
**Tezin Savunulduğu Tarih : 12 Haziran 2007**

**Tez Danışmanı : Doç.Dr. Kadir ALP**  
**Diğer Jüri Üyeleri Prof.Dr. Olcay TÜNAY (İ.T.Ü.)**  
**Prof.Dr. Ferruh ERTÜRK (Y.T.Ü.)**

**HAZİRAN 2007**

## **ÖNSÖZ**

Beni bu çalışmaya teşvik eden; bilgi ve desteği ile en sıkıntılı zamanlarımda ve her daim yanımda olan hocam Sayın Doç. Dr. Kadir ALP'e, başta Eyüp Murat GÖRGÖZ olmak üzere tüm arkadaşlarıma ve fakülte çalışanlarına; her konuda desteklerini benden esirgemeyen yönetim kurulu başkanı Sayın Seyfettin UĞUR ve başkan yardımcısı Sayın Özdal UĞUR olmak üzere tüm TOPKİM İlaç A.Ş. ailesine; ve her zaman her konuda yanımda olan sevgili eşim Billur UYAR'a , annem Şükran UYAR ve babam Orhan UYAR'a , ailemin tüm fertlerine ve dostlarıma teşekkürü bir borç bilirim.

**Haziran,2007**

**Özgür UYAR**

## İÇİNDEKİLER

<b>KISALTMALAR</b>	<b>v</b>
<b>TABLO LİSTESİ</b>	<b>vi</b>
<b>ŞEKİL LİSTESİ</b>	<b>vii</b>
<b>SEMBOL LİSTESİ</b>	<b>ix</b>
<b>ÖZET</b>	<b>x</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>xii</b>
<b>1. GİRİŞ</b>	<b>1</b>
1.1. Çalışmanın Amacı	1
1.2. Çalışmanın Kapsamı	1
<b>2. KOKU, TANIMI, ÖNEMİ, ÖLÇÜM TEKNİKLERİ, KONTROLÜ</b>	<b>3</b>
2.1. Koku Duygusunun Tanımı	3
2.2. Koku Konsantrasyonu Birimleri ve Ölçüm Yöntemleri	5
2.2.1. Koku konsantrasyonu ( $c_{\text{koku}}$ )	6
2.2.2. Koku birimi (KB)	6
2.2.3. Koku seviyesi ( $L_{\text{koku}}$ )	6
2.2.4. Koku eşiği (eşik konsantrasyonu)	7
2.2.5. Kokulu maddenin debisi ( $q_{\text{koku}}$ )	7
2.3. Koku Ölçüm Yöntemleri	8
2.3.1. Duyusal ölçüm yöntemleri	8
2.3.2. Eşik olfaktometresi	9
2.3.3. Analitik ölçümler	12
2.3.4. Elektronik burun	13
2.4. Koku Emisyonuna Neden Olan Tesisler	13
2.5. Koku Kontrolü	14
2.5.1. Kaynakta önleme	14
2.5.2. Arıtma	15
2.5.2.1. Yoğuşturma	15
2.5.2.2. Adsorpsiyon	16
2.5.2.3. Biyofiltrasyon	17
2.5.2.4. Biyo-yıkama	17
2.5.2.5. Damlatmalı filtreler	18
2.5.2.6. Isıl (Termal) oksidasyon	19
2.5.2.7. Katalitik oksidasyon	19

<b>3. HAYVAN YETİŞTİRİCİLİĞİNDE AMONYAK PROBLEMİ</b>	<b>21</b>
3.1. Amonyanın Özellikleri	21
3.1.1. Amonyanın çevresel etkileri	21
3.1.2. Bitkilere etkiler	22
3.1.3. Amonyanın insanlar üzerindeki etkileri	23
3.2. Hayvan Yetiştiriciliği Faaliyetleri ve Koku Emisyonları	23
3.2.1. Domuz yetiştiriciliği	23
3.2.2. Tavuk yetiştiriciliği	24
3.2.3. Büyükbaş hayvan yetiştiriciliği	24
3.3. Amonyak Kirleticisinin Kontrolü ve Arıtım Teknolojileri	25
3.3.1. Fizikokimyasal metotlarla absorpsiyon	25
3.4. Amonyak Emisyonlarının Kontrolünde Biyofiltreler	26
3.4.1. Biyofiltre çeşitleri	27
3.4.2. Biyofiltre malzemesi	27
3.4.2.1. Malzeme seçme kriterleri	28
3.4.2.2. Malzeme türleri	29
3.4.3. Biyofiltre bekletme süresi	33
3.4.3.1. Bekletme süresi tanımı	34
3.4.4. Biyofiltrelerde amonyak kontrolü çalışmaları	36
<b>4. DENEYSEL ÇALIŞMALAR</b>	<b>43</b>
4.1. Deney Reaktörü	43
4.2. Dolgu Malzemesi	47
4.3. Amonyak Gazı Üretme Düzeni	48
4.3.1. Amonyak çözeltilerinde pH hesabı	48
4.3.2. Gaz fazında amonyak taşınımı	50
4.3.3. Deneysel amonyak sıyırma çalışmaları	53
4.4. Amonyak Besleme Sonuçları	58
4.5. Biyofiltre Dolgu Malzemesi Neminin Değişimi	59
4.6. Azot Türlerinin Değişimi	59
4.7. Deneysel Çalışma Sonuçlarının Değerlendirilmesi	60
4.7.1. Parametreler arası korelasyonlar	60
4.7.2. Reaktörlerde pH ve nem oranlarının değerlendirilmesi	62
4.7.3. Amonyak yüklemeleri ve giderme verimi	63
4.7.4. Azot türlerinin değişimi	64
4.7.5. Basınç kayıpları	69
4.7.6. Kütle dengesi	69
<b>5. SONUÇLAR</b>	<b>71</b>
<b>KAYNAKLAR</b>	<b>74</b>
<b>EK</b>	<b>79</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ</b>	<b>83</b>

## KISALTMALAR

<b>KB</b>	: Koku Birimi
<b>GC/MS</b>	: Gaz Kromatograf/Kütle Spektrometresi
<b>TLV</b>	: Eşik Limit Değerleri
<b>MAK</b>	: Maksimum İş Ortamı Konsantrasyonu
<b>EBCT</b>	: Boş Yatak Temas Süresi
<b>EBRT</b>	: Boş Yatak Bekletme Süresi
<b>UAKM</b>	: Uçucu Askıda Katı Madde
<b>AKM</b>	: Askıda Katı Madde
<b>VOC</b>	: Uçucu Organik Bileşikler
<b>VFA</b>	: Uçucu Yağ Asitleri
<b>R1</b>	: 1 No. lu Reaktör
<b>R2</b>	: 2 No. lu Reaktör
<b>TKN</b>	: Toplam Kjeldahl Azotu
<b>Org. N</b>	: Organik Azot

## TABLO LİSTESİ

	<b><u>Sayfa No</u></b>
<b>Tablo 2.1</b> Çeşitli arıtma tekniklerinin verimlerinin karşılaştırılması .....	20
<b>Tablo 3.1</b> Biyofiltre malzemeleri ve ortalama boşluk oranları .....	33
<b>Tablo 4.1</b> Kompostun özellikleri .....	47
<b>Tablo 4.2</b> Dolgu malzemesi özellikleri.....	47
<b>Tablo 4.3</b> Deneysel çalışmada kullanılacak amonyak çözeltilerinin hazırlanması	49
<b>Tablo 4.4</b> Amonyak çözeltilerinden gaz fazına taşınan amonyak miktarları	51
<b>Tablo 4.5</b> Teorik ve deneysel amonyak sıyırma sonuçları .....	57
<b>Tablo 4.6</b> Amonyak besleme çalışması verileri.....	58
<b>Tablo 4.7</b> Deneysel çalışma sonuçları R1 .....	60
<b>Tablo 4.8</b> Deneysel çalışma sonuçları R2 .....	60
<b>Tablo 4.9</b> Reaktörlerde ölçülen parametrelerin korelasyonları R1 .....	60
<b>Tablo 4.10</b> Reaktörlerde ölçülen parametrelerin korelasyonları R2 .....	61
<b>Tablo 4.11</b> R1 ile R2 reaktörleri arasındaki korelasyonlar .....	61
<b>Tablo 4.12</b> Biyofiltrede basınç kayıpları .....	69
<b>Tablo 4.13</b> Azot türlerinin dengesi .....	69

## ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 : Olfaktometri prensibinin şematik olarak gösterimi .....	10
Şekil 2.2 : Yoğunlaştırma .....	16
Şekil 2.3 : Adsorpsiyon .....	16
Şekil 2.4 : Biyofiltrasyon .....	17
Şekil 2.5 : Biyo-yıkama .....	18
Şekil 2.6 : Damlatmalı filtre .....	18
Şekil 2.7 : Isıl (Termal) oksidasyon .....	19
Şekil 2.8 : Katalitik oksidasyon .....	20
Şekil 3.1 : Kompost yüzdesine bağlı amonyağın giderilme yüzdesi .....	31
Şekil 3.2 : Biyofiltre malzemesindeki kompost oranı ile basınç düşmesinin değişimi .....	31
Şekil 3.3 : Kompost; kuru çamur biyofiltreleri için çıkış konsantrasyonları ve NH <sub>3</sub> giderim verimleri .....	39
Şekil 3.4 : BF3 ve BF4 reaktörlerinin alt kısmındaki amonyum,nitrit;nitrat konsantrasyonundaki ve pH'daki değişimler .....	40
Şekil 3.5 : Dolgu malzemesi linyit olan biyofiltrenin sızıntı suyunda izlenen ph ve NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ve NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> konsantrasyonlarındaki değişim .....	41
Şekil 3.6 : Dolgu malzemesi taş yünü olan biyofiltredeki giriş,çıkıştaki amonyak konsantrasyonunda ve giderim oranındaki değişim .....	41
Şekil 3.7 : Dört ayrı dolgu materyali için biyofiltrelerin giderim kapasitesi ve amonyak yükü arasındaki ilişki .....	42
Şekil 4.1 : Deney reaktörü .....	44
Şekil 4.2 : Boş ve dolu reaktör .....	45
Şekil 4.3 : Seri bağlı reaktör sistemi ve besleme .....	45
Şekil 4.4 : Reaktör alt yapısı (1) .....	46
Şekil 4.5 : Reaktör alt yapısı (2) .....	46
Şekil 4.6 : Teorik olarak pH=9-11 arası sıvı çözeltilerden amonyak sıyırma sonuçları .....	52
Şekil 4.7 : Teorik olarak pH>11 sıvı çözeltilerden amonyak sıyırma sonuçları .....	52
Şekil 4.8 : pH= 10,78 için 500 ml amonyak çözeltilisinden sıyırma çalışması sonuçları .....	54
Şekil 4.9 : pH= 10,78 için 500 ml amonyak çözeltilisinden sıyrılan toplam amonyak .....	54
Şekil 4.10 : pH= 11 için 500 ml amonyak çözeltilisinden sıyırma çalışması sonuçları .....	55
Şekil 4.11 : pH= 11 için 500 ml amonyak çözeltilisinden sıyrılan toplam amonyak .....	55

<b>Şekil 4.12</b> : pH= 11,19 için 500 ml amonyak çözeltisinden sıyırma çalışması sonuçları .....	56
<b>Şekil 4.13</b> : pH= 11,19 için 500 ml amonyak çözeltisinden sıyrılan toplam amonyak .....	56
<b>Şekil 4.14</b> : Teorik ve deneysel amonyak sıyırma sonuçları .....	57
<b>Şekil 4.15</b> : R1 ve R2.de nem ile pH'nın değişimi .....	62
<b>Şekil 4.16</b> : Çalışma süresince giriş amonyak yükleri ile biyofiltre veriminin değişimi .....	63
<b>Şekil 4.17</b> : Farklı amonyak yüklemelerine karşılık giderme veriminin değişimi .....	64
<b>Şekil 4.18</b> : Reaktör 1.de azot türlerinin değişimi .....	65
<b>Şekil 4.19</b> : Reaktör 2.de azot türlerinin değişimi .....	65
<b>Şekil 4.20</b> : R1'de pH ve nitrat azotunun değişimi .....	67
<b>Şekil 4.21</b> : R2'de pH ve nitrat azotunun değişimi .....	68

## SEMBOL LİSTESİ

$c_{\text{koku}}$	: Koku konsantrasyonu
$c'_k$	: Koku eşik konsantrasyonu
$L_{\text{koku}}$	: Koku seviyesi
$q_{\text{koku}}$	: Kokulu maddenin debisi
$V$	: Kokulu gazın hacimsel debisi
$v$	: Kokulu gazın kanal veya bacada akış hızı
$I$	: Koku şiddeti
$k_w$	: Weber-Fechner katsayısı
$k_s$	: Stevens katsayısı
$n$	: Uyarıcıya bağlı bir üstel katsayı
$V_f$	: Malzeme yatak hacmi
$Q$	: Hava akımı hızı
$t$	: Gerçek bekletme süresi
$\theta$	: Gözeneklilik
$\text{NH}_4\text{-N}$	: Amonyum azotu
$\text{NO}_3\text{-N}$	: Nitrat azotu
$\text{NO}_2\text{-N}$	: Nitrit azotu

## **BİYOFİLTRELERLE AMONYAK EMİSYONLARININ KONTROLÜ**

### **ÖZET**

Koku parametresi gerek insanlarda oluşturduğu rahatsızlık ve gerekse içerdiği kirleticilerin yol açtığı çevresel etkileri nedeniyle günümüzde önem kazanmaktadır. Tarımsal faaliyetlerden, endüstriyel tesislere ve atık bertarafına kadar geniş bir kaynak grubu için koku yasal düzenlemelerle kontrol edilmesi gereken bir kirleticidir. Koku kontrolünde biyolojik sistemler gerek ilk inşa ve gerekse işletme maliyetleri yanında yüksek arıtma verimleri ve değişik işletme koşullarındaki performansları ile geniş uygulama alanlarında uygulanmaktadır.

Bu çalışmada hayvan besiciliği yapılan tesislerin iç ortamında oluşan kokulu gazların içinde en önemli bileşenlerden biri olan amonyak kirleticisinin biyolojik kontrol yöntemlerinden “biyofiltreler”le arıtılması incelenecektir. Bu amaçla hayvan besiciliği yapılan işyerlerinde iç ortam havalandırmasında karşılaşılan amonyak konsantrasyonlarında üretilecek hava/amonyak gaz karışımının kompost + talaş karışımı malzemeli bir biyofiltre deney düzeneğinde değişken yükleme koşullarında arıtılması hedeflenmiştir.

İlk olarak uygun reaktör düzeni ve amonyak gazı temini sağlanmıştır. Bunun için değişik pH değerlerinde amonyum hidroksit çözeltilerinden hava ile sıyırma işlemi ile amonyak gazı akımı elde edilmiştir. Değişik pH ve çözelti hacimleri için amonyak taşınımına ait matematik denklemler elde edilmiştir.

Kompost+talaş karışımının doldurulduğu 8,5 litrelik faydalı hacmi olan 2 adet pleksiglas reaktör seri bağlı olarak hazırlanmış ve amonyak gazı verilmiştir. Başlangıçta bütün amonyak tutulurken 2. günden sonra giriş akımı ile çıkış akımı eşitlenmiş ve sistem herhangi bir giderme kapasitesi gösterememiştir. Bunun üzerine nem oranının artırılması için belirli bir süre sadece suyun nem şeklinde taşınımı sağlanmıştır. İlave olarak iklimasyon süresini azaltmak için nitrifikasyon işleminin gerçekleştirildiği İSKİ Paşaköy İleri Biyolojik Arıtma Tesisinden nitrifikasyon

bakterileri aşısı alınmış ve reaktörlere verilmiştir. Takiben amonyak gazı beslemesi yeniden gerçekleştirilmiştir. 10 günlük süre içinde %97–98 arıtma verimi gerçekleşmiş olup, çalışma yeni yüklerle de verim platosuna ulaşıncaya kadar devam ettirilmiştir.

## **CONTROL OF AMONNIA EMISSIONS WITH BIOFILTERS**

### **SUMMARY**

Partly because of the discomfort it causes to human beings and partly because of the environmental effects caused by the pollutants it includes, odor parameter has become an important factor nowadays. For a wide range of source groups such as agricultural activities, industrial institutions, and waste disposal odor is a pollutant which must be controlled by legal arrangements. Low construction and operation costs, and high removal efficiency together with reliable performance under different operating conditions make biological systems ideal to be used commonly in odor control.

In this research, it is intended to analyze ammonium pollutant, which is one of the most important components of the odorous gases which are composed in an indoor environment of the facilities that deal with livestock fattening, by means of biofilters which is one of the biological control methods.

First of all, the appropriate reactor setup has been provided and ammonia has been supplied. Inlet air/ammonia stream has been supplied by stripping various pH value ammonium hydroxide solutions with air. Moreover, mathematical equations based on the different pH values and solution volumes for ammonia convection has been formulated.

The 2 plexiglas reactors which have a useful volume of 8.5 liters and filled with a mixture of compost and wood shavings (sawdust) has been serially connected and ammonia has been loaded. At the beginning, whole ammonia is put on hold in the biofilter. On the second day, when the input and output currents have been balanced, the system did not show any elimination capacity. Based on this fact, to increase the rate of humidity, for a certain time, only water has been transferred into the reactors as humidity. In addition to the above procedure nitrification sludge has been taken from the ISKI Pasakoy Advanced Biological Treatment Plant, and inoculated to the

reactors to decrease the acclimation period. Following this, the ammonia loadings has been reperformed. In a 10 day period a removal efficiency rate of 97-98% has been achieved.

This study continued with new loadings until the efficiency plateau has been reached.

## **1. GİRİŞ**

Koku günümüzde en önemli hava kirletici parametrelerden birisi konumundadır. İnorganik ve organik kökenli çok sayıda bileşik koku rahatsızlığına neden olmaktadır. İnorganik bileşikler içinde hidrojen sülfür ve amonyak, organik kirleticiler içinde ise sülfür ve aminli organikler, petrol türevleri ve solvent grubu içinde yer alan klorlu ve klorsuz hidrokarbonlar yer almaktadır. Bu tür kokulu bileşiklerin emisyonu, endüstriyel üretim prosesleri yanında tarım ve hayvan yetiştiriciliği sektöründe ve atıkların bertaraf edildikleri işlemlerde(kompost üretimi, atıksu arıtma tesisleri, katı atık depolama tesisleri) belirgin bir şekilde yapılmaktadır. Koku parametresi(iklim değişikliğine neden olan gazları da içerdiği için) yasal düzenlemelerle denetim altına alınmaya çalışılmaktadır. Bu tür koku emisyonu yapan kaynaklarda kontrol amaçlı olarak fizikokimyasal (yoğunlaştırma, adsorpsiyon, absorpsiyon, oksidasyon, insinerasyon vb.) ve biyolojik (biyofiltreler) prosesler yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

### **1.1 Çalışmanın Amacı**

Bu çalışmada ülkemizde de gittikçe önem kazanan büyükbaş ve küçükbaş hayvan yetiştiriciliği ve kümes hayvancılığı alanlarındaki tesislerden kaynaklanan koku emisyonlarının en ekonomik kontrol yöntemlerinden birisi olan biyofiltrelerle giderilmesi araştırılacaktır. Bu araştırma, bu tür kaynaklarda en önemli koku bileşeni olarak amonyağın, kompost + ağaç yongaları karışımının dolgu malzemesi olarak kullanılması ile biyofiltrelerde aerobik-biyolojik olarak oksidasyonunu etkileyen faktörlerin laboratuvar skalalı bir reaktörde incelenmesini esas almaktadır.

### **1.2 Çalışmanın Kapsamı**

Seri bağlı ardışık iki adet biyofiltre reaktörüne, hayvan besiciliği tesislerinde oluşan koku kirletici emisyonları temsilen sentetik amonyak gazı verilecektir. Amonyak gazı 5–150 ppm konsantrasyon aralığında kesikli olarak biyofiltreye beslenerek

belirli yükleme değerleri için arıtma veriminin belirlenmesine çalışılacaktır. Biyofiltrede dönüşüm ürünleri olan nitrit, nitrat ve diğer amonyum azotu türleri arasındaki ilişki sızıntı suyunda ve reaktörlerdeki dolgu maddesi üzerinde analizle belirlenerek mekanizma ortaya konmaya çalışılacaktır. Bu mekanizmada yer alan bakteri türlerinin kalitatif tespitlerine çalışılacaktır. Çalışma sonuçlarından hayvan yetiştiriciliği sektöründe koku kontrolünde kullanılabilecek biyofiltrelerin dizaynında yararlanılacak temel kriterler ortaya konulmaya çalışılacaktır.

## 2. KOKU; TANIMI, ÖNEMİ, ÖLÇÜM TEKNİKLERİ, KONTROLÜ

### 2.1 Koku Duygusunun Tanımı

Koku alma duyusu, insan burnunda bulunan epitel dokusu içinde yerleşik ve sayıları 10–25 milyon olan özel olfaktori hücrelerinin uyarılması ile başlar. Bu hücreler burun boşluğunun üst kısmında “regio olfactory” denilen alanda bulunan ve her iki yanda 2.5 cm<sup>2</sup> yüzeye sahip olan oyukta birikmiş bir doku (rima olfactoria) oluşturur (Pearce, 1997). Olfaktori hücrelerinin burnun derin kısımlarında bulunması nedeni ile, burundan içeri çekilen hava genelde doğrudan “olfaktori” alanı ile temas etmez. Hava önce burun içinde “superior turbinate” bölgesine kadar ilerler. Buruna çekilen havanın hızıyla orantılı olarak bir türbülans kazanır ve daha sonra olfaktori alanına ulaşır. Türbülansı arttırmak ve kokuyu daha iyi algılayabilmek için hava buruna sık sık veya daha hızlı çekilebilir. Böylece içeri çekilen havanın burundan geçiş hızı 4–5 kez arttırılmış olur. Dolayısı ile kokulu hava olfaktori bölgesine daha kolay ulaşmış olur ve koku daha iyi algılanır.

Koku hücrelerinin uyarılabilmesi için koku moleküllerinin koku hücrelerinin dış yüzeyini kaplayan mukoz doku ile temas etmesi gerekir. Dokunun yüzeyini genişletebilmek ve teması arttırabilmek için mukoz tabaka yüzeyi çok sayıda mikro ölçekli tüyler (microvili) ile kaplıdır. Olfaktori hücrelerini uyararak koku moleküllerinin sayısı, içeri çekilen havadaki koku konsantrasyonuna bağlıdır. Koku konsantrasyonu koku hücrelerinin uyarılma şiddetini kontrol eder.

“Koku alma” duyusunun gerçekleşebilmesi için burundan hava geçişinin engellenmemesi gerekir; böylece kokulu madde moleküllerinin koku alma dokusuna erişmesi sağlanır. Kokulu madde moleküllerinin yeterince *buharlaşabilir* (uçucu) ve mukoz dokuyu aşarak koku hücrelerine ulaşabilmesi için de *suda çözünür* olması şarttır. Ayrıca, kokulu madde moleküllerinin olfaktori hücrelerinin lipit içeren zarlarından geçebilmeleri için de belli ölçüde yağda çözünür özelliğinin olması gereklidir. Günümüzde kabul gören bilgilere göre koku duyumu, kokulu madde molekülleri ve olfaktori hücreleri arasındaki bir biyokimyasal etkileşimdir. Kokulu

madde molekülleri, kendilerine uygun reseptörlerin üzerine adsorbe edilerek onları uyarır ve kokunun algılanmasını sağlar.

Koku hücrelerinin her birinden çıkan bir sinir lifi beyne ulaşmakta, bu lifler birleşerek burnun her iki yanda 20–30 sinir elyafı demeti şeklini almaktadır. Bu yapıda bulunan 10–25 milyon kadar lifin tamamının, beynin koku alma kısmında (bulbus olfactorius) 27 000–30 000 nodüle sahip bölgede sonlandığı bilinmektedir. Bu durumda, burunda yaklaşık 1000 adet olfaktori hücresinden alınan koku sinyalleri, bulbus olfaktorius’da bir sinir nodülüne erişmektedir. Bulbus olfaktorius’a ulaşan sinyallerin, buradan beynin daha başka kısımlarına taşındıkları, örneğin limbik sisteme ulaşarak tepkisel sonuçlara neden olduğu bilinmektedir. Bilinen koku merkezleri beynin ön kısmında yer almaktadır.

Fizyoloji, nöro-fizyoloji ve psiko-fizyoloji bilimlerinin kabullerine göre beyindeki bir birincil duyu merkezinin uyarılması, ilgili duyu organının duyum karakteristiklerini belirler. Birincil merkezin gönderdiği sinyallerle çalışan ikincil duyu merkezi ise bu duyu organının hissettiği karakteristikleri belleğinde saklayan kısımdır. Buradan gelen bilgilerle devreye giren üçüncül merkezde ise bilgilerin projeksiyonu yapılarak, çağrışımlar ve geçmişten birikmiş deneyimler ile kıyaslanan koku bilgisi, kokunun hissedilmesine dönüştürülür. Diğer bir ifadeyle algılanan koku, bilginin alınıp yansıtılmış şeklidir. Böylelikle bir cismi koklayan kişi, cisimleri tanımlar ve varsa kokusunu da bu tanımlamaya ekler.

Koku duymanın fizyolojik temeli, koku hücre zarının depolarize olmasıdır. Böylece koku hücre zarının koku hücreleriyle uyarılması, koku sinirleriyle merkeze iletilir. Bunun gerçekleşebilmesi için uyarma şiddetinin yeterince büyük olması ve kritik olan membran eşik potansiyelinin aşılması gerekmektedir. Her ne kadar uyarılma için hücre membran potansiyelinin kritik değerinin aşılması şart ise de kokunun duyulması için bu miktar yeterli değildir. Bu amaçla bir “**duyu eşiğinin**” de aşılması gerekir. Koku ve tat alma duyularına özel olan bu kurala göre mutlak bir büyüklük olan “**duyu eşiği**” ile tanımlanmış “**koku eşiği**” birbirinden farklıdır. Bunların her ikisi de, kişiden kişiye ve koku molekülünün türüne göre değişir. Her iki eşik de değişkendir, bazen kişiden kişiye bazen de aynı kişinin durumlarına göre çok ciddi salınımlar gösterir (Gostelov, 2001). Bazen patolojik bir eşik oluşur ve kişinin koku duyarlığını tamamen yok edebilir. Bu tür sürekli koku hissi kaybı vakalarına çok ender olarak doğuştan da rastlayabiliriz (*hiposmia* veya *anosmia* yani hiç koku

hissetmeme gibi). Ancak daha çok görülen “koku alma duyusu eksikliği” sonradan olur; uyarıcı etkinin epitel hücrelere iletilmemesi yüzünden ortaya çıkan bir durumdur. Örneğin nezleyle bağlı olarak burnu akan veya burun kemiği deformasyona uğrayan kişilerde görüldüğü gibi. Gribal enfeksiyonlardan sonra bile bir kaç haftaya varan geçici *anosmia* vakaları görülebilir. Bazen de alınan ilaçların toksik yan etkileri koku duyusunu yok edebilir. Kafatasına gelen şiddetli bir darbe etkisiyle koku hücrelerinin fiziksel zarar görmesi de mümkündür. Koku duyusunun gittikçe azalmasıyla meydana gelen *hiperosmia* ise çok ender vakalarda görülür. Daha çok yaşlılarda rastlanan ve hiç bir neden yok iken kötü kokular hissetme olarak bilinen *kakosmia* da bir patolojik “koku duyusu” bozukluğudur.

Yukarıda sayılan koku duyumu bozuklukları genelde kolayca teşhis edilen patolojilerdir. Bu hastalıklara sahip kişiler koku ölçümünde kullanılacak panelistlerin seçiminde kolayca elenebilir. Ancak kokuya hassasiyetin, yani koku duyusunun aynı kişinin farklı durumlarına göre değiştiği durumları önceden bilebilmek çok daha zor olmaktadır. Bir kokuya alışıp duymamaya başlamak böyle durumlardandır. Adaptasyon olarak bilinen bu olayda koku seviyesi değişmediği halde kişi kokunun azaldığını, hatta tamamen yok olduğunu zannedebilmektedir. Adaptasyonda kokuyu algılayan hücreler etkilenir. Habitasyonda ise *bulbus olfactorius*'dan başlayarak koku merkezi etkilenir.

## 2.2 Koku Konsantrasyonu Birimleri ve Ölçüm Yöntemleri

“Olfaktometri” kokuların kontrollü bir şekilde insan burnuna sunulması ve sunulan kokuların insan üzerinde yarattığı etkilerin kaydedilmesi demektir. Bu ölçüm yöntemi, VDI 2449 Bölüm 2 [1] ve DIN 6879 [2] da eksiksiz olarak tanımlanmıştır. Olfaktometri, kokunun insan üzerinde yarattığı etkiye dayanan bir yöntem olup, iki amacı bulunmaktadır:

- a) Bilinen koku konsantrasyonlarının belirlenen şiddetlerde ölçülmesi ile insanın koku alma gücünün tayin edilmesi ve böylece bir ölçüm skalasının oluşturulması,
- b) İnsanın koku alma duyusunu detektör olarak kullanarak bilinmeyen koku konsantrasyonlarının tayin edilmesi.

### 2.2.1 Koku Konsantrasyonu ( $c_{\text{koku}}$ )

Koku tayini yapılması istenen gaz örneği ister tek bileşenli, isterse çok bileşenli bir gaz karışımı olsun, gaz örneğindeki koku konsantrasyonu, gaz örneğini temiz (nötral) hava ile koku eşiğine kadar seyrelterek bulunur. *Koku konsantrasyonunun sayısal değeri*, eşik seviyeye indirilmiş kokuya ulaşıldığı andaki gaz örneği miktarının, gazı seyreltmek için kullanılan (nötr) hava miktarına oranıdır. Mutlak değer olarak  $c_{\text{koku}} = Z'$  olup, buna aynı zamanda “koku eşik seviyesindeki seyreltme sayısı” veya “koku sayısı” denir. Koku konsantrasyonu, birim hacimdeki Koku Birimi (KB), yani  $\text{KB}/\text{m}^3$  şeklinde ifade edilir.

Saf haldeki maddelerin hava ile karışımında kütleli konsantrasyon birimi ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) ile molar konsantrasyon birimi ( $\text{mol}/\text{m}^3$ ) arasında sabit bir ilişki bulunmaktadır. Bilinen gazların belli orandaki hava ile olan karışımlarında kokulu maddenin konsantrasyonu, koku konsantrasyonu ile orantılıdır.

### 2.2.2 Koku birimi (KB)

Koku eşiği tanımı esas alınır, 1 Koku Birimi (KB), kokulu maddenin  $1 \text{ m}^3$  nötral seyreltme havası içinde bulunan ve insanda koku hissi yaratan en az kokulu madde miktarıdır.  $1 \text{ KB}/\text{m}^3$  lık koku değeri, koku konsantrasyon skalasındaki başlangıç noktasıdır.

### 2.2.3 Koku seviyesi ( $L_{\text{koku}}$ )

Koku alma şiddetini, uyarıcı koku konsantrasyonunun logaritmasıyla da ifade etmek mümkündür. Böylece, gürültü birimlerine benzer şekilde, aynı maddenin yarattığı iki farklı koku konsantrasyonu arasındaki oranın logaritmasını kullanabiliriz. Buna Koku Seviyesi denir. Burada küçük olan koku konsantrasyonu referans olarak alınır, yani koku eşik seviyesi =  $1 \text{ KB}/\text{m}^3$  ise, koku seviyesi

$$L_{\text{koku}} = 10 \log (c_k / c'_k) \quad (2.1)$$

olur.

Burada,  $L_{\text{koku}}$  desibel ( $\text{dB}_{\text{koku}}$ ) cinsinden ifade edilmiş olur. Denklemden  $c_k$ , koku konsantrasyonu;  $c'_k$  ise koku eşik konsantrasyonudur.

#### 2.2.4 Koku eşiği (eşik konsantrasyonu)

Kokulu maddelerin eşik seviyesi konsantrasyonu, tanımlı bir insan sayısının %50'sinin koku izlenimi aldığı konsantrasyondur. Bu seviyedeki koku, tanım olarak 1 KB/m<sup>3</sup> dür.

#### 2.2.5 Kokulu maddenin debisi ( $q_{\text{koku}}$ )

Kokulu maddenin debisi, birim zamanda belirli bir alandan geçen kokulu madde miktarıdır. Kokulu maddenin debisi, koku konsantrasyonu, atık gazın dışarı verildiği kanal ya da baca ağzının kesit alanı ile atık gaz çıkış hızının birbirleriyle çarpılmasıyla elde edilir. Birimi, KB/saat, KB/dak veya KB/sn olabilir.

$$q_{\text{koku}} = c_k \cdot v \cdot A = c_k \cdot V \quad (2.2)$$

Burada,

$q_{\text{koku}}$  = Kokulu maddenin debisi

$c_k$  = Koku konsantrasyonu

$V$  = Kokulu gazın hacimsel debisi

$v$  = Kokulu gazın kanal veya bacada akış hızı

olarak gösterilmiştir. Kokulu madde debisi, hava kirleticileri için kullanılan kütleli emisyon debisine karşı gelmektedir.

Eğer algılanan koku şiddeti  $I$  ile gösterilirse,  $I$  şiddeti ile koku konsantrasyonu arasında logaritmik bir ilişki vardır. **Weber-Fechner** kanunu olarak bilinen bu ilişki aşağıdaki logaritmik formül ile ifade edilmektedir:

$$I = k_w \cdot \log (c_{\text{koku}} / c'_{\text{koku}}) \quad (2.3)$$

Burada,

$I$  = Koku şiddeti

$c_{\text{koku}}$  = Koku konsantrasyonu

$c'_{\text{koku}}$  = Koku eşik konsantrasyonu

$k_w$  = Weber-Fechner katsayısıdır.

Formülde  $c_{\text{koku}} > c'_{\text{koku}}$  olması gerekmektedir.

Koku şiddeti ile koku konsantrasyonu arasındaki diğer bir bağıntı da üstel bir eşitlik olan **Stevens formülü** ile gösterilmektedir (Stevens, 1960);

$$I = k_s \cdot c_{\text{koku}}^n \quad (2.4)$$

Burada,

- $I$  = Koku şiddeti
- $k_s$  = Stevens katsayısı
- $n$  = uyarıcıya bağlı bir üstel katsayı

dır.

Koku şiddetini bulmak için bu iki formülden hangisinin kullanılacağına, metodik sınır koşullarına bakarak karar vermek uygun olmaktadır (VDI 3882, 1992)

### 2.3 Koku Ölçüm Yöntemleri

Koku ölçümünde başlıca iki sistem kullanılmaktadır. Bunlar duyuşal ölçüm sistemleri ve analitik ölçüm sistemleridir. Duyuşal ölçüm sistemleri insan burnunu, analitik ölçüm sistemleri ise GC, GC/MS elektronik burun gibi analitik ölçüm cihazlarını kullanır.

#### 2.3.1 Duyuşal Ölçüm Yöntemleri

Duyuşal ölçümlerde insan burnu kullanılır. Bu tür ölçümler insanın koku konusundaki kabiliyet ve tecrübelerine bağlıdır. Kokunun karakteristikleri dışında ölçüme katılan insanların koku duygularının birbirinden farklı olması, test esnasında kokunun sunulmasındaki farklılıklar ve test ortamının özellikleri bu yöntemin zayıf yönlerini oluşturmakta ve özel düzenlemelerle minimize edilmeye çalışılmaktadır (Alp ve diğ., 2002).

Duyuşal ölçüm teknikleri de kendi aralarında iki gruba ayrılırlar:

1. İnsan burnu dışında herhangi başka bir ekipman kullanılmadan yapılan sübjektif ölçümler
2. İnsan burnu ile birlikte bazı seyreltme cihazlarının birlikte kullanılması ile yapılan objektif ölçümler.

Sübjektif duyuşal ölçümlerin hızlı, düşük maliyetli ve herhangi bir ekipman gerektirmemesi avantajlı yanlarını oluştursa da bu yöntemle elde edilen sonuçların

kullanılmasında çok dikkatli olunması gerekmektedir. Yoğunluk ölçümlerinde 3–10 arasında kademelendirilmiş skalalar kullanılmaktadır, en çok kullanılan 5 kademeli skalada;

- 0 koku alınamıyor
- 1 ara sıra alınabiliyor
- 2 hafifçe alınabiliyor
- 3 belirgin bir şekilde alınabiliyor
- 4 kuvvetli
- 5 çok kuvvetli

kademeleri bulunmaktadır. Buradaki kademeler sadece sıra anlamındadır. Değerler arasındaki fark eşit değildir. Mesela 4 kademesindeki koku yoğunluğu 2 kademesindeki iki katı değildir. Bu yöntem kolaylığı yanında kokunun farkına varılmasına imkân vermesi bakımından yararlıdır.

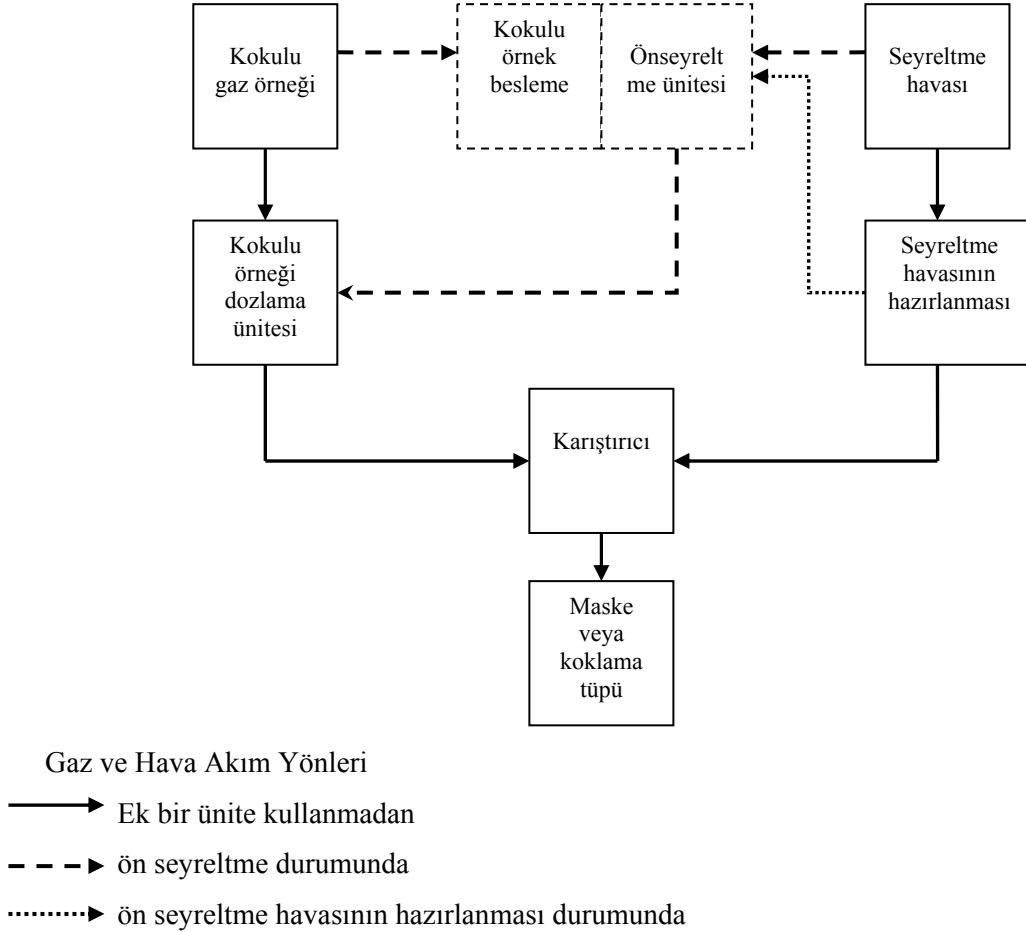
Objektif duyuşal koku ölçüm yöntemleri de kendi aralarında koku numunesinin hava ile seyreltilmesine imkân veren bir cihazla birlikte kullanımını esas alır ve genellikle olfaktometre olarak adlandırılır. Seyreltme esaslı bu yöntem iki şekilde uygulanır. Bunlar eşik olfaktometresi (threshold olfactometer) ve eşik üstü olfaktometresi (suprathreshold olfactometer ) olarak adlandırılırlar.

Eşik olfaktometresi kokunun ancak duyulabilecek seviyelere kadar seyreltilmesine dayalı olarak yürütölen bir ölçüm tekniğidir ve konsantrasyon olarak seyreltme sayısı değerini kullanır. Eşik üstü olfaktometresi ise numune kokunun referans bir koku ile karşılaştırılmasına dayanır ve her ikisinin de aynı yoğunluk duygusunu verene kadar seyreltilmesine ve sonucun referans gaz veya koku konsantrasyonuna eşdeğer olarak ifadesini esas alır.

### **2.3.2 Eşik Olfaktometresi**

Koku ölçümünde günümüzde en yaygın uygulanan metot “olfaktometri” metodudur. Bu metoda koku eşiğı veya kokuların koku eşiğı üzerindeki konsantrasyonlarını tayin etmek için kokunun duyuş organı üzerinde yaratacağı etkileri kademeli olarak yaratacak cihazlar kullanılır. Eşik konsantrasyonu üzerindeki konsantrasyonlardaki bir kokulu gaz örneğı, nötr hava ile seyreltilir. Böylece, orijinal numuneden daha düşük konsantrasyonlarda gaz numuneleri elde edilmiş olur. Bu gaz numuneleri eş zamanlı olarak koklama tüpleri veya burun maskeleri yardımı ile panelistlerin

burunlarına verilir. Olfaktometri prensibi şematik olarak Şekil 2.1.de gösterilmiştir (VDI 2449, 1987).



**Şekil 2.1:** Olfaktometri Prensibinin Şematik Olarak Gösterimi

Temel olarak iki tip seyreltme sistemi vardır: Statik ve dinamik sistemler. Genel olarak kokulu gaz analizi için dinamik sistemler kullanılır.

Olfaktometre çıkışında gaz akış hızı veya debisi aşağıda belirtilen minimum sınırlarda tutulursa ikincil hava kaçakları önlenmiş olur.

- ❖ 1,2 m<sup>3</sup> /saat istirahat halinde nefes alma
- ❖ 2,0 m<sup>3</sup> /saat koklama sırasında nefes alma

Olfaktometre ve burun maskeleri arasındaki kanallar ve burun maskeleri, normal nefes alma koşullarındaki hava akış hızına göre tasarlanmış olmalıdır. Hava akış hızının fazla olması, panelistlerin koku alma kapasitesini negatif yönde etkileyebilir.

Kokulu örneklerin olfaktometrede verilen seyreltme oranlarına göre değerlendirilmesini uygun panelistlerden oluşan bir “**Panel**” yapmaktadır. İstatistiksel olarak koku ölçümünü mümkün olduğu kadar fazla sayıda panelistten oluşan bir panel, mümkün olduğu kadar sık yapılmalıdır. Zaman ve maliyet açısından bu oldukça pahalıya mal olan bir yaklaşımdır. Bu nedenle problemin çözümü için bir ortak payda bulunmalı ve panelin büyüklüğü yapılacak işe göre seçilmelidir. Temel ölçümler için gerekli panelist sayısı, örneğin, 8–15 kişidir. Kural olarak, karşılaştırmalı ölçümler yapıldığında daha küçük bir panel (örneğin 4 kişilik) yeterli olabilir. Bir tesiste koku emisyonu için önlemler alındığında bu önlemin koku uzaklaştırma veriminin tayini için yapılan koku ölçümleri bir karşılaştırmalı ölçümdür.

Koku ölçümleri bir panel lideri tarafından idare edilir. Olfaktometrik ölçümlerin yapıldığı ortam mümkün olduğu kadar kokusuz ve nötr olmalıdır. Bu koşul daha önce panelistlere bazı sorular sorularak test edilir. Bundan başka panelistler, bazı kokulu maddelerin sağlık açısından zararlı olabileceği yönünde uyarılmalıdır. Diğer başka kriterlerle beraber **MAK** değerleri (maksimum iş ortamı konsantrasyonu), **TLV** değerleri (eşik limit değerleri – threshold limit values) yol gösterici olarak alınabilir.

Ölçümlerde birbiri ardından gelen konsantrasyonlar dizisinde, iki komşu konsantrasyondan biri diğerinin en az 2 katı olacak şekilde ayarlanır (bu logaritmik olarak 0,3'lük bir farka veya dB olarak 3 dB'lik bir farka tekabül eder). Göz önüne alınan ölçüm aralığında en az beş konsantrasyon bulunmalıdır. Bu beş konsantrasyon, eşik konsantrasyonu olarak tahmin edilen değer etrafında simetrik olarak dağılmalıdır.

Ölçüm sonuçlarının sunulması, kokulu numunenin azalan veya artan seyreltme oranlarına göre yapılır veya sıra takip edilmeyebilir. Panel yöntemi ile koku ölçümlerinde farklı limitler uygulanmaktadır. “**Limitler Yöntemi**”nde paneliste artan konsantrasyonlarda koku numuneleri sunulur. Başlangıç konsantrasyonu koku eşik konsantrasyonu altında olmalıdır. Panelistlerden arka arkaya iki pozitif cevap

alındığında test sona erer. Karşılaştırmalı ölçümlerde panelistlere verilen iki uyarı arasındaki en az bekleme süresi 15 saniye, temel ölçümlerde ise en az 1 dak. olmalıdır.

**“Sorgulama Tekniği”**nde koku eşik değerini tayin etmede panelistler için iki tip sorgulama tekniği geliştirilmiştir: Evet/Hayır tekniği ve Zorunlu-Seçmeli tekniği. Her iki sorgulama tekniği de benzer sonuçlar verir. Birçok panelist kullanılan olfaktometrenin tasarımına bağlı olarak eş zamanlı olarak sorgulanabilir.

Evet/Hayır Tekniği’nde panelist kendisine sunulan kokulu numuneyi koklar, değerlendirir ve hemen “Evet koku var” veya “Hayır koku yok” şeklinde cevap verir. Zorunlu-Seçmeli Tekniği ise normal olarak n adet koklama portu olan olfaktometreler için kullanılır. Panelist tüm burun maskelerine verilen hava akımlarını koklar ve hangi burun maskesine verilen havanın kokulu hava olduğuna karar verir. Kokulu gaz numunelerinin artan koku konsantrasyonuna göre tayin edilmesi gereklidir.

### **2.3.3 Analitik Ölçümler**

Analitik ölçümler çoğunlukla koku veren maddenin konsantrasyonunu belirlemeyi esas alır. Bu tür ölçümler, objektif, tekrarlanabilir ve hassas olmaları dolayısı ile avantajlıdır. Genellikle koku emisyonunun belirlenmesinde kullanılırlar. Bununla birlikte çoğu çevresel kokunun çok sayıda bileşene sahip olması, koku veren maddelerin analitik belirleme seviyesinin altında kalması gibi hususlar koku ölçümünü güçleştirdikleri gibi insanlar tarafından algılanan koku yoğunluğu ile analitik ölçüm sonuçları arasında ilişki kurulmasındaki zorluklar bu yöntemin olumsuz yönlerini oluşturmaktadır.

Analitik ölçüm yöntemi büyük ölçüde gaz kromatograf/kütle spektrometresi (GC/MS) düzenini kullanır. Bu düzen içinde analiz edilecek koku ön konsantrasyon işlemine tabi tutulur. Evsel atık su tesislerinde belirgin bir koku oluşturan hidrojen sülfür (H<sub>2</sub>S) gibi tek bir bileşeni ölçmeye yönelik ve farklı ölçüm yöntemleri de kullanılmaktadır. H<sub>2</sub>S ’ya altın film tipi ya da kurşun asetat tipi elektrot kullanan cihazlarla hızlı ve kolay bir şekilde ölçülebilmektedir (Alp ve diğ., 2002).

### **2.3.4 Elektronik Burun**

Koku ölçümlerinde alternatif bir yaklaşım elektronik burun olarak adlandırılan “Algılayıcı Dizisi Teknolojisi (Sensor Array Technology)” dir. Bu yöntemde bir kokuyu karakterize etmek için spesifik olmayan algılayıcılardan (sensorlardan) oluşmuş bir dizi kullanılır. Burada her algılayıcı bir kısım koku veren maddelere karşı duyarlı, ancak verilen bir koku için cevapları farklıdır. Bir dizi içinde yer alan her bir algılayıcının cevapları üst üste getirildiğinde kokuya özel kalıp oluşturulur ve bu kalıp bir hatırlama sisteminde işlenir. Bu sistem insan koku alma sistemine benzeştirilmiştir.

Algılayıcı dizisinin ürettiği cevaplar kalıp hatırlama sisteminde analiz edilir. Bu sistem iki kademeli çalışır. Başlangıçta bir öğrenme devresi gereklidir. Bilinen kokular için algılayıcı cevapları bir bilgi bankasında depolanır. Analiz kademesinde bilinmeyen koku için üretilen cevaplar bilgi bankasındaki bilgilerle mukayese edilerek bileşenleri tahmin edilmeye çalışılır.

### **2.4 Koku Emisyonuna Neden Olan Tesisler**

İstenmeyen kokular, kaynaklandıkları etkinliklerde kullanılan proses gereği oluşabileceği gibi, tesisin işletmesinde ortaya çıkan sorunlardan ve işletme yetersizliğinden de ortaya çıkabilir. Bu tür işletmeler:

#### **1. Gıda Sanayi**

- Maya,
- Mayalı İçkiler,
- Ekmek,
- Kahve Ve Kakao Kavurma,
- Balık Unu Ve Yağı
- Şeker üretimi
- Etilalkol üretimi

#### **2. Hayvan Çiftlikleri**

- Kümes hayvancılığı
- Küçük(Koyun,keçi,domuz vb.) ve Büyükbaş hayvancılık

3. Mezbaha ve Hayvansal Yan Ürünler- Rendering
  4. Atık Bertaraf Tesisleri
    - Atık su Arıtma Tesisleri
    - Kompost Tesisleri
    - Katı Atık Düzenli Depoları
    - Yakma Tesisleri
  5. Deri işleme (Tabakhaneler)
  6. Demir-Çelik Tesisleri
  7. Oto boyahaneleri
  8. Kraft kâğıdı üretimi
  9. Petrokimya
- olarak verilebilir.

## **2.5 Koku Kontrolü**

Koku kirliliği kontrolü ve giderilmesine, temiz üretim ve kirliliğin kaynağında önlenmesi ilkelerine göre yaklaşıldığında, kokunun oluşmasını önlemenin, arıtma ya da güvenlik mesafesi uygulama gibi yöntemlerden daha etkili ve tercih edilebilir olduğu görülmektedir. Bu açıdan yaklaşıldığında, koku önleme yöntemleri önlemin yapısına göre azalan tercih sırası ile aşağıdaki gibi belirtilmektedir:

- Kaynakta önleme,
- Arıtma,
- Seyreltme,
- Etkinliğini azaltma/Maskeleyme.

### **2.5.1 Kaynakta Önleme**

Kokunun oluşmadan önlenmesi daha ekonomik ve etkin bir yöntem olacaktır. Bu iş tesisinin üretim yapısı ve işletme koşulları iyileştirilerek yapılabilir.

- Uygun hammadde kullanımı: Alternatifler arasından koku oluşumuna neden olmayacak hammaddelerin tercih edilmesi. Aradaki olası maliyet farkının arıtma maliyeti göz önünde bulundurularak değerlendirilmesi gerekmektedir.
- Uygun hammadde ve atık depolama: Depoların ve depolama koşullarının belirli standartlarda yapılması koku oluşumunu en fazla etkileyen

yöntemlerdendir. Özellikle gıda ve hayvancılık ve hayvancılık sanayisinde önem kazanmaktadır.

- Proses kontrolü.
- Sızıntı ve kaçakların önlenmesi: İşlemlerin olabildiğince kapalı ortamlarda gerçekleştirilmesi, boru ve kazanlarda kaçakların önlenmesi, kokulu proses gazlarının toplanarak arıtılması. (İyi Ev İdaresi).

### **2.5.2 Arıtma**

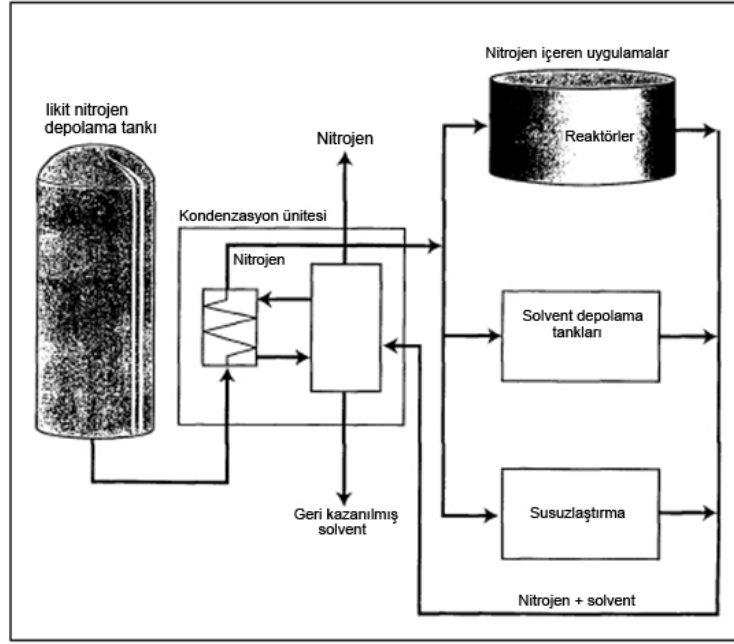
Kokulu gaz ve sıvıların koku oluşturan bileşiklerden arındırılması işlemidir. Bunun için genel arıtma tekniklerinin yanında özgün tekniklerde kullanılmaktadır.

- Buhar fazının yoğuşturulması
- Adsorpsiyon
- Absorbsiyon
- Biyofiltre
- Sulu filtreleme
- Yakma
- Termal oksidasyon
- pH düzenleyiciler

#### **2.5.2.1 Yoğuşturma**

Yoğuşturma, atık gazdaki çözücü buharları ya da diğer kokulu gazları, sıcaklıklarını yoğuşma(çiğ) noktalarının altına düşürerek ayırmaya yarayan bir tekniktir. Kokulu gazlarda genellikle suya doymuş gazdan yoğuşturularak ayrılan su kokulu gazlar içinde bir soğurucu görevi görmekte ve bu şekilde kokulu gaz arıtılmaktadır.

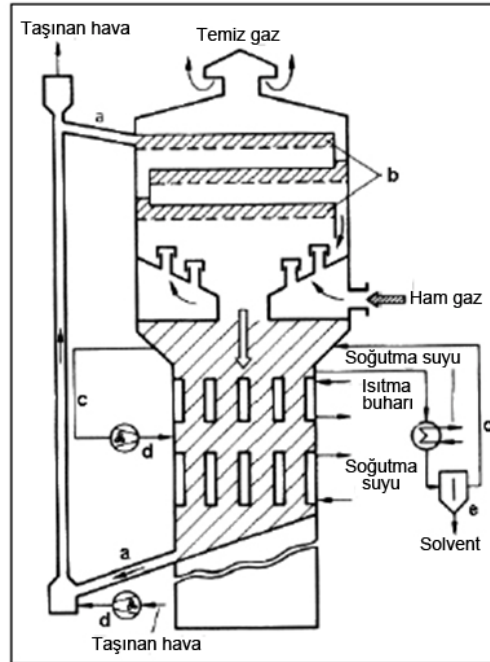
Kokulu gazlar için uygulama sınırı 100.000 koku birimi/Nm<sup>3</sup>'tür.



Şekil 2.2: Yoğunlaştırma

### 2.5.2.2 Adsorpsiyon

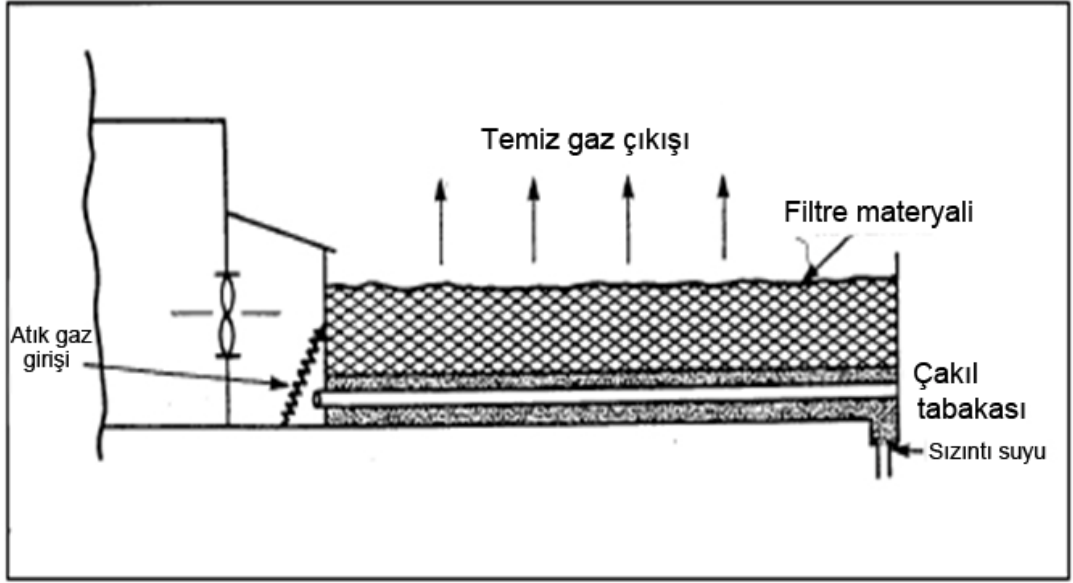
Adsorpsiyon, gaz moleküllerinin, belirli bileşiklere diğerlerine tercih eden katı yüzeylerde tutunduğu ve dolayısıyla sıvıdan ayrıldığı heterojen bir tepkimedir.



Şekil 2.3: Adsorpsiyon

### 2.5.2.3 Biyofiltrasyon

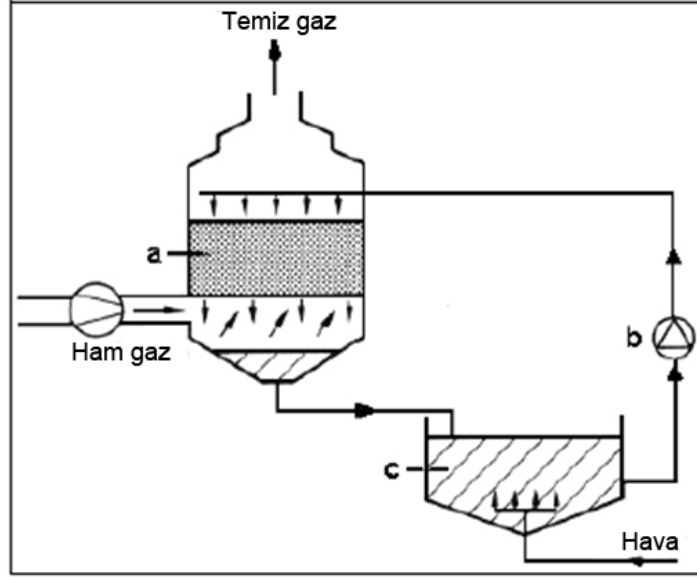
Burada kokulu gaz bakteri ortamından geçirilerek gazın içerisindeki çeşitli maddelerin besin olarak bakterilerce parçalanması sağlanmaktadır. Bu tür tesislerin etkinliğinde tasarım kriterleri kadar işletme koşullarının sağlanması ve devam ettirilmesi de önem kazanmaktadır. Örneğin filtre ortamının nem ve sıcaklık durumu ile gazın ortamda kalma süresi verimi önemli ölçüde etkilemektedir.



Şekil 2.4: Biyofiltrasyon

### 2.5.2.4 Biyo-Yıkama

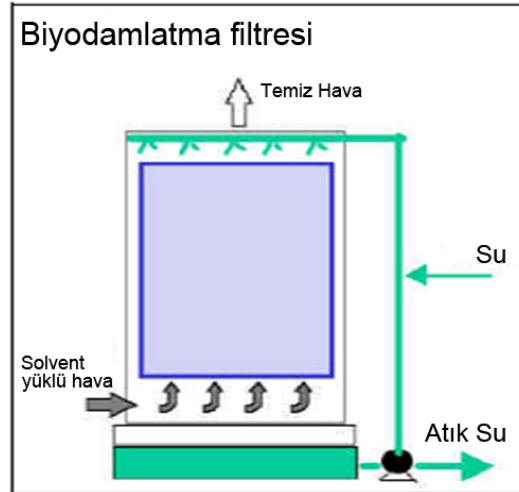
Biyo-yıkama, ıslak gaz yıkamayı biyolojik parçalamayla birleştirir. Burada yıkama suyu kokulu gaz bileşenlerini oksidize edebilecek bakteri popülasyonlarını barındırır. Bunun için, atık gaz içeriğinin yıkanabilir ve yıkanan bileşenlerin de aerobik koşullarda biyolojik olarak yıkılabilir olması gerekir.



Şekil 2.5: Biyo-Yıkama

#### 2.5.2.5 Damlatmalı Filtreler

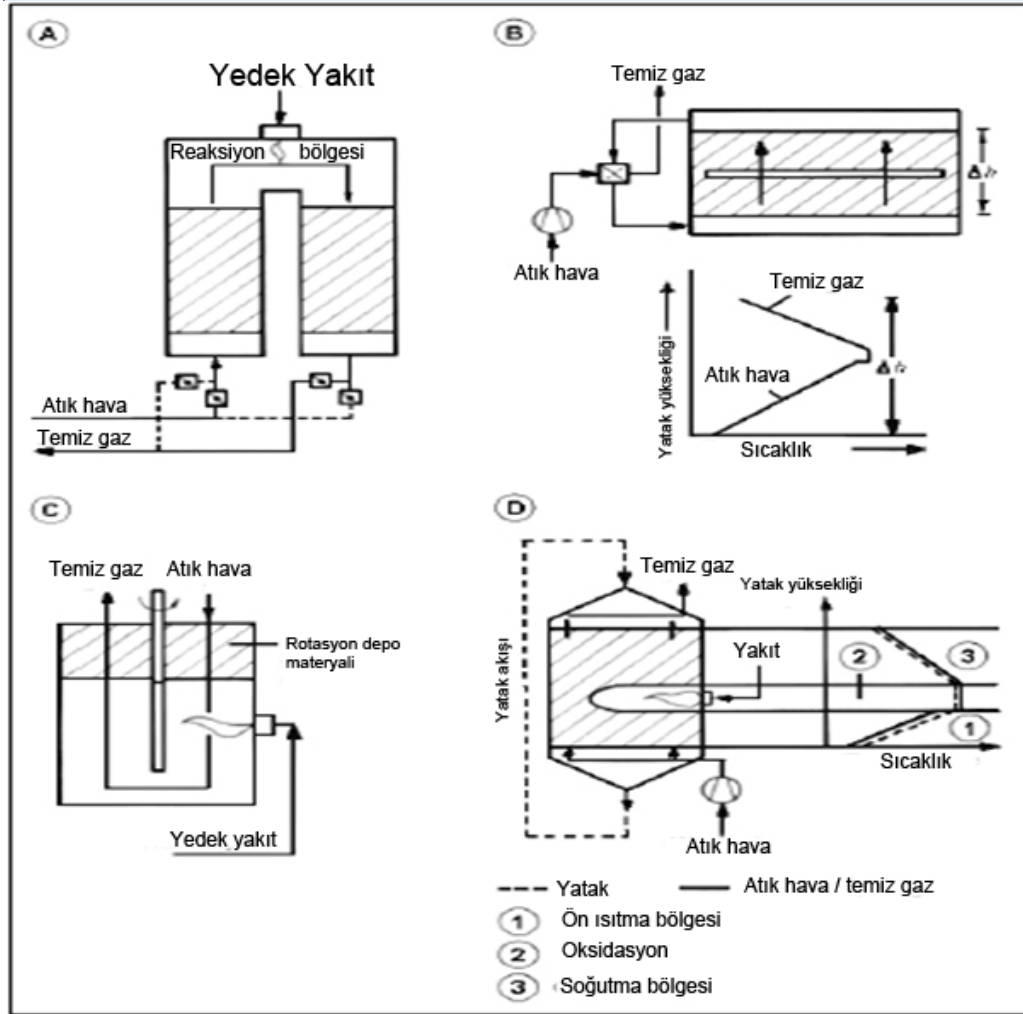
Biyo damlatma biyo yıkama ile aynı koşullarda çalışır. Biyo yıkamanın aksine, bakteri popülasyonu destek öğeleri yani bir yatak malzemesi üzerinde tutunmuşlardır. Burada, sıvı, inert maddelerden oluşan bir yataktan dolaştırılarak geçirilmektedir.



Şekil 2.6: Damlatmalı Filtre

### 2.5.2.6 Isıl (Termal) Oksidasyon

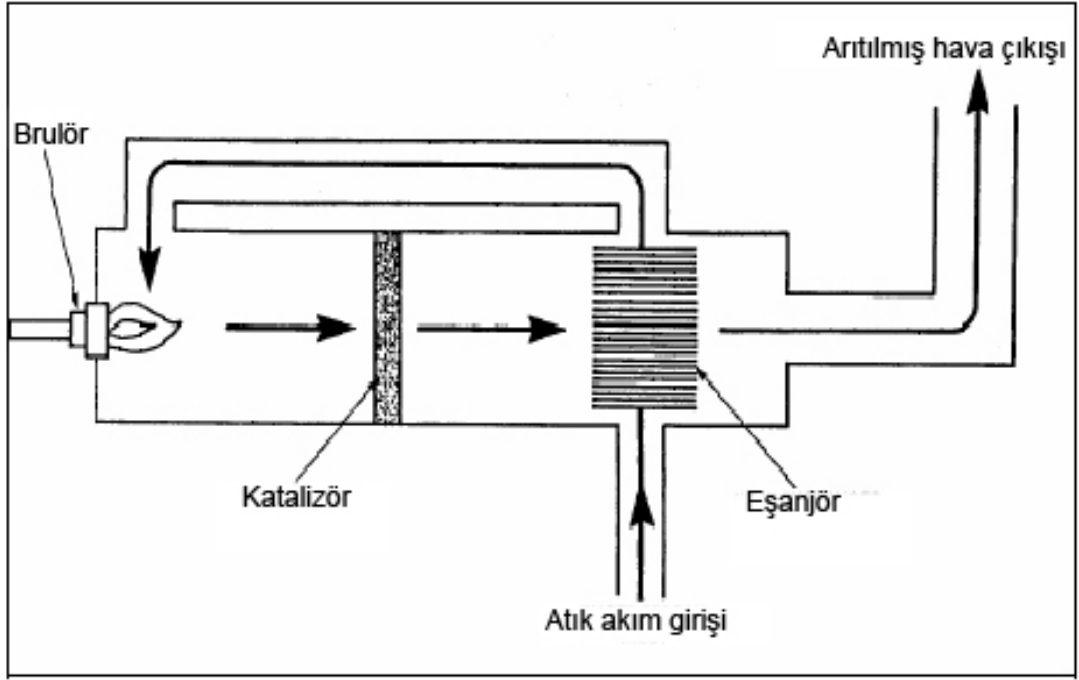
Isıl oksidasyon, atık gaz akışı içindeki kokulu gazların, içeriğindeki karışımın hava veya oksijen ile birlikte, bir fırında, parlama noktasının üzerindeki bir sıcaklığa ısıtılması ve karbondioksit ve suya dönüşmek üzere tam yanma sağlayacak kadar yeterli bir süre yüksek sıcaklığın korunması yoluyla oksidasyon işlemidir.



Şekil 2.7: Isıl (Termal) Oksidasyon

### 2.5.2.7 Katalitik Oksidasyon

Katalitik oksitleyiciler, termal oksitleyicilere çok benzeyen bir şekilde çalışırlar. Aradaki en büyük fark, alev bölgesinden geçen gazın bir katalizör yatağından da geçmesidir. Katalizör, oksidasyon tepkimesi hızını artırarak daha düşük sıcaklıklarda gerçekleşmesini sağlar. Böylece, daha küçük oksitleyicilerin kullanımına olanak tanınır.



Şekil 2.8: Katalitik Oksidasyon

Tablo 2.1: Çeşitli Arıtma Tekniklerinin Verimlerinin Karşılaştırılması

Teknik	Koku Önleme Verimi (%)
Yoğuşturma	60-90
Adsorpsiyon	80-95
Biyofiltrasyon	75-95
Biyo-yıkama	70-80
Damlatmalı Filtre	70-90
Termal Oksidasyon	80-95
Katalitik Oksidasyon	80-95

### **3. HAYVAN YETİŞTİRİCİLİĞİNDE AMONYAK PROBLEMİ**

#### **3.1 Amonyakın Özellikleri**

Amonyak kuvvetli kokulu renksiz bir gazdır. Moleküler ağırlığı 17, kaynama noktası  $-33.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ , erime noktası  $-77.7\text{ }^{\circ}\text{C}$ 'dir. Suda yüksek oranda çözünerek amonyum iyonunu verir. İyonize olmamış  $\text{NH}_3$ 'ın sudaki çözünürlüğü  $0-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  için 895–529 g/litre dir. Sulu çözeltilerde toplam amonyak konsantrasyonu iyonlaşmamış sulu amonyak ile çözülmüş amonyum iyonunun toplamına eşittir. Çevre açısından problemlili suların çoğunda amonyum iyonu belirleyici konumdadır ve sulu çözeltilerde pH'ya bağlı olarak artar.

Azotlu gübrelerin üretiminde büyük miktarda amonyak üretilir. Amonyak Haber Bosch prosesi ile yüksek basınç ve sıcaklık altında katalitik olarak azot ve hidrojenden üretilir. Atmosfere amonyak emisyonu veren en önemli prosesler gübre üretimi yanında petrol rafinerileri, kok fabrikaları ve evsel katı atık yakma tesisleridir (Anon, 1986;Scholten, 1988).Büyük ve küçükbaş hayvan yetiştiriciliği yanında kümes hayvancılığı da önemli emisyon kaynaklarındandır. Amerika Birleşik Devletlerinde sadece kümes hayvanları yetiştiriciliğinden  $3.6 \times 10^6$  ton/yıl amonyak atmosfere verilirken Hollanda'da hayvancılıktan ortaya çıkan emisyonlar  $1.14 \times 10^5$  ton/yıl'dır. Tarımsal üretimin önemli olduğu Avrupa ülkelerinin emisyonu  $8 \times 10^6$  ton/yıl'dır.

#### **3.1.1 Amonyakın Çevresel Etkileri**

Amonyak atmosfere endüstri ve tarımsal faaliyetlerle hem atmosferik hem de su ortamı kirleticisi olarak verilir. Bir hava kirletici olarak  $\text{NH}_3$  fotokimyasal, termal, su fazında ve heterojen reaksiyonlar verebilir. Atmosferdeki en önemli giderim mekanizması hidroksil iyonları ile birleşmesidir.  $\text{NH}_3$  termal reaksiyonlarda  $\text{SO}_2$  ve  $\text{O}_3$  ile birleşerek amonyum sülfat ve amonyum nitrat aerosollerini oluşturur.  $\text{NH}_3$ 'ın atmosferde su fazı içinde  $\text{SO}_2$  ile oksidasyonu da içerecek şekilde dönüşümü ile amonyum sülfat aerosolleri oluşur. Bu reaksiyon yüksek nem ve amonyak

konsantrasyon ve düşük sıcaklıklarda gerçekleşir. Amonyak atmosferik tozlarla heterojen reaksiyonlara girer ve toprak üzerinde kuru çökeltme ile birikir.

.Amonyak aerosolleri veya partiküler maddeler toprak veya su kütlelerinde birikirler ve su kütlelerinde ötrofikasyon veya toprakta asitleşmeye neden olurlar. Ayrıca mikrobiyolojik olarak nitrifikasyon prosesleri nitrat üreterek sadece asitleşmeye neden olmazlar aynı zamanda yeraltı suyuna da karışırlar. Bu akifer içme suyu kaynağı olarak kullanılıyorsa methaloglobulanemia gibi rahatsızlıklara neden olabilir. Bu nedenlerle Avrupa ülkeleri nokta kaynak olarak adlandırılan kümes hayvancılığı için amonyak kısıtlamaları getirmiştir (Lockyer ve diğ., 1989).Amonyakın ötrofikasyon ve asitleşme gibi indirekt etkileri dışında yüksek konsantrasyonlarda bitki ve hayvanlara direkt zararlı etkileri de bilinmektedir.

### **3.1.2 Bitkilere Etkiler**

Amonyumu bitkiler kökleri ile alırlarken amonyak(iyonlaşmamış amonyum) yapraklar yoluyla alınır (Sutton ve diğ., 1995). Atmosferde yüksek seviyede amonyak ( $NH_3$ ) bulunması bitkiler direkt ve indirekt toksik etkilere neden olmaktadır. Direkt etki fosforilasyonun engellenmesi ve buna bağlı olarak fotosentezin ve karbonhidrat üretiminin azalmasıdır. Böylece bitkinin büyümesi azalır. Yine yüksek  $NH_3$  konsantrasyonları hücre zarının geçirgenliğini artırarak plasmolize ve bitki hücrelerinde nekrozlara yol açmaktadır.

Endirekt etki ise bitki dokusunun esnekliğinde azalmaya neden olmakta ve böylece donma gibi çevresel şartlara dayanıklılığı azaltmaktadır. Gaz formundaki  $NH_3$  farklı bitkiler üzerinde farklı konsantrasyonlarda etkilidir. Ayrıca coğrafi farklılıklarda etkilidir. Yapraklardaki nekrozis en yaygın etkiyi oluşturmaktadır. Yaprak nekrozları domates de 250 ppm'e 4 dakika maruz kalınması halinde başlamaktadır.40 ppm  $NH_3$ 'a uzun süre maruz kalma domates ve ayçiçeğinde benzer etkiler oluşturmaktadır. Hardal bitkisine 3 ppm gibi çok düşük konsantrasyonlarda bile geri dönüşümsüz zararlar verebilmektedir. Yüksek  $NH_3$  konsantrasyonları bitkilerin odunsu olamayan kısımlarında benzer zararlı etkilere yol açmaktadır. Yapraklar susuz  $NH_3$ 'a maruz kaldıklarında koyu renkli lekeler oluşmaktadır. Yaprak dışındaki diğer bitki organelleri daha az hassastırlar.  $NH_3$ 'a maruz kalan meyveler, çiçekler ve genç sürgünlerde kalıcı renk kayıpları oluşmaktadır.

### **3.1.3 Amonyakın İnsanlar Üzerindeki Etkileri**

NH<sub>3</sub>'ın insan sağlığı üzerindeki etkilerinin çoğu kazalardan elde edildiği için belirsizlikler içerir. NH<sub>3</sub> öncelikle mukozal tahrişlere, gözlerde, burun ve boğaz da yanma şeklinde duygulara neden olmaktadır. 400 ppm NH<sub>3</sub> boğazda ani tahrişlere yol açarken 1500 ppm'in üzerinde öksürüğe ve 2500 ppm'de hayati tehlikelere neden olmaktadır. Öldürücü dozlarda NH<sub>3</sub>'a maruz kalmış insanların otopsilerinde çok önemli akciğer tahribatı ve kardiovasküler etkiler öne çıkmaktadır.

Ferguson tarafından yapılan kontrollü deneylerde haftada 5 gün ve günde 2–6 saat 25–100 ppm NH<sub>3</sub>'a maruz kalmış insanlarda mukoza üzerindeki olumsuz etkileri görülmüştür. 25 ppm NH<sub>3</sub>'a 2 saat süre ile maruz kalmış insanların % 25'inde hafif seviyede mukozal tahriş oluşmuştur. Sürekli olarak 3.8 ppm'e 35 gün maruz kalan insanlarda kan tablosunda ve asit baz dengesinde herhangi bir değişiklik görülmemiştir. 55 ppm'e kısa süreli maruz kalınması lakrimasyona, 100 ppm'e maruz kalma ise göz ve boğazda tahrişlere neden olmaktadır. Maksimum maruz kalınmasına müsaade edilen NH<sub>3</sub> konsantrasyonu 25 ppm olarak belirlenmiştir.

## **3.2 Hayvan Yetiştiriciliği Faaliyetleri ve Koku Emisyonları**

Kapalı ortamda sürdürülen hayvan besiciliğinde hayvanların dışkılarından ve metabolik faaliyetlerinden dolayı yoğun bir koku kirlenmesi söz konusudur. Bu koku rahatsızlığına içerdiği amonyak, sülfürlü bileşenler ve çok sayıda hidrokarbonlar yol açmaktadır.

20–30 ppm 'den daha yüksek NH<sub>3</sub>'a maruz kalmış kanatlı, büyük ve küçükbaş hayvanlarda mukoza üzerindeki olumsuz etkiler görülmüştür. Bu etki solunum problemlerine yol açmakta ve hareketleri kısıtlamaktadır. İşte bu sebeple hem hayvanların kendi sağlığı için, hem de rahatsızlıktan dolayı ortaya çıkacak performans düşüklüğu sebebiyle hayvan yetiştiriciliğinde koku problemleri çok önemli bir rol oynamaktadır (Altunal, 2007 ; Yücesan, 2007).

### **3.2.1 Domuz Yetiştiriciliği**

Domuz çiftliklerinde hayvan dışkılarındaki ürenin mikroorganizmalar tarafından üreaz enzimi kullanılarak parçalanması sonucunda ortaya çıkan amonyak en önemli rahatsızlık kaynağını oluşturmaktadır. Zaman zaman amonyak konsantrasyonu insan

sağlığı için tehlikeli olarak adlandırılan seviyelere yükselmektedir. Kapalı ahırlarda amonyak genellikle 11–28 mg/m<sup>3</sup> aralığında bulunmaktadır (Louhelainen ve diğ., 2001). Bir diğer koku bileşeni sülfürlü bileşiklerdir. Sülfürlü bileşikler gübrenin anaerobik olarak parçalanması sonucunda oluşmaktadır. Ort. kons. seviyesi 4–7 mg/m<sup>3</sup> olarak belirtilmektedir. Diğer sülfürlü gazlar arasında metilmerkaptan ve dimetilsülfür sayılmaktadır. Bunun dışında 70 civarında başta uçucu yağ asitleri, fenoller ve indollerden oluşan kokulu bileşikler yer alır. Yaz ve kış mevsimlerinde domuz başına günde salıverilen amonyak emisyonu 6.2–8.7 g arasında verilmektedir.

### **3.2.2 Tavuk yetiştiriciliği**

Kafes içinde tavuk yetiştiren yerlerde amonyak konsantrasyonu 7–41 mg/m<sup>3</sup> (9–54 ppm), karbondioksit ise 553–4423 ppm mertebelerinde bulunmaktadır. Cıvciv yetiştiriciliğinde kümes havasındaki amonyak konsantrasyonu 2–30 ppm'dir (Altunal, 2007 ; Yücesan, 2007).

### **3.2.3 Büyükbaş Hayvan Yetiştiriciliği**

Büyükbaş hayvan yetiştiriciliğinde en önemli amonyak emisyonu başlıca üç kaynaktan ortaya çıkmaktadır. Bunlar hayvan yetiştirme ağılları, gübrenin araziye verilmesi ve gübrenin biriktirildiği hacimlerde gübrenin işlenmesi olarak belirtilmektedir.

Amonyak konsantrasyonu mekanik olarak havalandırılmalı tesislerde 2–13.7 ppm ve doğal havalandırılmalı sistemlerde ise 2.7–14.4 ppm arasındadır. Pik değerler kış mevsiminde kötü havalandırma nedeniyle 30 ppm'e kadar yükselmektedir.

Amonyak emisyonu, yüksek oranda havalandırma yapılması halinde gübre yüzeyinden CO<sub>2</sub>'nin uzaklaşması sonucunda pH'nın yükselmesi ile artmaktadır. Yüksek oranda amonyak salınımı gübre pH'nın düşmesine yol açmaktadır.

Amonyak gazı konsantrasyonları, cıvciv yetiştirme çiftliklerinde 6–38 mg/m<sup>3</sup> (Shah ve diğ., 2003), gübre depolanan yerlerde 12–26 mg/m<sup>3</sup> (Armeen, 2006), kapalı ahırlarda 11–28 mg/m<sup>3</sup> aralığında bulunmaktadır (Louhelainen ve diğ., 2001) .

Evsel atık ve arıtma çamuru kompost (aerobik ve anaerobik) tesisi atık gazlarında  $>70 \text{ mg/m}^3$  (Chen ve diğ., 2004),  $227\text{--}700 \text{ mg/m}^3$  (Smet ve diğ., 2000), zaman zaman  $>1000 \text{ mg/m}^3$  (Kim ve diğ., 2000), hayvan gübresi atıklarının kompostlaştırılmasında ise  $>2000 \text{ mg/m}^3$  değerlerinde (Pagans ve diğ., 2005) karşılaşılmaktadır.

### **3.3 Amonyak Kirleticisinin Kontrolü ve Arıtım Teknolojileri**

#### **3.3.1 Fizikokimyasal Metotlarla Absorpsiyon**

Witter ve Lopez-Real (1988) kompostlaştırma esnasında ortaya çıkan  $\text{NH}_3$  emisyonlarını ve killi toprak, zeolite ve kompost malzeme üzerinde absorpsiyonunun etkinliğini incelemişlerdir. Zeolit en etkili absorbent olduğunu belirlediler. Kompost amonyak emisyonunun %90'ı zeolit tarafından tutulmuştur. Killi topraklar zeolit kadar etkili olamamaktadır. Kompost malzemenin kendisi ise zeolit ve killi topraklarla mukayesesinde etkili bulunmamıştır.

Bir başka çalışmada peat (turba veya genç kömür), zeolit ve mermer gibi absorbentlerin kompostlaşma sürecine eklenmesi amonyak azotu kaybını azalttığı belirlenmiştir. Bu absorbentlerin ayrılarak gaz formundaki amonyağın absorpsiyonunda tekrar kullanılması yeterli giderme verimi vermemektedir. Ancak 'peat' gaz fazındaki  $\text{NH}_3$  gideriminde oldukça iyi verim göstermektedir.

Hill ve Barth (1976)  $\text{NH}_3$ /Ozon oranı 1/4 ve minimum temas süresi 1 saat olması durumunda amonyağın oksidasyonunun gerçekleştiğini göstermişlerdir. Temas süresi 2 saat alındığında 50 ppm gibi yüksek konsantrasyonlar bile tamamen giderilmektedir. Bu yöntem yüksek oranda ozon ve büyük reaktörler gerektirmesi dolayısı ile tercih edilmemektedir.

Zhang ve diğ. (1994) hayvan çiftlikleri için elektrikli bir temizleyici geliştirmiştir. Ferroelektrik paket yataklı plazma reaktörü ile amonyak ve diğer koku veren maddeler ayrıştırılmaktadır.  $20\text{--}55 \text{ ppm NH}_3$  0.2 sn.lik temas süresinde %95 verimle parçalanmakta ancak yüksek enerji talebi ve oluşan azot oksitler dolayısı ile yeni kirleticilerin oluşuna neden olmaktadır.

### 3.4 Amonyak Emisyonlarının Kontrolünde Biyofiltreler

Biyofiltrasyon teknolojisi; gaz formundaki kirletici bileşenlerini arıtan bir teknolojidir. Yeni bir teknoloji olmamasına rağmen, biyofiltrasyon doğal bir hava temizleme prosesinin uyarlanmış halidir. Biyofiltrasyonda gaz bileşimlerini ayrıştıran ve kokusuz ürün oluşturan mikroorganizmalar kullanılır. Bu proses üçlü kombinasyondan meydana gelir; aktif karbonda tutulma, su ile yıkama ve oksidasyondur. Hava, filtredeki dolgu malzemesi aralarından geçerken, kokulu gazlar malzeme ile etkileşir. Hava fazı içindeki kirletici gazlar, içinde mikroorganizmaların bulunduğu biyofilm içinde tutulur ve mikroorganizma tarafından CO<sub>2</sub> 'e dönüştürülür. Çiftlik kaynaklı kokulu gazlar biyofiltrasyon yöntemi ile iyi bir şekilde arıtılabilmektedir, çünkü karakterize olmamış mikroorganizmalar bu tür kirleticilere hızla adapte olabilmektedirler.

Biyofiltrasyon işlemi düşük konsantrasyonlu kokulu bileşiklerde çok iyi çalışmaktadır. Hayvan yetiştirilen ahırlardan ve gübre depolama hacimlerinden kaynaklanan kokulu ve kirletici içeren gazlar, dolgu malzeme yatağına beslenir. Mikroorganizmalar dolgu malzemesi yüzeyindeki biyofilmin veya malzeme partiküllerinin etrafında bulunan su fazının içinde askı formunda yaşarlar ve çoğalırlar. Kirleticileri taşıyan hava, malzeme arasından geçerken uçucu organik bileşikler, okside olabilen inorganik gazlar ve buharlar biyofilm içinde tutulur, biyofilm içindeki mikroorganizmalar bu bileşikleri ve gazları okside ederler. Mikroorganizmaların okside edebildiği bileşikler: uçucu yağ asitleri (VFA), hidrojen sülfür (H<sub>2</sub>S) ve diğer sülfür içeren bileşikler, amonyak (NH<sub>3</sub>), aminler (RNH<sub>2</sub>), diğer azot içerikli bileşimler ve diğer uçucu bileşiklerdir. Böylece biyofiltreler absorpsiyon, biyolojik olarak ayrıştırma ve gaz fazı kirleticilerin desorpsiyonu olmak üzere üçlü bir giderme kombinasyonunu kullanmaktadırlar.

Biyofiltre, aktif karbon, kompost, alümina, silis ve kireçtaşı gibi dolgu maddeleri ile enzimatik yolla tutulan gazların oksidasyonunu katalize eden mikroorganizma popülasyonundan oluşmaktadır. Bu oksidasyon işleminde enerji ve kimyasala gerek yoktur. Kompost malzemenin absorplama kapasitesi nispeten düşüktür ama oksidasyon işlemi bu kapasiteyi artırır. Bu nedenle biyofiltreler sadece absorplama kapasitesi yerine, devamlı olarak uçucu organik madde oksidasyonundan dolayı daha

etkilidir (Bohn 1990 ve 1992). Mikrobiyal oksidasyon ürünleri su, CO<sub>2</sub>, mineral tuzlar, bazı uçucu organik maddeler ve okside olabilen inorganik kirleticilerdir.

### **3.4.1 Biyofiltre Çeşitleri**

Biyofiltreler konfigürasyonlarına (açık veya kapalı) ve hava akımı yönüne (yukarı-aşağı) göre kategorize edilmektedirler. Bir kapalı sistemde biyofiltredeki hem giriş hem de çıkış gaz akımları kontrol edilebilirken açık sistemlerde arıtılan gaz biyofiltre yüzeyinden direkt olarak atmosfere verilmektedir. Açık sistem biyofiltreler oldukça ince bir dolgu malzemesi tabakası dolayısı ile oldukça geniş alanlara gereksinim duyar ve bu nedenle bina dışında ve açık alanlarda yerleştirilir. Bu yüzden malzeme yatağı kar, yağmur ve sıcaklık değişimleri gibi hava koşullarına maruz kalabilir. Açık sistemler kapalı sistemlere göre daha ucuzdur bu nedenle kümes hayvancılığı faaliyetlerinden çıkan yoğun kokulu gazları arıtmada kullanılmaktadır.

Mikrobik reaksiyonlar yüzyıllardır gerçekleşiyor olsa da, sadece 1950ler'den beri kirli gazları işleyecek teknolojiler kullanılmakta. Detaylı biyofiltre araştırmalarının son 30 yıla dayanması sebebiyle, sınırlı bir bilgi mevcuttur. Biyofiltrasyon, topraktaki mikro organizmaların varlığından beri sürmesine rağmen 20. yüzyıla kadar bu işlem dikkate alınmamıştır. 1923 'te Bach biyofiltrasyonun içeriği, hidrojen sülfür ün yayılmasını kontrol altına alınması gereğine dayanır (Leson ve Winer, 1991).

### **3.4.2 Biyofiltre Malzemesi**

Bir biyofiltrede kullanılan malzeme biyofiltrenin etkili ve verimli olması açısından çok önemlidir. Katı malzeme temin etmenin iki amacı vardır; birincisi mikroorganizmayı desteklemek, ikincisi ise mikroorganizmaların hava akımı içindeki kirleticilere yeterince ulaşması için poröz bir ortam sağlamaktır

Biyofiltre malzemesinin seçimi biyofiltre dizaynı ve performansı için kritik bir konudur. Malzeme yatağında yaşayan bakteri ve funguslar uçucu organik maddeleri, okside olabilecek olan inorganik maddeler ve buharı okside ederler. Sonunda ürün olarak su, CO<sub>2</sub>, mineral tuzlar, bazı uçucu organik maddeler ve mikrobiyolojik biyokütle çıkmaktadır. Mikrobiyolojik gelişim için gerekli çevre ve beslenme şartları malzeme seçimi ve malzeme işletimi için düşünülmelidir. Bunlar nem, sıcaklık ve besinler olabilir. Ayrıca bu malzeme biyofiltredeki basınç düşüşlerini minimuma

indirmesi için gözenekli, iyi nem tutma kapasitesine sahip ve yeterli uzun süreli kullanma sahip olmalıdır.

#### 3.4.2.1 Malzeme Seçme Kriterleri

Endüstriyel biyofiltre uygulamalarında malzeme seçme kriterleri sırasıyla; nem tutma kapasitesi, gözeneklilik, sorpsiyon, pH ve maliyettir.

**Nem Tutma Kapasitesi** : Malzeme, mikroorganizmaların yetişme evrelerinde nem içeriğini koruma kapasitesine sahip olmalıdır. Biyofiltre nem içeriği biyofiltreye giren havanın nem oranı ile ilişkili olarak inip çıkmaktadır. Bu nedenle yüksek su tutma kapasitesi malzemedeki istenilen bir nitelik. Malzeme geniş miktarda su depolayabilmeli ve kurutma periyodu esnasında su sağlamalıdır. Aşırı kuru biyofiltrelerde mikrobiyal faaliyet durmakta ve bu filtreler uçucu organik maddeler ve diğer kokulu maddelerin arıtılmadan gitmesine izin vermektedirler.

**Gözeneklilik** : Malzemenin yeterli gözeneğe sahip olması kesit boyunca üniform hava debisi dağılımı ve biyofiltrelerdeki basınç düşüşünü minimuma indirilmesi için gereklidir. Malzeme partiküllerinin şekli ve boyutu hava akımının direncini ve toplam biyofilm yüzey alanını etkiler. Kümes hayvanı yetiştirilen tesisler için kullanılan biyofiltrelerde **basınç** düşüşü yüksek öneme sahiptir, çünkü tesisteki elektrik maliyeti biyofiltre yatağına gelen hava için gerekli enerji ile ilgilidir.

**Sorpsiyon** : Biyofiltre malzemesinde gazların tutulması veya sorpsiyonu aynı zamanda biyofilm neminin de adsorpsiyonu ve malzemenin fiziksel absorpsiyonunu içerir. Bu oran nem içeriğine ve malzemenin türüne bağlı olarak değişmektedir. Biyofiltre girişindeki koşullarda değişimler ve düşük nem içerikli gazlar halinde malzeme türü çok önemlidir. Kış ve bahar mevsiminde giriş koşulları devamlı değişmektedir. Ayrıca tesis temizlendiğinde ya da havayınlar uzaklaştırıldığında hava debisi periyodik olarak kapatılmaktadır. Aralıklı besleme yapılması biyofiltre performansını etkilemektedir.

**pH** : Bakteri faaliyetlerinin en iyi olduğu aralık 5.5 ile 7.5' tur. Malzeme türü, bakterilerin doğal olarak çoğalabilmesi için gerekli pH değerlerindeki değişimleri tamponlayabilir.

Örnek olarak pseudomonas fluorescens bakterisi pH 5.5–7.5 aralığında sabit bir verimle arıtma yapabilirken pH 5.5'in altına düştüğünde verimde de önemli ölçüde azalma görülmektedir.

**Maliyet** : Kümes faaliyetlerinde kirli havanın arıtılmasında ilk tesis maliyetleri ve işletme maliyetleri önemli bir konudur. Bazı hayvan çiftlikleri en yakın yerleşim yeri ile mesafelerine bağlı olarak arıtma teknolojisi seçmektedirler. Maliyet ürün fiyatındaki rekabetçilik üzerinde etkilidir. Malzeme yakın bir yerden temin ediliyorsa taşıma masrafı düşecektir. Sentetik malzemenin başlangıcının pahalı ve taşıma masrafı da yüksek olacağından uygun bir malzeme olmayabilir. Organik içerikli kompost ve odun yongaları karışımları kümes yerlerine yakınsa genellikle ucuz malzemelerdir.

### 3.4.2.2 Malzeme Türleri

Endüstride kullanılan biyofiltre malzemeleri organik maddeler yerine doğal inorganik tuzlar ve sentetik maddeler olabilir. Biyofiltre malzemeleri üç grupta sıralanabilir:

1. Toprakten yapıma (kompost, toprak ve turba) 2. Selüloz esaslı malzemeler(ağaç kırıntıları, saman) 3. seramik, cam ve sentetik polimerler.

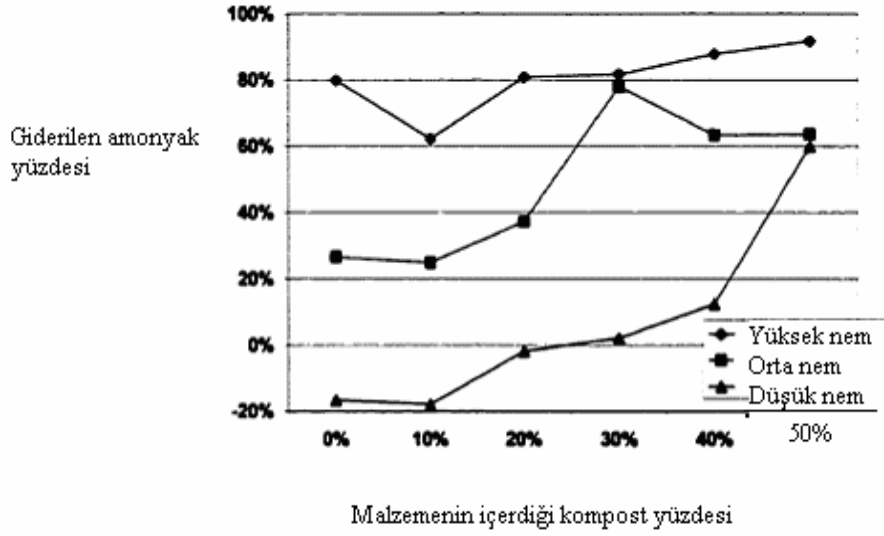
**Toprak malzemeler**, doğal olarak meydana gelen, kompleks yüzeysel şekillere sahip ve bu nedenle adsorpsiyon için geniş yüzey alanına, biyofilm için tutunma yüzeylerine ve nem tutma kapasitesine sahiptirler. Diğer taraftan bu tür malzemeler çok geniş aralıkta mikroorganizmaların temini bakımından da avantajlıdır. Bu malzemeler yerel olarak temin edilebildiklerinden maliyetleri de düşüktür. Toprak ve kompost arasındaki en önemli fark, toprağın gözenekleri daha küçük olduğundan geçirgenliğinin daha az olmasıdır. Geçirgenlik boşluk çapının dördüncü kuvveti ile değiştiği için partikül çapı veya boşluk yarıçapı büyüdüğünde geçirgenlik de hızla artmaktadır. Buna ek olarak toprak biyofiltreleri verilen bir debide ve belirli basınç düşüşlerinde gazların arıtılması için geniş bir alana ihtiyaç duyarlar. Toprak hidrofilik olduğundan kuru toprak malzemesi kolaylıkla tekrar nemlendirilebilir. Diğer bir taraftan kompost malzemesi hidrofobik olduğundan bu malzeme kurduğunda tekrar nemlendirilmesi zordur. Hava akımı biyolojik olarak kolay ayrışabilen uçucu organik maddeler içerdiğinde kompost malzemesi kullanmak en uygundur.

**Selüloz malzemeler**, mesela ağaç kırıntıları, genellikle biyofiltre malzeme karışımlarında kullanılır. Bu maddelerin amacı gözenekliliği artırmak ve sıkışma nedeniyle basınç kayıplarını azaltmaktır. Ağaç kırıntıları ayrıca bir su kaynağı olabilir, nem uygulamalarında meydana değişimleri (ani nem yükselmesi ve alçalmasında) dengeler. Yerel olarak kolaylıkla temin edilebildiğinden taşıma maliyetleri de düşüktür.

**Seramik, cam ve sentetik polimer malzemeleri**, mikroorganizma ve nütriyent içermezler. Bunlar hedeflenen bir kirletici için yüksek absorplama kabiliyetinde üretilebilirler. Küresel şekildeki elemanlar minimum yüzey/hacim oranı gösterirlerken diğerleri bu oranın istenildiği değiştirilmesine uygundur. Bu maddelerin asıl avantajı biyofiltrede homojen bir yatak malzemesi dağılımı vererek gaz debisini homojen bir şekilde dağıtabilmesidir. Kanallanma etkisinin olmaması temas süresini artırarak biyolojik ayrışmayı teşvik etmektedir. Genelde bu maddelerin su tutma kapasitesi olmadığından devamlı su eklenmelidir ki yüzeyin nemli kalması mümkün olabilsin. Birçok sentetik madde kararlı olmasına rağmen açık biyofiltrasyon prosesinde kullanılmaları tavsiye edilmemektedir. Yüksek maliyetli oluşları bir dezavantaj iken dayanıklı olmaları ise avantajlarıdır.

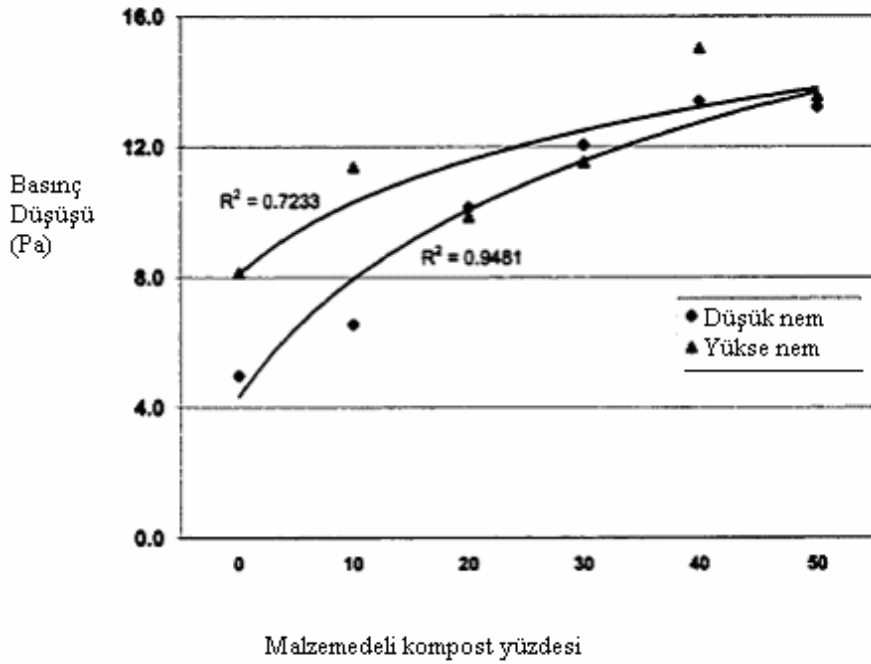
Hayvan besiciliğinde koku kontrolü için maliyetler en önemli unsuru oluşturmaktadır. Bu nedenle tek bir malzeme yerine karışım malzemeler tercih edilmektedir. En yaygın kullanılan malzemeler mikroorganizma kaynağı(toprak, kompost, turba) ile porozite verici malzemelerin (odun talaşı) karışımdan oluşmaktadır. Çoğu açık biyofiltreler %20 kompost ve %80 ağaç talaşını kullanmaktadırlar. Bu karışımın yoğunluğu  $420 \text{ kg/m}^3$  tür. % 20 odun talaşı, %50 at gübresi kompostu ve %30 kaba bahçe atıkları kompostu karışımının koku gideriminde etkili olduğu belirtilmektedir (Devinny ve diğ., 1999). Bu karışım 6 mm den küçük partiküllerin ayrılması için elenir. Nicolai ve Janni (1998) %50 kompost ve %50 odun talaşını büyükbaş hayvan yetiştiriciliğinden kaynaklanan kokulu havanın arıtılmasında tavsiye etmektedir. Bu tür karışımlarda kompost oranının azaltılması, mikroorganizma kütesinin ve nütriyent girişinin azalmasına yol açtığı için tavsiye edilmemektedir.

Kompost malzeme yüzdesi ve nem içeriğindeki değişime bağlı olarak amonyak giderme veriminin değişimi Şekil 3.1.de verilmiştir.



Şekil 3.1: Kompost Yüzdesine Bağlı Amonyakın Giderilme Yüzdesi

Benzer şekilde basınç düşüşlerini değişimi de Şekil 3.2.de verilmektedir.



Şekil 3.2: Biyofiltre Malzemesindeki Kompost oranı ile Basınç Düşmesinin Değişimi

Biyofiltre malzemesinin seçiminde ve işletmeciliğinde bakterilerin büyümesi için çevresel (sıcaklık, nem) ve besi ihtiyaçları birinci önceliğe sahiptir. Kolay temin edilebilmesi ve maliyetlerinin düşük olması, nem tutma kapasitesi, basınç düşmesi ve uzun kullanım ömrü gibi özellikler de diğer öncelikler arasındadır.

Biyofiltre işletmeciliğinde basınç düşüşü ve buna karşılık fan seçimi ve elektrik tüketim maliyetlerinin belirlenmesi önemli bir konudur. Kompost ve diğer malzemelerin karışım oranları, malzemelerin boyut dağılımları ve nem oranları belirleyici faktörlerdir. Malzeme türüne göre basınç düşüşünün bir modelle tahmin edilmesi büyük bir kolaylık sağlamasına karşılık bütün değişkenleri içeren bir model geliştirilmesi zorlukları dolayısı ile mümkün olamamaktadır. Bununla beraber tarımsal faaliyetler için uzun zamandan beri kullanılan bazı basit denklemler kullanılabilir.

Shed (1953) tarafından Q hava debisi, AP basınç düşüşü, L yatak malzemesi yüksekliği,  $a_1$  ve  $b_1$  deneysel verilerden regresyon analizi ile bulunan parametreler olmak üzere

$$Q = a_1(P/L)^{b_1} \quad (3.1)$$

ifadesi verilmektedir.

Hukill ve Ives (1955) 'de "delikli metal levhaların, tohumların ve diğer tarımsal ürünlerin hava akımına karşı dirençleri ASAE Standard D 272.3" de

$$(AP/L) = a_2 Q^2 / \ln(1 + b_2 Q) \quad (3.2)$$

denklemleri verilmiştir.

Modifiye edilmiş Ergun denklemi de poröz ortamdaki akışlar için kullanılabilir.

$$AP/L = a_3 Q + b_3 Q \quad (3.3)$$

Burada  $a_3$  için 150 ve  $b_3$  1.75 değerleri kullanılmaktadır.

Nicolai (2002) tarafından yapılan çalışmada biyofiltre malzemeleri, ortalama boyutları ve boşluk oranları Tablo 3.1.de verilmiştir.

**Tablo 3.1:** Biyofiltre Malzemeleri ve Ortalama Boşluk Oranları

Kompost karışım oranları Kompost- odun yongası %	Ortalama boyut (cm)	Boşluk yüzdeleri
50:50	1.04	53.7%
40:60	1.14	52.8%
30:70	1.42	59.9%
20:80	1.81	60.6%
10:90	1.96	63.1%
0:100	1.98	63.3%
60:40 elenmiş	0.99	47.0%
50:50 elenmemiş	0.51	39.0%
30:70 elenmiş	1.39	56.5%

a katsayısı için çeşitli deneysel çalışmalardan elde edilen değerler paketlenmiş ve paketlenmemiş malzemeler için nonlineer regresyon analizi ile değerlendirilmiş ve (4) ve (5) no.lu denklemler elde edilmiştir.

Paket malzeme için:

$$a \text{ Parametresi} = 10^{18} \times (\% \text{ Boşluk})^{-10,25} \quad (R^2 = 0.746) \quad (3.4)$$

Paketlenmemiş malzeme için:

$$a \text{ parametresi} = 3 \times 10^{15} \times (\% \text{ Boşluk})^{-8,6} \quad (R^2 = 0.744) \quad (3.5)$$

4 ve 5 no.lu eşitliklerden elde edilen a ve b katsayılarını 1 no.lu eşitlikte yerine koyarsak paketlenmemiş malzeme için birim basınç düşüşüne(UPD) karşılık(Pa/m), birim hava debisi ( $m^3/m^2/dak$ )(UAF) değişimi (6) no.lu eşitlikle, paketlenmiş malzeme için de (7) no.lu eşitlikte gösterilmektedir.

$$UPD = 10^{18} \times (\% \text{ Boşluk})^{-10,25} \times UAF^{1,27} \quad (3.6)$$

$$UPD = 3.10^{15} \times (\% \text{ Boşluk})^{-4,6} \times UAF^{1,2} \quad (3.7)$$

### 3.4.3 Biyofiltre Bekletme Süresi

Biyofiltrasyon, çiftlik hayvanlarının barınaklarından koku , hidrojen sülfür ve amonyak yayılmasını engellemede etkili bir teknolojidir (Nicolai ve Janni, 1997 ve 1998 ; Noren, 1985) .Buna rağmen hayvancılığın yoğun bir şekilde yapıldığı ülkelerden Hollanda'da bile 1991 yılına kadar nadiren uygulama alanı bulmuştur.

Bunun bir nedeni, büyük miktardaki kirli havanın arıtılması işleminin maliyetleridir. Nicolai ve Janni (1997) , biyofiltrelerin daha düşük maliyetli bir inşaat ve daha verimli bir dizayn ile ekonomik bir çözüm olduğunu göstermişlerdir. Bir biyofiltrenin hem koku gidermede etkili,hem de düşük maliyetli olabilmesi için, en iyi şekilde tasarlanmış olması gerekmektedir. Biyofiltre de esas konu kirleticinin, hava akımından biyofiltre malzemesinin yüzeyindeki biyofilme aktarılmasıdır. Biyofiltreleri içlerinden geçen havanın hızına göre ekonomiklik kazanırlar. Kirleticinin, hava akımından biyofilm yüzeyine transferi de hızlı olmalıdır. Biyofiltrelerin optimize edilebilmesi için en gerekli en önemli iki parametre; hava debisi ve arıtılan havanın bekleme veya temas süresidir. Bir çiftlik binasının maksimum havalandırılma hızı, biyofiltrenin hava akış hızını gösterir. Temas süresi, arıtılacak kirleticilere bağlı olarak değişmektedir.

#### 3.4.3.1 Bekletme Süresi Tanımı

Bekletme süresi, havanın biyofiltre dolgu malzemesi ile temasta kaldığı süre olarak tanımlanır. Bekletme süresi, malzeme derinliğinin, kesit alanının ve hava akımı hızının bir fonksiyonudur. Bekletme süresinin bir göstergesi, "boş yatak temas süresi"dir (Empty Bed Contact Time,EBCT).EBCT,biyofiltre yatağı dolgu malzemesi hacminin, hava akım hızına bölünerek bulunur. Sonuç denklem:

$$EBCT = V_f / Q \quad (3.8)$$

Burada ,  $V_f$  = malzeme yatak hacmi ( $m^3$ ) ,  $Q$  = hava akımı hızı ( $m^3/h$ )'dır. Boş yatak temas süresi, gerçek arıtma suresinden uzundur. Dolgu malzemesi, biyofiltrenin bir kısmını işgal ettiği için, havanın geçtiği hacmi azaltır ve dolayısıyla temas süresi de kısalmır, bu sebeple, EBCT gerçek bekletme süresi değildir. Ancak EBCT 'nin kolay hesaplanabilir olması, onu çok kullanılan bir parametre yapmıştır.

Devinny ve diğ. (1999) , gerçek bekletme süresini, toplam filtre yatağı hacminin, filtre malzemesinin gözenekliliği ile çarpımının, hava akımı oranına bölünmesi olarak tanımlar. Buna göre

$$t = ( V_f \theta ) / Q \quad (3.9)$$

Burada  $t$  = gerçek bekletme süresi ( saniye ) ,  $\theta$  = gözeneklilik (boşluk alanının hacmi / filtre malzemesinin toplam hacmi ) ,  $V_f$  = filtre yatağı hacmi (  $m^3$  ) ve  $Q$  = hava debisi (  $m^3 / s$ )dir.

Bekletme süresinin, boş yatak temas süresi ( EBCT ) ya da gerçek bekletme süresi (t) ile tespit edilmesinin biyofiltre performansı üzerindeki etkisi aynıdır. Örneğin, hacimsel akım oranının azalması ya da yüzey hacminin artması, hem EBCT ' yi hem de t' yi, aynı oranda arttırır.

Verimli bir biyofiltrasyon tasarımı için, doğru bekletme süresinin bilinmesi gerekir. Yetersiz bekletme süresi ile kokular ve gazlar azaltılamaz. Fazla bekletme süresi ile de, koku ve gazlar kontrol edilecek ancak, daha büyük dolgu malzemesi hacminin bedeli engelleyici olabilir.

Ticari ve endüstriyel uygulamalardaki bir EBCT, 25 saniyeden başlayarak, yüksek konsantrasyondaki VOC'ler için 1 dakikanın üzerine kadar çıkabilir (Leson ve Winer, 1991). Çiftlik barınakları için tespit edilen bekletme süreleri birkaç saniyeden, 60 saniyeye kadar farklılık göstermektedir. Zeisig (1987), yeterli koku giderme süresinin tavuklar için 3 saniye, domuzlar için 5 saniye olduğu belirtmiştir. Nicolai ve Janni (1998), domuz yetiştirme ahırını için 4 saniyenin yeterli olacağını tespit etmiştir. Pearson (1990), kümes hayvanları ve domuz ahırları için biyofiltre bedelini belirlerken 20 saniye kullanmıştır. Wright (1989) bekletme sürelerini 10 ve 60 saniye arasında kullanmışlardır. Hartung ve diğ. (1997), 6 yıldır kullanılmakta olan bir biyofiltreyi koku azaltma verimliliği açısından incelemiş ve 6 saniyelik bekletme süresi ile %78–80 'e kadar koku azaltmanın sağlandığını tespit etmiştir.

Bekletme süresinin geniş bir aralıkta değişimi, uygulamaya ve arıtılan kirleticiye bağlıdır. Örneğin, Davidova ve diğ. (1997), 80 ppm konsantrasyonundaki nitrik asitin %70 inin arıtılabilmesi için 12 dakikalık boş reaktör temas süresinin gerektiğini göstermiştir. Bunun aksine, Zeisig (1987), bir domuz yetiştirme ahırındaki havalandırma sisteminde benzer oranda koku azaltmanın sağlanabilmesi için 5 saniyelik boş tabaka temas süresinin yeterli olduğunu belirtmiştir. Gaz tipi, gaz konsantrasyonu ve gerekli arıtma oranı bekletme süresinin değişimine bulunan etkenlerdir. Çoğu çiftlik barınağı için %80–90 oranında koku azaltma, geride kalan kokulu maddelerin atmosfere verildikten sonra ilave olarak dağılıma uğraması nedeniyle yasal kısıtlamaların sağlanması için yeterlidir.

#### 3.4.4 Biyofiltrelerde Amonyak Kontrolü Çalışmaları

İlk rapor edilen laboratuvar skalalı biyofiltre (Furusawa ve diğ., 1984) nitrifikasyon çamuru ile aşılınmış linyit 'peat' malzemeli bir filtredir. Nem muhtevası iki günde bir elle ıslatılmak suretiyle ortalama %65 mertebelerinde tutulmuştur. Doğal olarak oluşmuş peat (turba) asidik yapısı dolayısı ile  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  eklenerek nötrleştirilmiştir. Asidik 'peat'in ek olarak daha fazla amonyak bağlaması nitrifikasyon için teşvik edicidir. Bu çalışmanın en önemli bulgusu biyofiltreye verilen amonyak yükü filtrenin nitrifikasyon kapasitesinin %70'ini geçmemesidir. 40 ppm gibi yüksek  $\text{NH}_3$  girişlerinde bile giderme verimi etkilenmemektedir. Oksidasyon ürünlerinin tam olarak belirlenememiş olması nitrifikasyonun tamamlanıp tamamlanmadığı hakkında bir fikir vermemiştir. Filtre çıkışında amonyak yükselmesi biyofiltrede amonyak birikimi dolayısı ile nitrifikasyon inhibisyonuna işaret etmektedir.

Bir diğer husus nitrifikasyon bakterileri ile aşılınmış ve aşılınmamış filtre dolgu malzemelerinin etkisidir. Aşılınmamış ve doğal yapısı ile kullanılan peat (pH:4.1) absorpsiyon yoluyla daha fazla amonyak giderirken (0.701 g N/gün/kg kuru peat 20 gün için) biyolojik olarak aktive edilmiş biyofiltre daha az (0.32 g N/gün/kg kuru peat 12 gün için) gidermiştir. Bu deneylerde bir diğer ilginç husus biyolojik olarak aktive edilmemiş filtrede org N miktarı artmasıdır (<0.1 g N/kg kuru peat değerinden 2 g N/kg kuru peat 15 gün için). Aşılınmış sistemlerde amonyak için 0.16- 0.32 g N/gün/kg kuru peat yüklemelerinde biyofiltrelerde önemli oranda bir organik N birikimi görülmemektedir. Bunda nötralize edilmiş peat üzerinde daha fazla mikrobiyal kütlelenin gelişimi etkili olmaktadır.

Bir diğer laboratuvar ölçekli çalışmada (Chung ve diğ., 1997) biyofiltrelerde gaz formundaki amonyağın giderilmesinde yeni bir yaklaşım kullanılmıştır. Dönüşüm için ototrofik bakterilerin kullanılması yerine kalsiyumalginat içinde tutulmuş heterotrofik *Arthrobacter oxydans* CH8 kullanılmıştır. Bu tür bakterilerle nitrifikasyon daha avantajlı bulunmuştur. Çünkü heterotrof bakteriler asidik pH'lara daha toleranslı ve 35–45 °C gibi sıcaklıklarda bile metabolik olarak aktifliklerini sürdürebilmektedirler. 0.7 litre hacmindeki reaktörde 0.6 litre/dak besleme debisi ile 60 ppm'e kadar amonyak konsantrasyonları giderilebilmiştir. Bu sistem 15 gün süre ile %98 verimle işletilmiş ve pH değeri de 1.gün 7.5 iken 15. gün 6.1 olarak bulunmuştur.

Biyofiltre malzemesini analizinden giren  $\text{NH}_3$ 'ın % 70'i  $\text{NO}_2^-$ 'e, %5'i  $\text{NO}_3^-$ 'e %1'i  $\text{NH}_3$  olarak tutulurken %25'inin de org-N'a dönüştürüldüğü anlaşılmaktadır. Bu sonuçlardan heterotrof bakterilerin  $\text{NH}_3$  gideriminde daha verimli oldukları söylenmektedir. Bu sonuç giriş gaz akımı sıcaklığının yüksek olduğu sistemlerde geçerlidir. Ancak daha başka etkenler de söz konusudur.

Tavuk çiftliklerinde amonyak konsantrasyonunun 25 ppm ve üzerinde olması civciv gelişim verimini azaltmaktadır. İç ortam sıcaklığının muhafazası için kirleticileri artırılan havanın tekrar ortama verilmesi ısıtma maliyetlerini azaltmaktadır. Shah ve diğ. (2003) tarafından yapılan çalışmada kompost malzemeli biyofiltrelere kalsiyum oksit ilavesi ile karbondioksit tutma verimi artırılarak tavuk çiftliklerinden amonyak giderilmesi araştırılmıştır. 54 günlük çalışmanın 37 günlük ilk döneminde doğrudan iç ortam havası arıtılmış 17 günlük ikinci dönemde ise temizlenmiş kümes ortamını temsilen üre kullanılarak oluşan amonyak emisyonları (ort. 26 ppm) arıtmaya çalışılmıştır. Sonuç olarak biyofiltre sistemi ile %97 verimle amonyağın giderildiği bu çalışmada 27000 pilicin yer aldığı bir çiftlik için  $30 \text{ m}^3$ 'lük bir filtrenin yeterli olacağı belirtilmektedir.

Pagans ve diğ. (2005) üç farklı atığın (evsel katı atıkların organik kısımları, arıtma tesisi çürütülmüş çamuru ve hayvansal yan ürünler) pilot ölçekli aerobik kompost sisteminde oluşan atık gazlardaki amonyağın biyofiltrelerle giderilmesine yönelik çalışmalarında  $5 - 3150 \text{ mg NH}_3/\text{m}^3$  gibi geniş bir aralıkta giriş konsantrasyonları için arıtma verimleri araştırılmıştır.

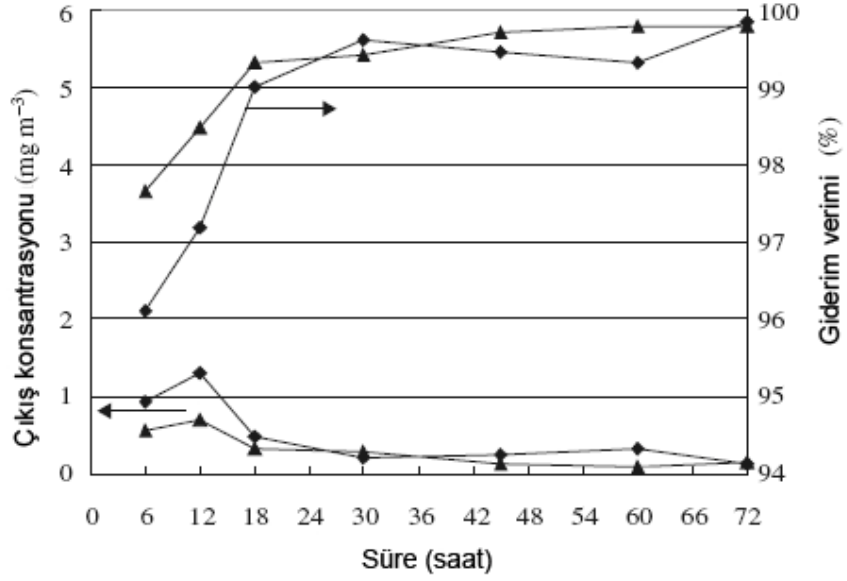
Yüklemenin  $846 - 67100 \text{ mg NH}_3 / \text{m}^3$ .saat aralığında değişimine karşılık  $\text{NH}_3$  giderme verimi genellikle %95.9 ve üzerinde elde edilmiştir ve çalışmada düşük amonyak konsantrasyonları aralığında ( $16-36 \text{ mg NH}_3/\text{m}^3$ ) sistemde alışma periyoduna gerek kalmaksızın anında %100'e yakın yüksek giderim performansı görülmeye başlanmıştır. Atıkgazdaki amonyak konsantrasyonunun  $2000 \text{ mg NH}_3 / \text{m}^3$  ve üzerindeki konsantrasyonlara yükselmesiyle giderme veriminde önemli ölçüde azalma görülmüştür (%46.7).Bu azalmanın sebepleri adsorpsiyon ve absorpsiyon kapasitesinin aşılması veya yüksek amonyak konsantrasyonunun inhibisyon etkisinden kaynaklanmış olabileceği öngörülmüştür.

Shahmansouri ve diğ. (2005 ve 2007) atık gaz akımındaki amonyağı uzaklaştırmak için kompost, çamur ve sert plastik karışımını biyofiltre yatak malzemesi olarak

kullanmışlardır. Bakteriler için gerekli aklimasyon süresi 10 gün olmuş ve 2.15 g NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.saat 'lik yük ve 60 sn'lik bekletme süresiyle başlangıç periyodunda 10.günde %97.9 'luk arıtma verimine ulaşılmıştır. Maksimum giderim kapasitesi aynı bekletme süresi için 9.86 g NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.saat'lik yük değerinde 9.85 g NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.saat olarak görülmüştür. Bu çalışmada aynı zamanda yatak yüksekliğinin giderim verimiyle olan ilişkisi incelenmiş, optimum malzeme derinliğinin giriş amonyak konsantrasyonuna bağlı olduğu gözlenmiştir.99, 211 ve 236 ppm için sırayla 40,80 ve 120 cm 'lik derinlik gereksinimi saptanmıştır.

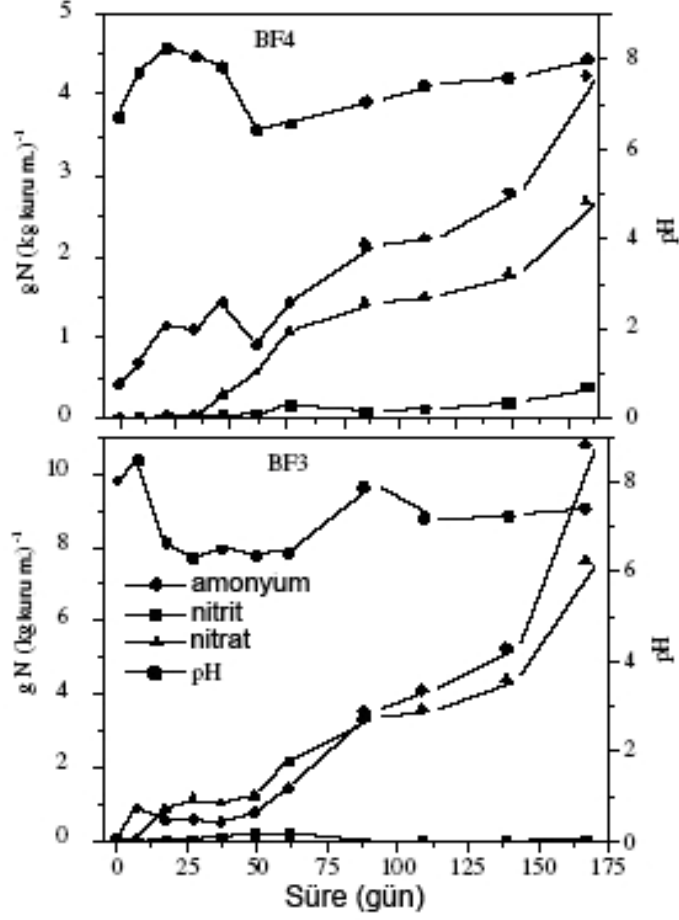
Çalışmalarda amonyak giderimindeki belirleyici proseslerin biyolojik giderim ve nitrifikasyon olduğu görülmüştür. Nitrat formasyonu ile malzemenin pH'ı azalmış olduğu gözlenmiştir.

Chen ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada değişken amonyak konsantrasyonlarının verilmesinin ve aralıklı (kesikli) beslemenin biyofiltre performansı üzerindeki etkileri araştırılmıştır. İki farklı filtre malzemesi ( kompost/perlit (5:1) ve kuru çamur /granular aktif karbon(5:1) ) kullanılmıştır. 30–110 mg/m<sup>3</sup> amonyak giriş konsantrasyonlarında (3.6–60 g/(m<sup>3</sup>.h) kütleli yükleme, 0.48–1.6 m<sup>3</sup>/h akım hızı ve 18–60 sn'lik EBRT değerlerinde) sürdürülen çalışmada uzun süreli kesintilerden sonra (3–7 gün) 18 saatlik aklimasyon süresi sonunda amonyak giderme verimi % 96 ve %97'den %99'a yükselmekte uzun süre bu değerde kalmaktadır(Şekil 3.3.). Şok yüklemelerde (500 mg/m<sup>3</sup> ;6 saat süre ile) verim hızla düşmüş (%70), ancak yükleme yapılmayan 5–7 günlük bir dönem sonrası sistem performansının yeniden %98'e kadar yükseldiği belirlenmiştir.



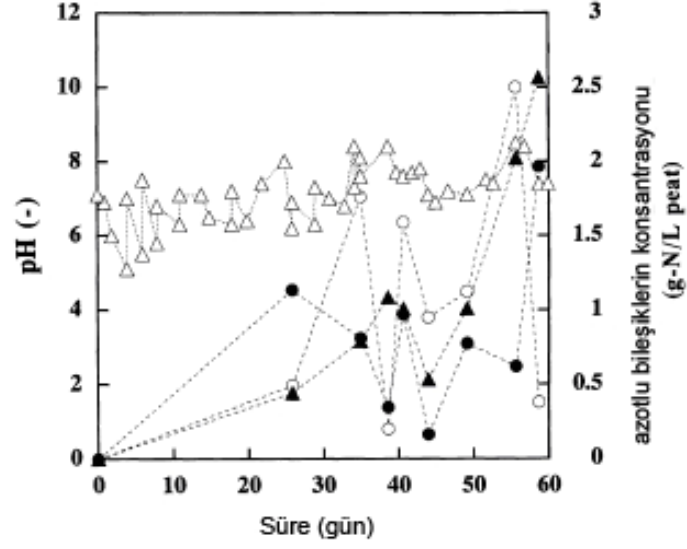
Şekil 3.3: ◆ Kompost ; ▲ Kuru Çamur Biyofiltreleri için Çıkış Konsantrasyonları ve NH<sub>3</sub> Giderim Verimleri

Chen ve diğ. (2005) 'te kompost ve arıtma çamuru içeren iki ayrı biyofiltrede amonyak kirleticisinin, 20–200 mg/m<sup>3</sup> konsantrasyon aralığında 210 gün gibi uzun süreli artılması incelenmiştir. Amonyak yüklemesi kompost biyofiltre (BF3) için 24.9–566 g NH<sub>3</sub>/ m<sup>3</sup>.gün ve çamur içeren biyofiltreler (BF4) için de 24.9 – 472 g NH<sub>3</sub>/ m<sup>3</sup>.gün değerleri için giderme verimleri de sırasıyla % 97–99 ve %95–99 olarak belirlenmiştir. Giriş konsantrasyonunun 110 mg/m<sup>3</sup> değerinin üzerine çıkması durumunda verimler azalmaktadır. En önemli giderme ürününün nitrat olduğu belirtilen bu çalışmada(Şekil 3.4.) herhangi bir besi eklemesi ve tampon desteği kullanılmamıştır.

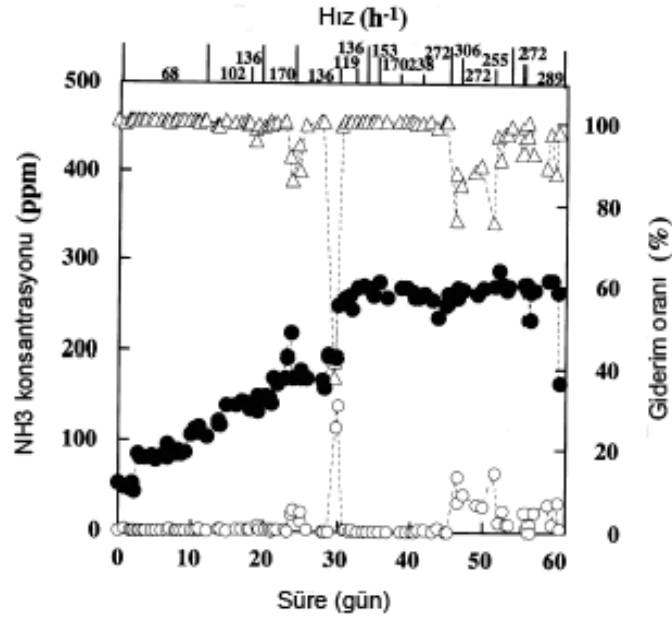


**Şekil 3.4:** BF3 ve BF4 Reaktörlerinin Alt Kısımındaki Amonyum,Nitrit,Nitrat Konsantrasyonundaki ve pH'daki Değişimler

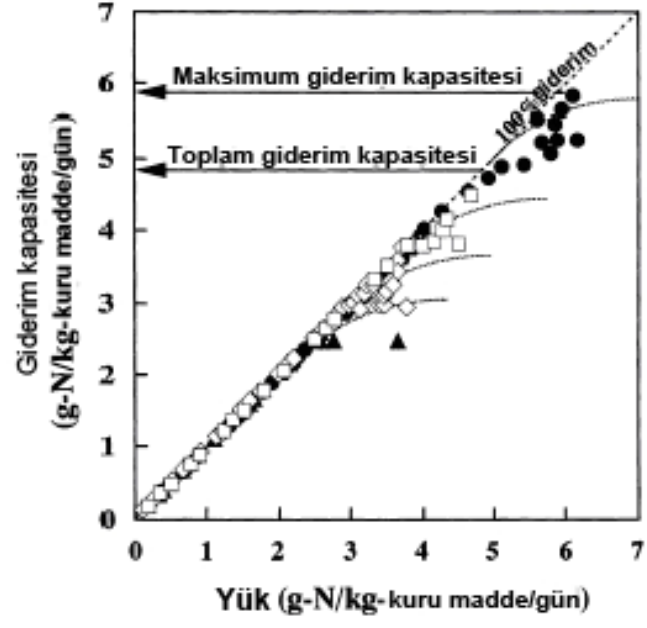
Biyofiltrelerde kullanılan dolgu maddesi tiplerinin arıtma verimi üzerindeki etkilerinin incelendiği bir diğer çalışmada (Kim ve diğ., 2000) organik yapıda (linyit ve taş yünü ile karışık pirinç kabuğu) ve inorganik yapıda (perlit ve seramik) dört farklı malzeme incelenmiştir. Dolgu malzemesi nitrit bakterileri ile aşılacaktır. Organik yapıdaki malzemelerden linyit (Şekil 3.5) ve taş yünü-pirinç kabuğu karışımı (Şekil 3.6) inorganik malzemelere göre çok daha yüksek giderme verimleri sağlamıştır. 300 ppm amonyak konsantrasyonlarına kadar giriş değerlerinin olduğu bu çalışmada her bir malzeme grubu için maksimum ve tam arıtma verimlerinin değişimi Şekil 3.7 'de verilmektedir.



Şekil 3.5: Dolgu Malzemesi Linyit olan Biyofiltrenin Sızıntı Suyunda İzlenen pH (Δ) ve  $\text{NH}_4^+$  (●),  $\text{NO}_2^-$  (▲) ve  $\text{NO}_3^-$  (○) Konsantrasyonlarındaki Değişim



Şekil 3.6: Dolgu Malzemesi Taş Yünü olan Biyofiltredeki Giriş (●), Çıkıştaki Amonyak Konsantrasyonu (○) ve Giderim Oranındaki (Δ) Değişim



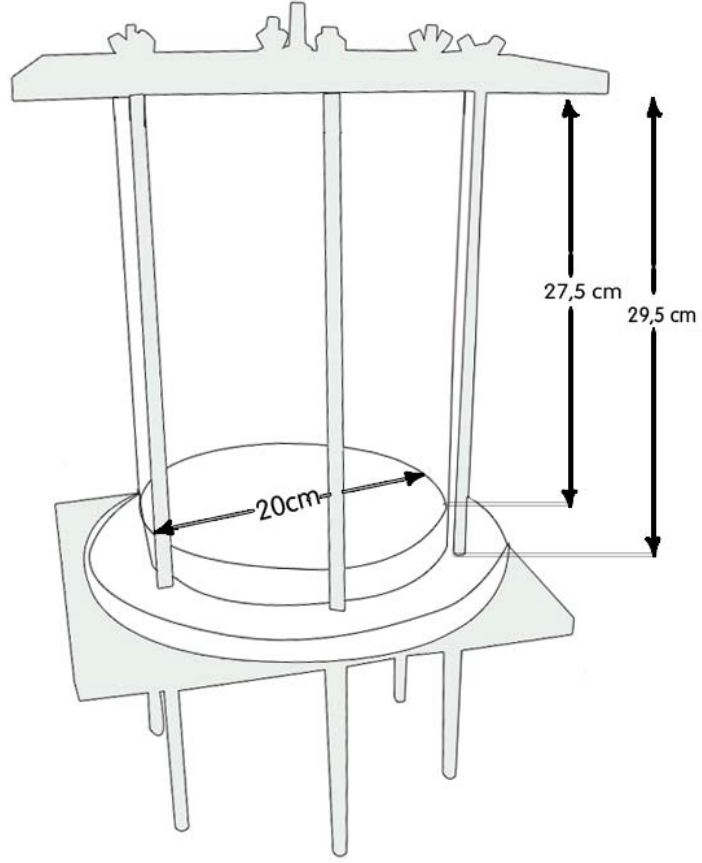
**Şekil 3.7:** Dört Farklı Dolgu Materyali için  $\square$ : Linyit  $\diamond$ : Taş yünü  $\bullet$ : Fuyolite  $\blacktriangle$ : Seramik ;Biyofiltrelerin Giderim Kapasitesi ve Amonyak Yüğü Arasındaki İlişki.

#### **4. DENEYSEL ÇALIŞMALAR**

Deneysel çalışmalar İTÜ Çevre Laboratuvarında 15.12.2006 ile 27.04.2007 tarihleri arasında sürdürülmüştür. Bu çalışmalar biyoreaktöre kesikli amonyak besleme koşullarının oluşturulması ve değişik giriş yüklemelerine karşılık sistemin amonyak giderme veriminin incelenmesi şeklinde yürütülmüştür. Biyoreaktörlerde azot türlerinin değişiminin araştırılması amacıyla farklı zamanlarda reaktörlerden alınan dolgu malzemesi üzerinde TKN-N, Organik N, NH<sub>3</sub>-N ve Nitrat-N analizleri yapılmıştır.

##### **4.1 Deney Reaktörü**

Deneyleerin yapılacağı biyofiltre reaktörü seri bağlı ardışık iki üniteden oluşturulmuştur. Her bir ünite çapı 20 cm ve yüksekliği 29.5 cm olan (hacim:9.3 Lt. faydalı hacim:8.5 Lt. h:27 cm) pleksiglas silindirden oluşmaktadır. Reaktörün tabanında ve üst kapağında hava ve sıvı faz giriş çıkışına uygun delikler bulunmaktadır. Reaktörün üst kapağı tabana vidalı bir düzenle bağlanmakta ve istenildiği zaman vidalar açılarak çıkarılabilmektedir. Üst kapak sızdırmazlık için özel bir conta kullanılmaktadır. Her bir ünitenin tabandan itibaren 2 cm yukarısında alüminyum malzemedden yapılmış bir elek levhası yer almaktadır. Bu elek levha hem dolgu malzemesine destek olmakta hem de reaktörün alt kısmında hava giriş ve kesit üzerinde homojen dağılma imkânı sağlamaktadır.



Şekil 4.1: Deney Reaktörü



**Şekil 4.2:** Boş ve Dolu Reaktör



**Şekil 4.3:** Seri Bağlı Reaktör Sistemi ve Besleme



Şekil 4.4: Reaktör Alt Yapısı (1)



Şekil 4.5. Reaktör Alt Yapısı (2)

## 4.2 Dolgu Malzemesi

Biyofiltre malzemesi olarak kompost ve ağaç talaşı karışımı kullanılmıştır. Kompost, İSTAÇ Kemberburgaz Kompost Tesisi'nden 2 mm elek altı malzeme olarak temin edilmiştir. Talaş ise kaba ağaç talaşı olarak marangozhanelerden sağlanmıştır. Karışım oranı için literatürde verilen oranlardan kompost-talaş için ağırlıkça %50-%50 oranından % 90-10 oranına kadar karışımlar yapılmış ve bu çalışma için optimum oranın %85 ve %15 olarak seçilmesi kararlaştırılmıştır. Malzemeler ve optimum karışım oranında yoğunluklar Tablo 4.1.'de verilmiştir.

**Tablo 4.1:** Kompostun Özellikleri

Parametre	Değer
pH	7.9
TOC,%	19.4
TKN,%	1.2
C/N	16.2
Pb,mg/kg	266.5
Cd,mg/kg	3.2
Cr,mg/kg	135.2
Cu,mg/kg	221.0
Ni,mg/kg	82.6
Zn,mg/kg	438.3
Hg,mg/kg	1.1

**Tablo 4.2:** Dolgu Malzemesi Özellikleri

Malzeme	Yoğunluk, kg/lt.	Nem, %	Uçucu Madde* %	pH**
Kompost	0.436	28.2	-	-
Talaş	0.041	2.0	-	-
%85 kompost+%15 Talaş	0.220	27.2	63	8.04

\*550 °C da yakma sonucu, \*\* 1 birim karışım+ 5 birim su

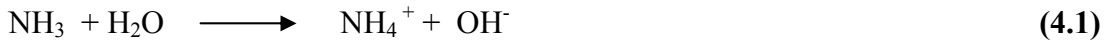
Her bir reaktöre karışımdan 1.9 kg herhangi bir şekilde sıkıştırmadan doldurulmuştur. Takiben üst kapak kapatılmış ve hava sızdırmalarına karşı ilave olarak silikonla korunmaya alınmıştır.

### 4.3 Amonyak Gazı Üretme Düzeni

Literatürde bu tür çalışmalar için azot gazı içinde %1–1.5 amonyak gazı karışımları kullanılmaktadır. İstanbul'da gaz dolum ve satışı yapan firmalardan bu özellikte bir karışım temin edilememiştir. Bu nedenle çeşitli pH'larda konsantre (%25'lik) amonyum hidroksit çözeltilerinin hava ile sıyırma (air striping) işlemi ile amonyak gazı temin edilmeye çalışılmıştır. Bu amaçla 500 ml'lik yıkama şişelerinde, belirli pH değerlerinde hazırlanan çözeltiler, basınçlı hava hattından debi kontrollü olarak sağlanan hava ile havalandırılmıştır. Hava debisinin belirlenmesinde hava gazı sayaçları ve gaz flowmetreleri kullanılmıştır.

#### 4.3.1 Amonyak Çözeltilerinde pH Hesabı

Amonyak zayıf bir bazdır. Suda



şeklinde  $\text{OH}^-$  iyonları oluşturur. Dengede ortamda bulunacak  $\text{OH}^-$  iyonları konsantrasyonu

$$[\text{OH}^-] = (k_b \cdot c)^{1/2} \quad (4.2)$$

ifadesinden elde edilir.

Burada:

$[\text{OH}^-]$  : ortamdaki hidroksil iyonları konsantrasyonu (mol/lit),

$k_b$  iyonizasyon sabiti;

$c$  çözeltideki amonyum molar konsantrasyonu göstermektedir.

$[\text{OH}^-]$  iyonu konsantrasyonundan;

$$\text{pOH} = -\log[\text{OH}^-] \quad (4.3)$$

$$\text{pH} = 14 - \text{pOH} \quad (4.4)$$

denklemleri yardımıyla çözeltinin pH'sını hesaplamak mümkün olmaktadır.

Deneylerde biyofiltre sistemine belirli yükte amonyak verilmesi amaçlanmaktadır. Bunun için 500 ml hacimde çözeltilerde istenen miktarlarda amonyak çözeltisi hazırlanmıştır. Hesaplamalarda laboratuvar saflığında (Merck 5422) konsantre amonyum hidroksit çözeltisi kullanılmıştır. Bu kimyasalın özellikleri:

Yoğunluk 0,91 gr/ml

Amonyak yüzdesi %25

1 ml konsantre çözeltide NH<sub>3</sub> miktarı 227,5 mg/ml

Yukarıdaki esaslar dâhilinde yapılan hesaplar Tablo 4.3.de verilmiştir.

**Tablo 4.3:** Deneylerde Kullanılacak Amonyak Çözeltilerinin Hazırlanması

C,mol/lit	C,mg/lit	Eklene n ml NH <sub>3</sub> /0,5 lit	0,5 lt Çözeltide NH <sub>3</sub> , mg	OH <sup>-</sup> , mol/lit	H <sup>+</sup>	1/H <sup>+</sup>	pH
0.00001	0.17	0.000	0.085	0.00001	7.45E-10	1.34E+09	9.13
0.00005	0.85	0.002	0.425	0.00003	3.33E-10	3.00E+09	9.48
0.0001	1.7	0.004	0.85	0.00004	2.36E-10	4.24E+09	9.63
0.0005	8.5	0.019	4.25	0.00009	1.05E-10	9.49E+09	9.98
0.001	17	0.0	8.5	0.00013	7.45E-11	1.34E+10	10.13
0.005	85	0.2	42.5	0.00030	3.33E-11	3.00E+10	10.48
0.01	170	0.4	85	0.00042	2.36E-11	4.24E+10	10.63
<b>0.02</b>	<b>340</b>	<b>0.7</b>	<b>170</b>	<b>0.00060</b>	<b>1.67E-11</b>	<b>6.00E+10</b>	<b>10.78</b>
0.0203	345.8	0.8	173	0.00061	1.65E-11	6.05E+10	10.78
0.03	510	1.1	255	0.00073	1.36E-11	7.35E+10	10.87
0.04	680	1.5	340	0.00085	1.18E-11	8.49E+10	10.93
0.05	850	1.9	425	0.00095	1.05E-11	9.49E+10	10.98
<b>0.056</b>	<b>955</b>	<b>2.1</b>	<b>478</b>	<b>0.00101</b>	<b>9.94E-12</b>	<b>1.01E+11</b>	<b>11.00</b>
0.06	1020	2.2	510	0.00104	9.62E-12	1.04E+11	11.02
0.07	1190	2.6	595	0.00112	8.91E-12	1.12E+11	11.05
0.08	1360	3.0	680	0.00120	8.33E-12	1.20E+11	11.08
0.09	1530	3.4	765	0.00127	7.86E-12	1.27E+11	11.10
0.1	1700	3.7	850	0.00134	7.45E-12	1.34E+11	11.13
<b>0.134</b>	<b>2275</b>	<b>5.0</b>	<b>1138</b>	<b>0.00155</b>	<b>6.44E-12</b>	<b>1.55E+11</b>	<b>11.19</b>
0.2	3400	7.5	1700	0.00190	5.27E-12	1.90E+11	11.28
0.3	5100	11.2	2550	0.00232	4.30E-12	2.32E+11	11.37
0.4	6800	14.9	3400	0.00268	3.73E-12	2.68E+11	11.43
0.5	8500	18.7	4250	0.00300	3.33E-12	3.00E+11	11.48
0.6	10200	22.4	5100	0.00329	3.04E-12	3.29E+11	11.52
0.7	11900	26.2	5950	0.00355	2.82E-12	3.55E+11	11.55
0.8	13600	29.9	6800	0.00379	2.64E-12	3.79E+11	11.58
0.9	15300	33.6	7650	0.00402	2.48E-12	4.02E+11	11.60
1	17000	37.4	8500	0.00424	2.36E-12	4.24E+11	11.63
1.5	25500	56.0	12750	0.00520	1.92E-12	5.20E+11	11.72
2	34000	74.7	17000	0.00600	1.67E-12	6.00E+11	11.78
2.5	42500	93.4	21250	0.00671	1.49E-12	6.71E+11	11.83
3	51000	112.1	25500	0.00735	1.36E-12	7.35E+11	11.87
3.5	59500	130.8	29750	0.00794	1.26E-12	7.94E+11	11.90
4	68000	149.5	34000	0.00849	1.18E-12	8.49E+11	11.93
4.5	76500	168.1	38250	0.00900	1.11E-12	9.00E+11	11.95
5	85000	186.8	42500	0.00949	1.05E-12	9.49E+11	11.98
6	102000	224.2	51000	0.01039	9.62E-13	1.04E+12	12.02
7	119000	261.5	59500	0.01122	8.91E-13	1.12E+12	12.05

Tablo 4.3.te verilen değerler yardımıyla pH 10.78; 11.00 ve 11.19 değerleri için çözeltiler hazırlanmıştır.

### 4.3.2 Gaz Fazında Amonyak Taşınımı

Amonyak çözeltilerinden gaz fazına geçebilecek kısmının hesaplanması Henry Kanunu'ndan yararlanılarak yapılmıştır.

Henry kanununun ifadesi

$$P_A = H \cdot X_A \quad (4.5)$$

olarak verilir. Burada;

$P_A$  amonyağın gaz fazındaki kısmi basıncı, atm veya mm Hg;

$X_A$  amonyağın çözeltideki molar konsantrasyonu, mol/lit;

H ise Henry kanununun sabitidir. Birimi 298 °K için atm/mol olarak verilir.

Amonyak için H sabiti 25 °C için 0.01695 atm/mol olarak verilmektedir

(<http://www.mpch-mainz.mpg.de/~sander/res/henry.html>).

Farklı sıcaklıklar için;

$$H_T = H_{298} \times \left[ H_{sol.}/R(1/T-1/298) \right] \quad (4.6)$$

denklemini kullanılmaktadır.

Burada;

$H_T$ : T sıcaklığı için Henry Kanunu sabiti

$H_{sol.}$ : Çözünme entalpisi, cal/mol

R: İdeal gaz sabiti, 1.987 cal/mol °

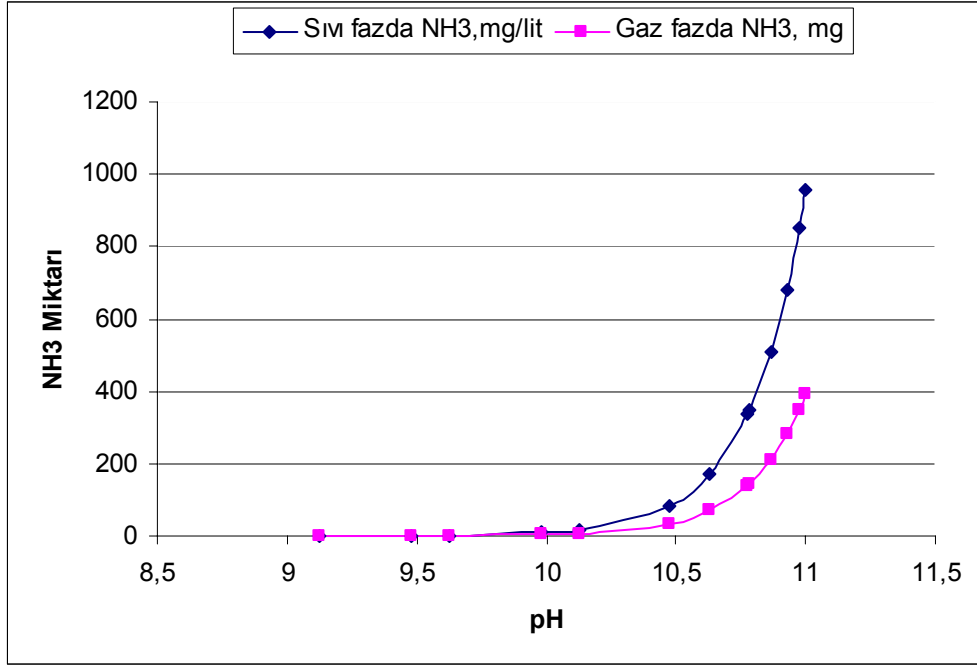
T: İstenen sıcaklık değeri, °K

Henry kanunundan yararlanılarak yukarıda hazırlanan amonyak çözeltilerinde gaz faza geçebilecek amonyak miktarları hesaplanmıştır (Tablo 4.4.).

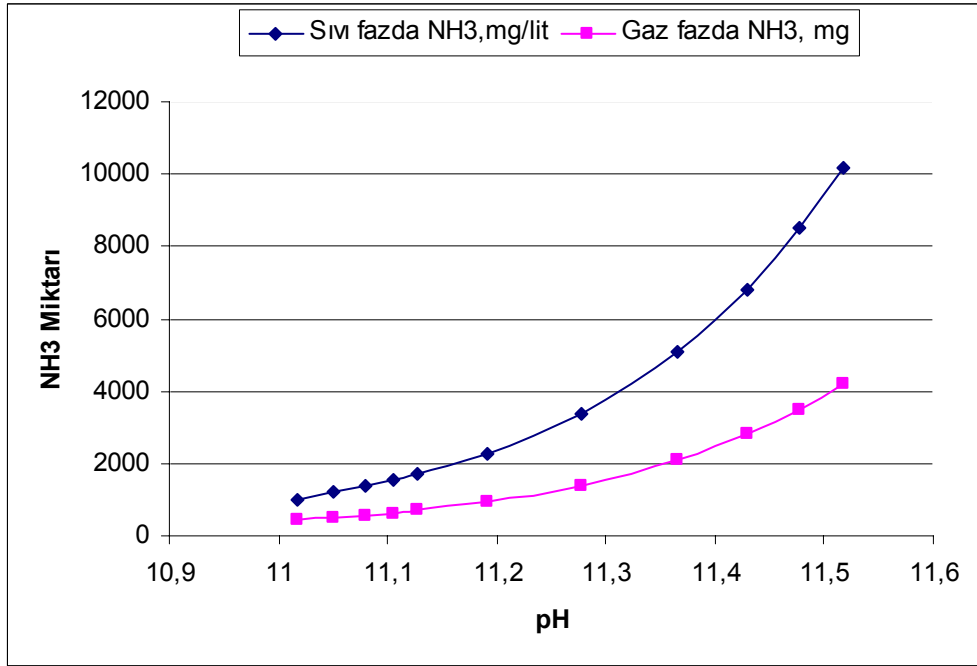
**Tablo 4.4:** Amonyak Çözeltilerinden Gaz Fazına Taşınan Amonyak Miktarları

C,mol/lit	pH	Pa,mm Hg	Hacim NH <sub>3</sub> /hacim hava	Gaz faz,ppm	0,5 lt için serbest NH <sub>3</sub> , mg
0.00001	9.13	0.0001	1.01E-07	0.1	0.03
0.00005	9.48	0.001	5.03E-07	0.5	0.2
0.0001	9.63	0.001	1.01E-06	1.0	0.3
0.0005	9.98	0.006	5.03E-06	5.0	1.7
0.001	10.13	0.013	1.01E-05	10.1	3.5
0.005	10.48	0.06	5.03E-05	50.3	17.5
0.01	10.63	0.13	0.000101	101	34.9
0.02	10.78	0.26	0.000201	201	69.9
0.0203	10.87	0.39	0.000302	302	105
0.03	10.93	0.52	0.000403	403	140
0.04	10.98	0.64	0.000503	503	175
0.05	11.02	0.77	0.000604	604	210
0.056	11.05	0.90	0.000705	705	245
0.06	11.08	1.03	0.000805	806	279
0.07	11.10	1.16	0.000906	906	314
0.08	11.13	1.29	0.001007	1007	349
0.09	11.28	2.58	0.002014	2014	699
0.1	11.37	3.86	0.003021	3021	1048
0.13	11.43	5.15	0.004027	4028	1397
0.2	11.48	6.44	0.005034	5034	1747
0.3	11.52	7.73	0.006041	6041	2096
0.4	11.55	9.02	0.007048	7048	2445
0.5	11.58	10.31	0.008055	8055	2795
0.6	11.60	11.59	0.009062	9062	3144
0.7	11.63	12.88	0.010069	10069	3493
0.8	11.72	19.32	0.015103	15103	5240
0.9	11.78	25.76	0.020137	20137	6986
1	11.83	32.21	0.025172	25172	8733
1.5	11.87	38.65	0.030206	30206	10480
2	11.90	45.09	0.03524	35240	12226
2.5	11.93	51.53	0.040275	40275	13973
3	11.95	57.97	0.045309	45309	15719
3.5	11.98	64.41	0.050343	50343	17466
4	12.02	77.29	0.060412	60412	20959
4.5	12.05	90.17	0.070481	70481	24453
5	10.78	0.26	0.000205	205	71
6	11.00	0.72	0.000566	566	196
7	11.19	1.72	0.001347	1347	467

Tablo 4.4.den pH 10.78 ; 11.00 ve 11.19 için karşılık gelen değerler 69.9 ; 196.3 ve 467.5 mg olarak bulunur (Şekil 4.6 ve 4.7).



Şekil 4.6: Teorik Olarak pH=9–11 Arası Sıvı Çözeltiden Amonyak Sıyırma Sonuçları



Şekil 4.7: Teorik Olarak pH>11 Sıvı Çözeltiden Amonyak Sıyırma Sonuçları

### 4.3.3 Deneysel Amonyak Sıyırma Çalışmaları

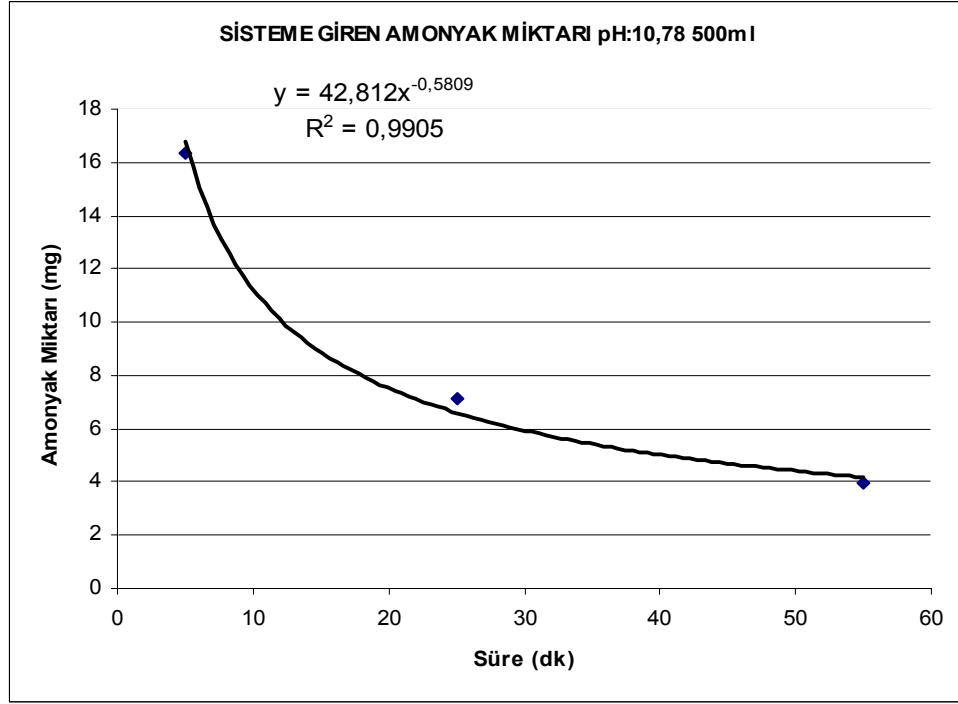
Hava ile sıyırma işlemi yıkama şişesi içindeki amonyak su karışımının yüzeyinin üzerinden ve sıvı içine dalmış vaziyette olmak üzere iki farklı şekilde gerçekleştirilmiştir. Yıkama şişesinden hava ile sıyrılan amonyak gazı ardışık poröz taşlı bir absorplama şişesi içinde tutulmaya çalışılmıştır. Absorplama şişelerine 100 ml 0.1 N Borik asit çözeltisi konulmuştur. Sıyırma işleminde gaz fazında amonyak taşınımını belirlemek için 1–2 saatlik süre zarfında 10'ar dakikalık aralıklarda absorplama gerçekleştirilmiştir. Sıyırma havası debisi 9.5–10.5 lit/dak aralığında kalacak şekilde çalışılmıştır.

Absorplama şişelerinde tutulan amonyak, karışık indikatör eşliğinde 0.02 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi ile titre edilmiştir(Standards Methods, 1998).

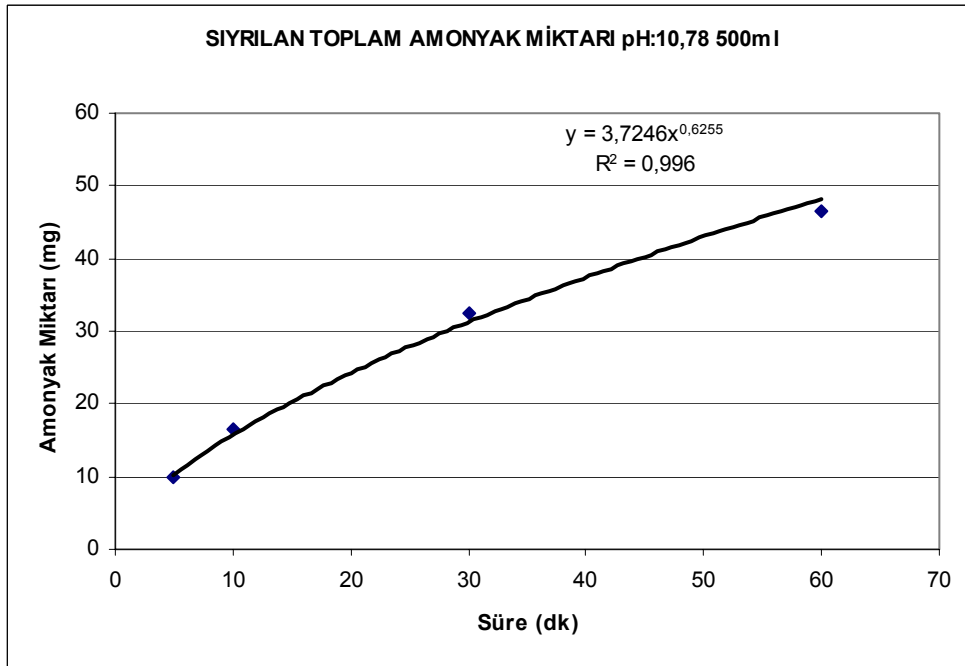
**Absorbe edilen amonyak, mg/L**=(Numune için sarfiyat-şahit için sarfiyat, ml) x 0,02N x 17000/Titrasyon için kullanılan abs. çözeltisi, ml. **(4.7)**

Sıyırma deneyleri pH= 10.78 , pH= 11 ve pH= 11.19'da 500 ml amonyak çözeltileri için yapılmış ve Şekil 4.8, Şekil4.9, Şekil 4.10, Şekil 4.11, Şekil 4.12 ve Şekil 4.13 'de verilmiştir.

Elde edilen bilgilerden zamana karşı sıyrılan amonyak miktarları için uygun denklemler elde edilmiştir.



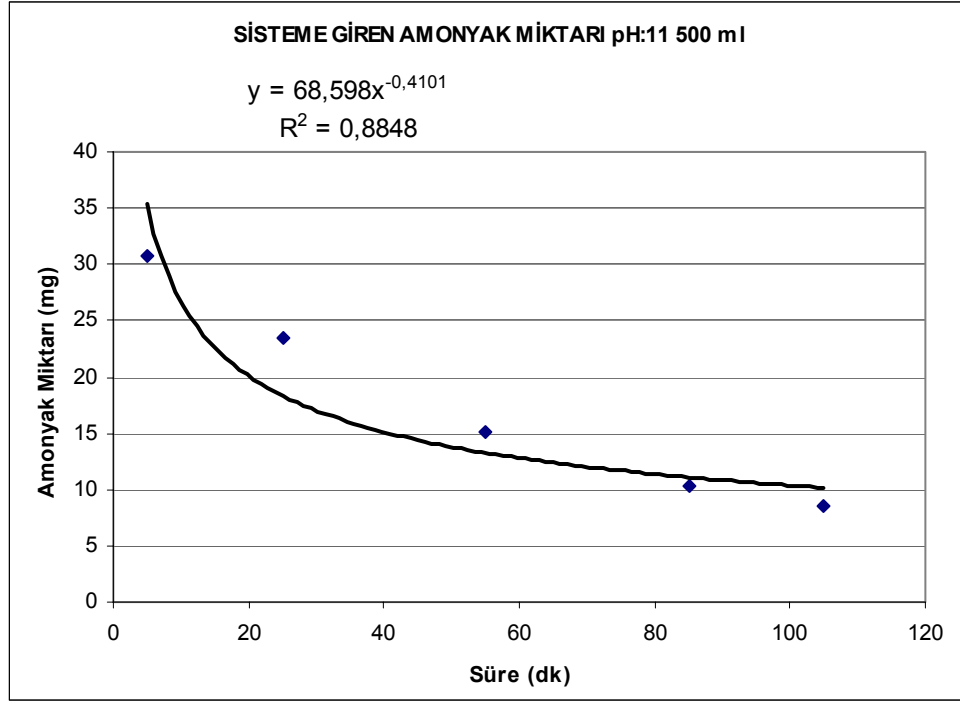
**Şekil 4.8:** pH= 10.78 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyırma Çalışması Sonuçları



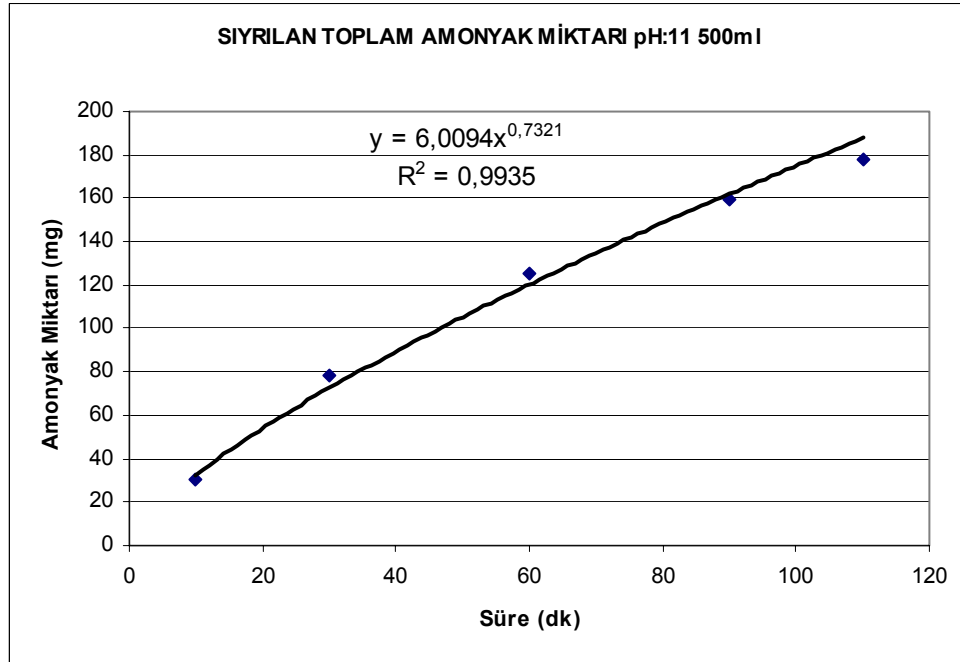
**Şekil 4.9:** pH= 10.78 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyırılan Toplam Amonyak

Süre(dak)- sıyırılan amonyak miktarı(mg)  $y = 42.81 x^{-0,5809}$   $R^2 = 0.9905$  (4.8)

Süre(dak)- sıyırılan amonyak miktarı(mg/Lit)  $y = 3.7246 x^{0,6255}$   $R^2=0.996$  (4.9)



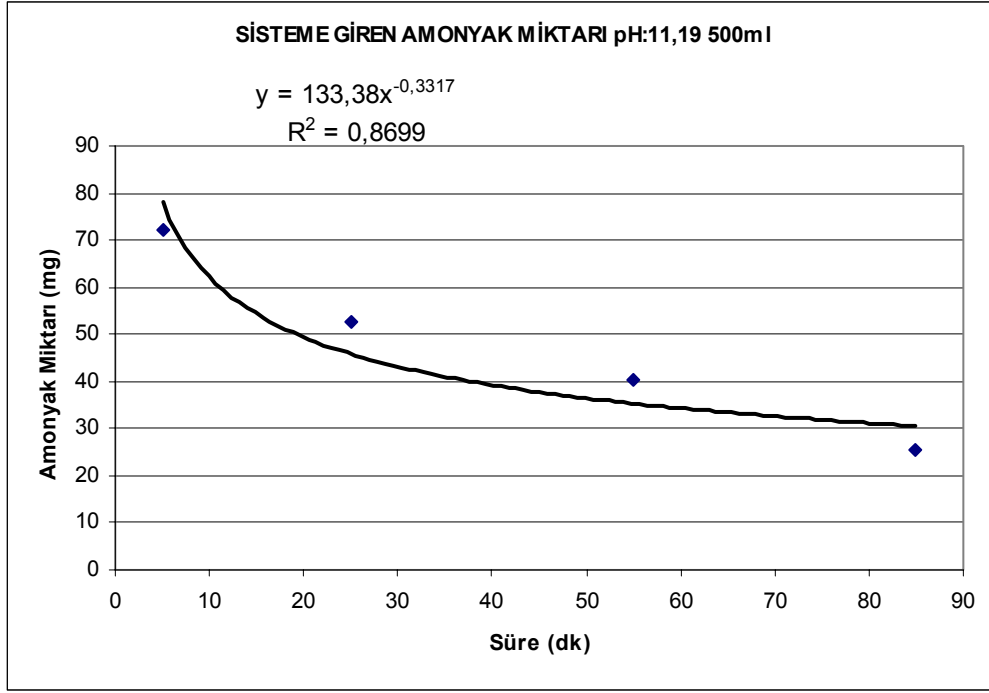
**Şekil 4.10:** pH= 11 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyırma Çalışması Sonuçları



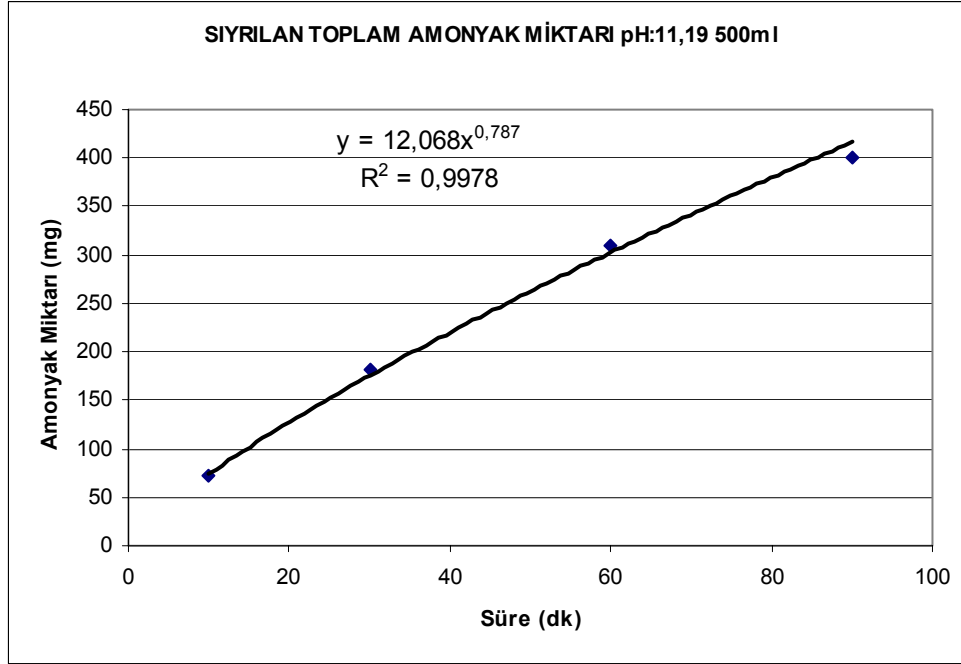
**Şekil 4.11:** pH= 11 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyrılan Toplam Amonyak

Süre(dak)- sıyrılan amonyak miktarı(mg)  $y = 68.598 x^{-0,4101}$   $R^2 = 0.8848$  (4.10)

Süre(dak)- sıyrılan amonyak miktarı(mg/Lit)  $y = 6.0094 x^{0,7321}$   $R^2 = 0.9935$  (4.11)



**Şekil 4.12:** pH= 11.19 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyırma Çalışması Sonuçları



**Şekil 4.13:** pH= 11.19 için 500 ml Amonyak Çözeltisinden Sıyrılan Toplam Amonyak

Süre(dak)- sıyrılan amonyak miktarı(mg)  $y = 133.38 x^{-0,3317}$   $R^2 = 0.8699$  (4.12)

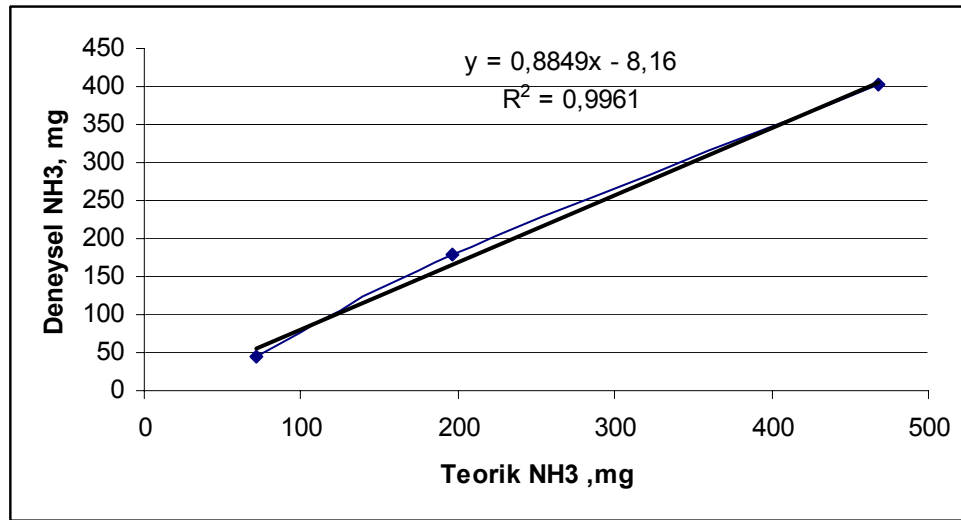
Süre(dak)- sıyrılan amonyak miktarı(mg/Lit)  $y = 12.068 x^{0,787}$   $R^2 = 0.9978$  (4.13)

Çalışma sonuçlarına göre amonyak beslemesi bir maksimum konsantrasyondan başlayarak sürekli düşmekte ve belirli bir süre sonra da sıfır değerine inmektedir. Dolayısı ile konsantrasyon zaman içinde değişmektedir. Besleme süresi olarak sıyırma başlangıcı ile sıyırma şişesi içindeki sıvı fazda amonyağın bitmesine kadar geçen süre alınmıştır. Hesaplamalarda besleme konsantrasyonu için de besleme süresi içinde sıyrılan amonyak miktarının toplam sıyırma havası debisine bölünmesi ile elde edilen ortalama değer alınması yaklaşımı benimsenmiştir.

Elde edilen amonyak değerleri Tablo 4.4.de verilen değerlerle mukayese edilmiştir (Tablo 4.5 ve Şekil 4.14).

**Tablo 4.5:** Teorik ve Deneysel Amonyak Sıyırma Sonuçları

Teorik NH <sub>3</sub> miktarı, mg	Deneyde bulunan NH <sub>3</sub> miktarı, mg
69.9	46
196.34	178.34
467.47	401.5



**Şekil 4.14:** Teorik ve Deneysel Amonyak Sıyırma Sonuçları

Çalışma sonuçlarına göre teorik ve deneysel sonuçlar arasındaki ilişki:

$$\text{Teorik NH}_3, \text{ mg} = 0.8849 (\text{Deneysel NH}_3, \text{ mg}) - 8.16 \quad R^2 = 0.9961 \quad (4.14)$$

olarak elde edilmiştir.

Denklemden de görüldüğü gibi deneysel sonuçlar teorik sonuçların yaklaşık %99'luk kısmına karşılık gelmektedir. Bu oran kabul edilebilir bir orandır.

#### 4.4 Amonyak Besleme Çalışmaları Sonuçları

Biyofiltre sistemine doğrudan amonyak beslenmesi uygulamalarında yeterli verim sağlanamadığı için nitrifikasyon bakterileri ile aşılama yapılması kararı alınmış ve bu amaçla İSKİ Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden 13.12.2006 tarihinde temin edilen aktif çamurla aşılama yapılmıştır. Bu işlemde yapılan nem hesapları sonucunda her reaktöre 1'er litre karışım aktif çamur ilave edilmiştir.

Aktif çamur: AKM:7500 mg/lt UAKM:4204 mg/lt

İSKİ Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinden alınan aktif çamur duru fazında  $\text{NH}_4\text{-N}$  konsantrasyonu 0.1–0.7 mg/lit ve  $\text{NO}_3\text{-N}$ 'u ise 0.6 mg/lit olarak belirtilmiştir.

Aşılama işlemi sonucunda reaktörlerdeki nem hesaplanmış ve

1.Reaktör: %57

2.Reaktör: %60

olarak bulunmuştur.

15.12.2006 tarihinden itibaren amonyak beslemelerine başlanmış ve 27.04.2007 tarihlerine kadar sürdürülmüştür. Toplam 163 gün süren çalışmada bazı dönemler sistem arızası ve tatiller dolayısı ile besleme yapılmamış, bu dönemlerde sadece nem ve hava girişi sağlanmıştır. Besleme sayısı bazen günde 1 bazen de günde 2 defa yapılmış ve çalışma süresi içinde toplam 104 besleme yapılmıştır. Bulgular EK'te verilmiştir. Çalışmada bulunan değerler kararlı haller için Tablo 4.6.da verilmiştir.

**Tablo 4.6:** Amonyak Besleme Çalışması Verileri

Giriş $\text{NH}_3$ Kons.	Besleme sayısı	Debi	Besleme Süresi	Boş Yatak Bekletme Süresi	Giriş Amonyak Yüklemeleri	Giderme Verimi
mg/besleme		lit/dak	saat	sn	g $\text{NH}_3$ / m <sup>3</sup> .saat	%
70.98	14	10	2.5	102	2.01	96.9±0.92
163.4	10	10	7.05	102	1.37	99.0±0.85
423.94	9	10	5.6	102	4.48	99.8±0.22
1137.5	12	10	5.38	102	12.44	99.1±1.57
455	28	20	3	51	8.92	97.2±0.5
1137.5	11	20	3.5	51	19.12	96.7±1.10
455	8	30	2	34	13.38	96.8±1.52
1137.5	12	30	2.5	34	26.76	94.0±1.01

#### 4.5 Biyofiltre Dolgu Malzemesi Neminin Değişimi

Deneysel alışmalar suresinde dolgu malzemesi neminin % 50–60 aralığında kalması için aralıklarla nem ilavesi yapılmıştır. Bu amaçla ikişer haftalık aralıklarla 1 ve 2 no.lu biyofiltrelerin tartımları İT evre Mühendisliği Laboratuvarında mevcut  $\pm 5$  g hassasiyetindeki terazide alınmış, başlangıçta bilinen kuru madde miktarından hareketle mevcut nem ve eklenmesi gerekli nem miktarları hesapla bulunmuş ve reaktörlere eklenmesi yapılmıştır(Tablo 4.7).

#### 4.6 Azot Türlerinin Değişimi

Çalışmada belirli dönemlerde reaktörler açılarak içinden belirli miktarlarda dolgu malzemesi alınmıştır. Malzemeler reaktörlerde amonyak girişinden itibaren 27 cm ve 54 cm uzaklıklardan alınmıştır. Bu malzemelerde nem tayini yapılmıştır.

Biyofiltre malzemesi üzerinde amonyak giderimine bağlı olarak azot türlerinin değişiminin belirlenmesi için kuru madde bazında ekstraksiyon yapılmıştır. Bu amaçla yaklaşık 300 ml hacimli kavanozlarda katı/sıvı oranı 1/20 olacak şekilde 12.5 g kuru madde için 250 ml distile su ilavesi ile New Brunswick Scientific çalkalayıcıda 24 saat 100 devir/dak 'da çalkalanmıştır. Süre sonunda numunelerin st fazı 50 ml'lik plastik tüplere alınarak SED 5TX modelli santrifüjde 7000 devir/dak'da 15 dak santrifüje tabi tutulmuş ve st fazdan alınan numunelerde TKN-N ve NH<sub>3</sub>-N deneyleri yapılmıştır (Standard Methods, 1998).Aradaki farktan Organik-N türü bulunmuştur. Diğer taraftan santrifüjden elde edilen berrak faz 0.45 m çaplı membran filtreden szlmş ve szntde Dionex marka İyon Kromatograf cihazında NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ve NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -N analizleri yapılmıştır. Analiz sonuçları “mg/kg kuru madde” cinsinden hesaplanmıştır.

Azot türleri ile ilgili bulgular Reaktör 1 ve Reaktör 2 için Tablo 4.7 ve 4.8.de verilmiştir.

**Tablo 4.7: Deneysel Çalışma Sonuçları R1**

Süre gün	R1,mg/kg kuru madde						
	Nem	pH	Nitrit	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	Nitrat
0	27.2	8.04	47	475	251	223	479
46	44	7.46	34	644	476	168	20199
66	42	7.53	0	868	756	112	31432
97	41	7.5	0	559	364	196	15052
139	40	7.72	2037	1456	1299	157	12092

**Tablo 4.8: Deneysel Çalışma Sonuçları R2**

Süre gün	R2,mg/kg kuru madde						
	Nem	pH	Nitrit	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	Nitrat
0	27.2	8.04	47	475	251	223	479
46	52	7.82	22	504	406	98	11628
66	52	7.6	0	419	363	56	28654
97	51	7.75	101	503	392	112	16965
139	47	7.74	24	657	419	238	20075

## 4.7 Deneysel Çalışma Sonuçlarının Değerlendirilmesi

### 4.7.1 Parametreler Arası Korelasyonlar

Tablo 4.7 ve 4.8.den yararlanılarak R1 ve R2 reaktörlerinde ölçümü yapılan parametrelerin istatistiksel olarak birbirleri ile anlamlılıkları korelasyon katsayıları yardımıyla incelenmiştir(Tablo 4.9 ve 4.10).

**Tablo 4.9: Reaktörlerde Ölçülen Parametrelerin Korelasyonları R1**

	R1,mg/kg kuru madde						
	Nem	pH	Nitrit	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	Nitrat
Nem	1.0	-0.96	0.08	0.33	0.38	-0.69	0.81
pH		1.0	0.18	-0.06	-0.12	0.58	-0.81
Nitrit			1.0	0.92	0.89	-0.18	-0.20
TKN				1.0	1.0	-0.54	0.17
NH <sub>4</sub> -N					1.0	-0.61	0.25
Org.N						1.0	-0.90
Nitrat							1.0

**Tablo 4.10:** Reaktörlerde Ölçülen Parametrelerin Korelasyonları R2

		<b>R2,mg/kg kuru madde</b>						
		Nem	pH	Nitrit	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	Nitrat
Nem		1.0	-0.86	-0.12	0.05	0.89	-0.69	0.79
pH			1.0	0.29	0.02	-0.71	0.61	-0.99
Nitrit				1.0	0.06	-0.06	0.12	-0.34
TKN					1.0	0.49	0.68	0.01
NH <sub>4</sub> -N						1.0	-0.30	0.64
Org.N							1.0	-0.53
Nitrat								1.0

Tablo 4.9.daki sonuçlara göre R1’de nem ile pH, org. azot ve nitrat parametreleri arasında; pH ile org. azot ve nitrat arasında; nitrit ile TKN ve amonyum azotu arasında; TKN ile org. azot ve amonyum azotu arasında; amonyum azotu ile org. azot arasında ve org. azot ile nitrat arasında anlamlı (korelasyon katsayısı 0.54 ile 1.0 arasında) bir ilişkinin varlığı görülmektedir. Özellikle azot türleri arasındaki ilişkiler beklendiği gibi oldukça yüksektir. Ancak nem ile nitrit, TKN ve amonyum azotları ile pH parametresi ile nitrit, TKN ve amonyum azotu arasında anlamlı bir ilişkinin olmaması tam olarak anlaşılammıştır. Benzer ilişkiler R2 reaktöründe de bazı farklılıklarla birlikte izlenmektedir. Farklılıklara örnek olarak nem-NH<sub>4</sub>-N; pH-NH<sub>4</sub>-N; amonyum azotu ile nitrat arasında R1’e göre daha yüksek korelasyona rağmen bazı parametreler çiftlerinin korelasyonunun zayıfladığı ve nitrit ile diğer azot türleri arasında anlamlı bir ilişkinin mevcut olmayışı dikkat çekmektedir.

R1 ve R2 reaktörleri arasındaki korelasyon da ilginç sonuçlar verecektir(Tablo 4.11).

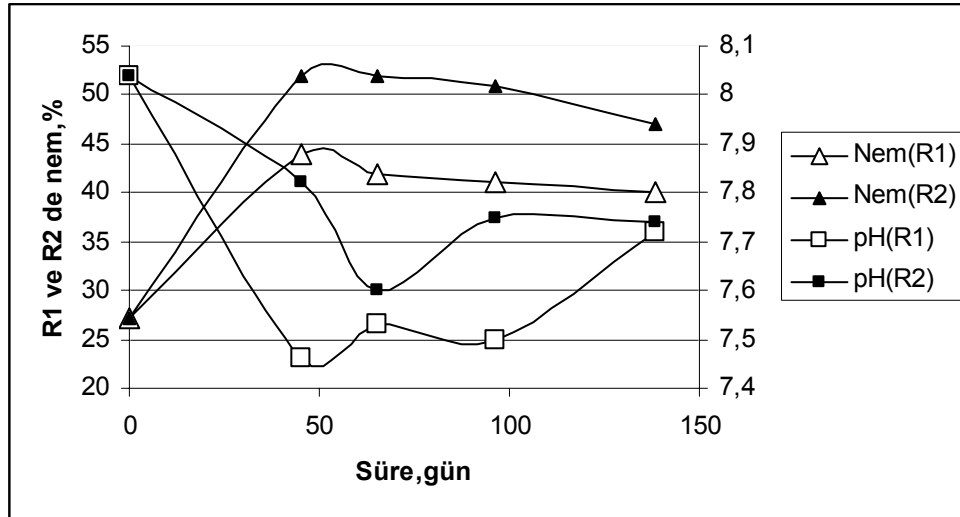
**Tablo 4.11:** R1 ile R2 Reaktörleri Arasındaki Korelasyonlar

		<b>R2</b>						
		Nem	pH	Nitrit	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	Nitrat
<b>R1</b>	Nem	0.99	-0.81	-0.18	0.11	0.91	-0.65	0.73
	pH	-0.97	0.76	0.02	0.11	-0.80	0.80	-0.66
	Nitrit	0.04	-0.15	-0.22	0.92	0.43	0.65	0.22
	TKN	0.30	-0.48	-0.45	0.75	0.56	0.35	0.55
	NH <sub>4</sub> -N	0.35	-0.54	-0.49	0.70	0.58	0.28	0.61
	Org.N	-0.70	0.89	0.70	0.09	-0.54	0.54	-0.90
	Nitrat	0.83	-0.89	-0.46	-0.36	0.55	-0.85	0.85

Tablo 4.11.den R1 reaktörüne ait parametreler ile R2 reaktörüne ait parametreler arasında nem-nem-pH -amonyum N-org. azot- nitrat ; pH-nem-amonyum azotu-nitrat; nitrit-TKN-org. azot ; TKN-TKN-amonyum azotu-nitrat ; amonyum azotu-pH-TKN-NH<sub>4</sub>-N-nitrat ; org. azot-nem-pH-nitrit-amonyak azotu-org. azot-nitrat ve nitrat-nem-pH-amonyak azotu-org. azot-nitrat parametreleri arasında kuvvetli ilişkilerin mevcudiyeti görülmektedir. Beklendiği gibi R1 ve R2 reaktörlerinde birbirini takiben yapılan besleme dolayısı ile parametreler birbirlerinden kuvvetle etkilenmektedirler.

#### 4.7.2 Reaktörlerde pH ve Nem Oranlarının Değerlendirilmesi

R1 ve R2 reaktörlerinde nem oranlarının çalışma süresince değişimi Şekil 4.15.de verilmiştir.



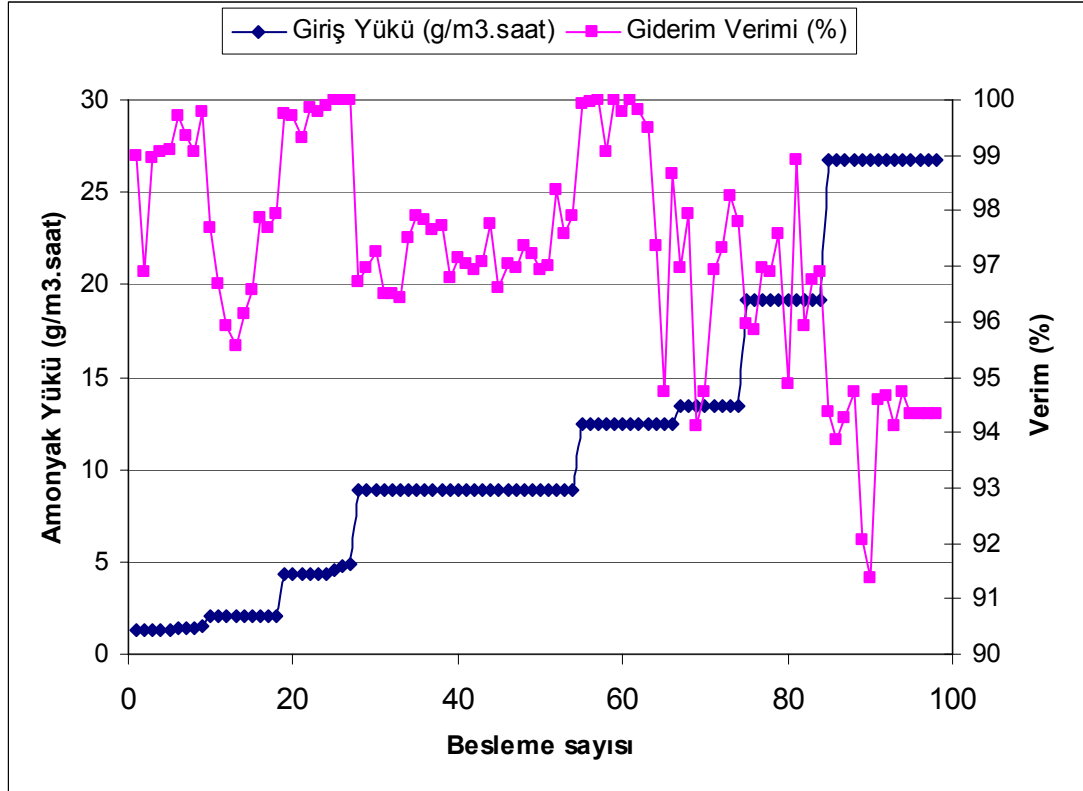
**Şekil 4.15:** R1 ve R2 'de Nem ile pH'nın Değişimi

Nem oranının R2 'de her zaman R1 'den yüksek olduğu görülmektedir. Bunda sıyırma işlemi ile günlük olarak amonyak ve nem beslemesinin önce R1'e yapılması etkili olmuştur. R1'e yeterli nem gönderilemediği durumlarda kuru hava akımı tarafından R1'in içerdiği nemin R2'ye taşınarak R1'e göre R2'nin nem oranının daha yüksek kalması sağlanmıştır.

Diğer taraftan pH değerlerine bakıldığında R2'nin daha yüksek olduğu görülmektedir. Bunda R1 ile R2 de gerçekleşen amonyak giderme reaksiyonlarının farklı olması neden olmuş olabilir. Bu konu ilerde amonyağın giderilmesine ilişkin reaksiyonlar paralelinde irdelenecektir.

### 4.7.3 Amonyak Yüklemeleri ve Giderme Verimi

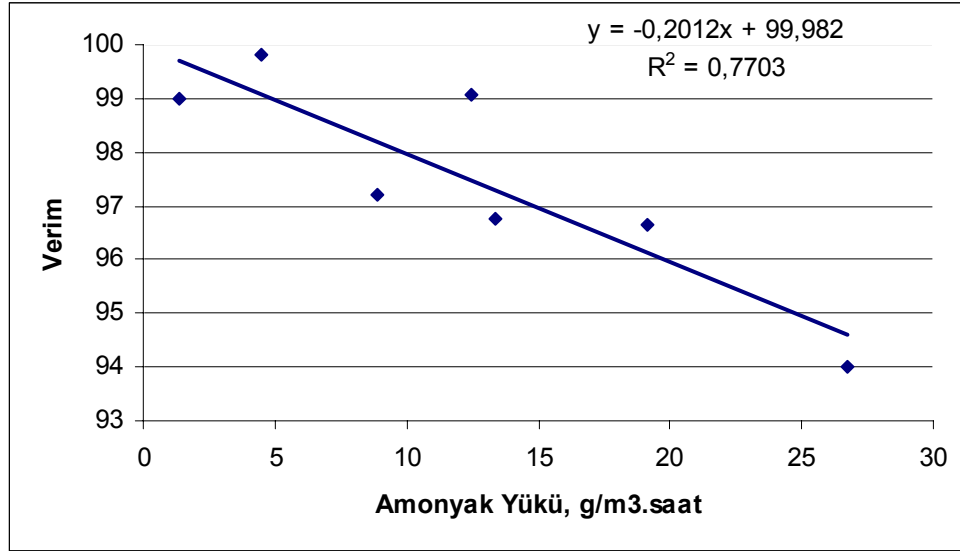
Çalışma boyunca elde edilen veriler (EK) birlikte kullanılarak giriş amonyak yüklemelerine karşılık seri bağlı iki adet reaktörden oluşan biyofiltrenin giderme verimlerinin değişimi Şekil 4.16.da verilmiştir.



Şekil 4.16: Çalışma Süresince Giriş Amonyak Yükleri ile Biyofiltre Veriminin Değişimi

Şekil 4.16.da giriş amonyak yüklerinin  $1.37 \text{ g NH}_3/\text{m}^3.\text{saat}$  –  $26.8 \text{ g NH}_3/\text{m}^3.\text{saat}$  aralığında değiştiği, buna karşılık amonyak giderme verimlerinin de % 100- % 95 arasında kalmaktadır. Bu verimler literatürde verilen değerler ile uyumludur (Chen ve diğ., 2005; Malhautier ve diğ., 2003; Kim ve diğ., 2007; Pagans ve diğ., 2005). Bu verim değerlerine iki reaktörün toplamı olarak yaklaşık 540 mm yatak yüksekliğinde ulaşılmaktadır. Benzer verimlere yaklaşık 500 mm'lik dolgu yüksekliğinde ulaşıldığı (Hong ve Park, 2005) rapor edilmektedir. Her amonyak yükü artırılmasına karşılık kısa bir süre verimde düşme görülmekte ancak 7–12 günlük periyotlarda kararlı duruma erişilmektedir. Özellikle maksimum değerlerde amonyak yüklemelerinde verimdeki düşme ve salınım genliklerindeki artışlar

belirginleşmektedir. Amonyak yükleri ile verim arasında matematik bir ifadenin elde edilmesi bu tür çalışmalarda yararlı olacaktır. Tablo 4.6.daki verilerden yararlanılarak belirli kararlı amonyak yükleri ile verim arasındaki ilişki Şekil 4.17.de verilmiştir.



**Şekil 4.17:** Farklı Amonyak Yüklemelerine Karşılık Giderme Veriminin Değişimi

Şekil 4.17. den de görüldüğü gibi amonyak yüklemeleri ile giderme verimi arasında anlamlı bir istatistiksel ilişki mevcuttur. Bu ilişkinin ifadesi;

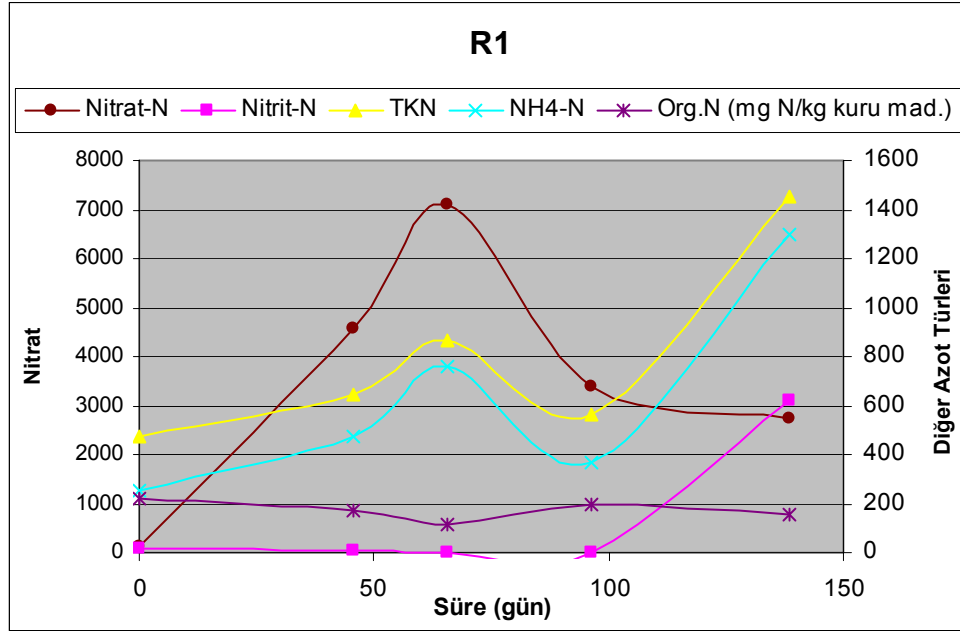
$$\text{Giderme verimi, \%} = -0.2012 (\text{Amonyak yükü, g/m}^3 \cdot \text{saat}) + 99.982 ;$$
$$R^2 = 0.7703 \quad (4.15)$$

şeklinde elde edilmektedir. İnhibisyon etkisinin oluşmadığı amonyak yükü aralıklarında bu ifade yararlı olarak kullanılabilir.

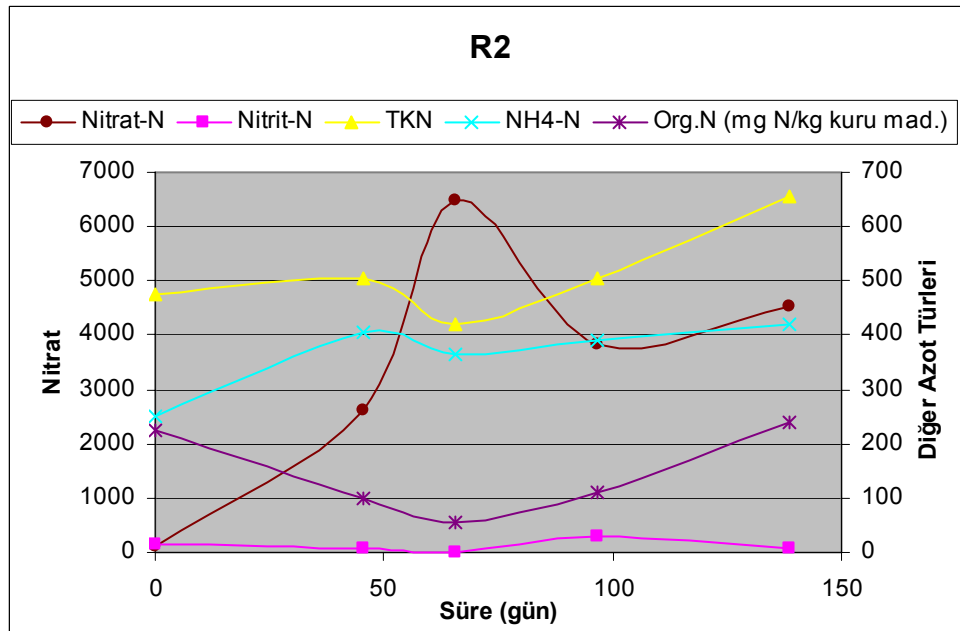
#### 4.7.4 Azot Türlerinin Değişimi

Biyofiltrelerde amonyak girdisine karşılık giderme genellikle nitrifikasyon şeklinde gerçekleşmektedir. pH, nem, amonyak yükü, mikrobiyal popülasyon, dolgu malzemesinin tamponlama kapasitesi gibi faktörler etkili olmaktadır. Bu etkenlere bağlı olarak amonyak gazının biyofiltrelerde amonyum azotu, organik azot, nitrit ve nitrat azotu formlarına dönüştüğü bilinmektedir (Chen ve diğ., 2005). Bu çalışmada farklı zamanlarda R1 ve R2'nin üst kısımlarından (girişten 27 ve 54 cm sonra) alınmış dolgu malzemesi yüzeyinde ekstraksiyon sonucu elde edilen eluatta yapılan

analiz sonuçları Tablo 4.7.de verilmişti. Bu tablodan yararlanarak azot türlerindeki değişim “mg N/kg kuru dolgu malzemesi” birimiyle R1 ve R2 biyofiltreleri için ayrı ayrı oluşturulmuş ve Şekil 4.18 –Şekil 4.19 da verilmiştir.



Şekil 4.18: Reaktör 1’de Azot Türlerinin Değişimi



Şekil 4.19: Reaktör 2’de Azot Türlerinin Değişimi

Çalışmanın 84. günü biyofiltrelerde aşırı amonyak girişinin etkisinin incelenmesi için 1000–3000 ppm aralığında kısa süreli bir besleme yapılmıştır. Bu şok yükleme

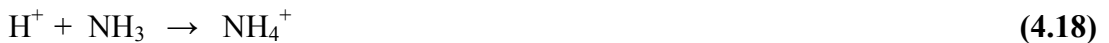
sonucunda biyofiltrelerde amonyak giderme verimi sıfıra inmiştir. Bu durumun anlaşılması ile sisteme amonyak beslemesi durdurulmuş, aşırı yüklemenin etkisinin giderilmesi için hava ve nem girişine devam edilmiş, periyodik olarak ikinci reaktör çıkışında amonyak ölçümleri ile sistemden amonyak sıyrılması izlenmeye alınmıştır. Yaklaşık 13 günlük havalandırma sonucunda 96. günde biyofiltrelerde artık amonyak çıkışı olmadığı belirlenmiş ve yeniden amonyak beslenmesine başlanmıştır. Bu durum dolayısı ile sistemin davranışında önemli bir değişiklik yaşanmıştır.

Şekil 4.18.de nitrat – TKN ve amonyum azotu türleri arasında benzer bir davranışın sergilendiği ancak organik azot türünün zıt bir değişim göstererek 65. gün civarında minimum değerine azaldığı görülmektedir. Şekil 4.19.da ise R2 de türler arasında farklı bir dağılım oluşmuştur. Özellikle 65. günde nitrat maksimumuna karşılık TKN dolayısı ile NH<sub>4</sub>-N'u ve organik azotta bir azalma eşlik etmektedir. Nitrit azotu ise genellikle sıfıra yakın seyretmekte 96. günden itibaren R1 de yükselme trendi sergilerken R2'de bir maksimumdan geçerek azalmaktadır. Özellikle R1 ve R2 reaktörlerindeki 84–96. güne kadar bu durum aşırı amonyak yüklemesinin etkisine bağlanabilir.

Diğer taraftan amonyağın biyofiltrelerde dönüşümünde nitrifikasyon önemli bir mekanizmadır. NH<sub>3</sub> toprakta, biyofiltrelerde ve su kütlelerinde ototrofik nitrifikasyon bakterileri tarafından doğal olarak dönüştürülür. Bu tür bakteriler gaz formundaki NH<sub>3</sub>'ı elektron verici olarak kullanırlar.



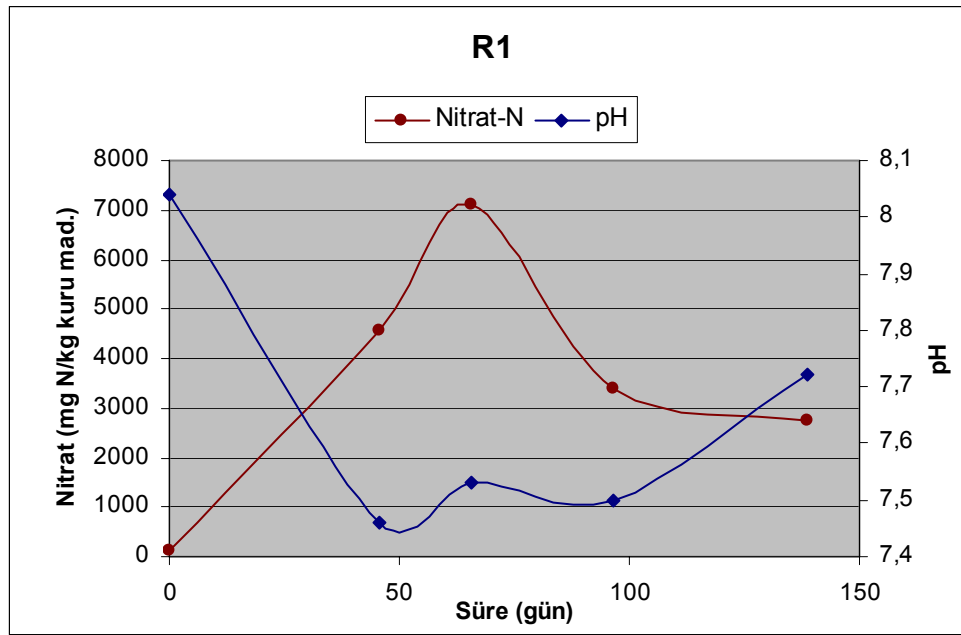
NH<sub>3</sub>'ın NO<sub>2</sub><sup>-</sup>'e oksidasyonu hidrojen iyonu oluşumuna neden olduğu için sistemde ilave NH<sub>3</sub>, asit –baz titrasyonu ile kimyasal olarak bağlanacaktır (Chen ve diğ., 2005).



4.19 ve 4.20 no.lu eşitliklerden 2 mol  $\text{NH}_3$  ilavesine karşılık 1 molünün  $\text{NO}_2^-$  veya  $\text{NO}_3^-$  'a dönüştüğü ve diğer molün ise net bir ürün veya parçalanma olmaksızın bir mol  $\text{H}^+$  ile birleştiğini (yani bu proseste pH değişimi olmamaktadır) göstermektedir. Şayet nitrifikasyon bu şekilde oluşan titrasyondan daha hızlı gelişirse pH'ın azalacağı aksi halde de artacağı görülmektedir (Joshi ve diğ., 2000).

Buna göre Şekil 4.18.de  $\text{NO}_3^-$  -N'unun artmasına karşılık  $\text{NH}_4^-$  -N'unun da yükseldiğini dolayısı ile R1'de nitrifikasyon ile  $\text{NH}_3$  titrasyonunun aynı oranda gerçekleştiği görülmektedir. R2 biyofiltresinde ise farklı olarak nitrifikasyonun baskın konumda olduğu amonyak titrasyonunun yeterli olmadığı anlaşılmaktadır.

Bu durumun tam olarak anlaşılabilmesi için nitrat ve pH'ın aynı grafikte gösterilmesi gerekmektedir. R1 biyofiltresi için Şekil 4.20 ve R2 biyofiltresi için de Şekil 4.21 de verilmiştir.

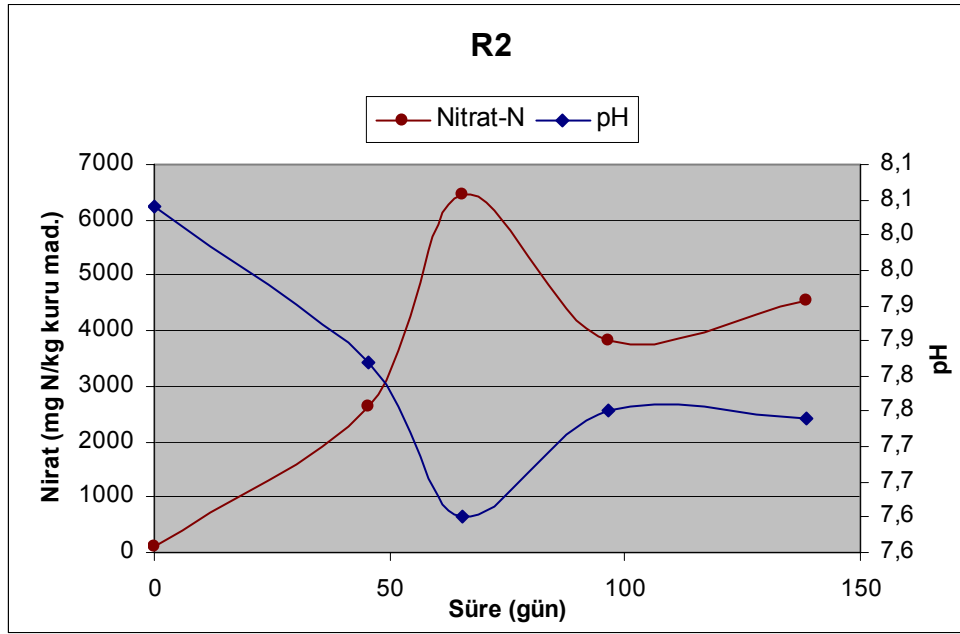


**Şekli 4.20:** R1'de pH ve Nitrat Azotu'nun Değişimi

R1 de nitrat azotu 65. güne kadar sürekli artarken, pH ise 45. güne kadar azalmakta ve 65. güne doğru artış göstermektedir. 65. günden sonra nitrat azotunun azalmasına rağmen pH artışını sürdürmektedir. Buna göre 45. güne kadar nitrifikasyon reaksiyonu hızı,  $\text{NH}_3$  titrasyonundan yüksek olduğu için pH azalmakta, 45–65. gün aralığında titrasyon hızı artmakta ve 65–96. gün aralığında her iki reaksiyon da

azalırken 96. günden sonra nitrat azotu denge konumuna karşılık titrasyon artışı nedeniyle pH yükselmektedir.

R2 biyofiltresinde değişim 65. güne kadar nitrifikasyon baskın, amonyak titrasyonu zayıf olacak şekilde gerçekleşmiş, 65. günden 96. güne kadar reaksiyonlar tersine dönmüş, 96. günden sonra ise nitrifikasyon yeniden öne çıkmıştır. Bu davranışların daha verimli bir şekilde anlaşılabilmesi için daha çok numune ile sürecin izlenmesi yararlı olacaktır.



Şekli 4.21: R2’de pH ve Nitrat Azotu’nun Değişimi

Uzun süreli işletme ile biyofiltre dolgu malzemesinde fazla  $\text{NO}_3$  birikimi, başta *Nitrosomonas europea* aktivitesini etkileyerek  $\text{NH}_3$  oksidasyonunu inhibe etmektedir (Smet ve diğ., 2000). Aslında serbest amonyak da nitrifikasyonu inhibe edebilir.

#### 4.7.5 Basınç Kayıpları

Biyofiltrelerde basınç kayıpları U manometre düzeni ile R1, R2 ve R1 + R2 kombinasyonu ve üç ayrı debi değeri için ayrı ayrı belirlenmiş ve Tablo 4.12.de verilmiştir.

**Tablo 4.12:** Biyofiltrede Basınç Kayıpları

Debi	R1			R2			R1+R2		
	mm H <sub>2</sub> O			mm H <sub>2</sub> O			mm H <sub>2</sub> O		
Süre (gün)	10 (lt/dak)	20 (lt/dak)	30 (lt/dak)	10 (lt/dak)	20 (lt/dak)	30 (lt/dak)	10 (lt/dak)	20 (lt/dak)	30 (lt/dak)
0	7	26.3	56.7	7.0	26.3	56.7	23.0	78.2	159.8
45	8.7			9.1			30		
109		29.4			31.2			86	
132			59.6			64.3			171

Ortalama basınç kayıpları literatürdeki değerlerle uyumludur (Nicolai ve Janni, 1998; Nicolai, 2002 ; Malhautier ve diğ., 2003 ; Armeen, 2006).

#### 4.7.6 Kütle Dengesi

Biyofiltrelerde amonyak gideriminde amonyağın türleri arasında kütle dengesi kurularak proses anlaşılmasına çalışılır. Bu çalışmada da azot türleri arasında kütle dengesi oluşturulmaya çalışılmıştır. Bunun için farklı amonyak azotu yüklemelerine karşılık aynı tarihlerde biyofiltre dolgu malzemesi üzerindeki biriken azot türlerinin(nitrat-N, nitrit -N, organik N ve amonyum-N) dikkate alınması gerekmektedir.

Çalışmamızda çeşitli amonyak yüklemeleri için sistemin kararlı olduğu durumlarda amonyak girişi-çıkışı ile sistem içindeki dönüşüm ürünlerinin kütle dengesi oluşturulmuştur(Tablo 4.11).

**Tablo 4.13:** Azot Türlerinin Dengesi

1	2	3 = 1-2	4	5	6	7	8=4+5+6+7	9 = 3-8	10 = 9/3
Giren NH <sub>3</sub> -N	Çıkan NH <sub>3</sub> -N	Tutulan NH <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Org.N	NO <sub>3</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	Top. N	Fark	Farkların oranı
mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	
16547	168	16380	539	-255	9926	-16	10194	6185	0.37
21044	296	20748	883	-394	18946	-41	19394	1353	0.06
32118	10643	21475	358	-195	9935	2	20293	1182	0.04
54787	11681	43107	1744	-76	9953	862	22676	20430	0.37

Tablo 4.11'in incelenmesinden giren amonyak azotunun % 4 ile %37'si arasında bir kısmına karşılık biyofiltre içindeki azot türlerinin kütle dengesinde eksiklik bulunduğu görülmektedir. Yani dikkate alınan türler bakımından eksik bir kütle dengesi söz konusudur. Bu konuda literatür incelemelerinde benzer durumlar araştırılmıştır (Martin ve diğ., 1995 ; Malhautier ve diğ., 2003 ; Joshi ve diğ., 2000 ; Chen ve diğ., 2005).

Chen ve diğ. (2005) ; Joshi ve diğ. (2000) ; Malhautier ve diğ. (2003) ve Armeen (2006) benzer bir kütle dengesi oluşturmuştur. Buna göre dolgu malzemesinde tutunmuş mikrobiyal grubun NH<sub>3</sub> giderme mekanizmasını iyi anlayabilmek için kütle dengesi ve bozunma ürünleri oranlarının incelenmesi gerekmektedir. Azot için kütle dengesi:

$$\Sigma(N-NH_3)_{gi.g} + \Sigma N_{gi.k} = \Sigma (N-NH_3)_{\phi.g} + \Sigma N_{\phi.k} \quad (4.21)$$

g: gaz ; k: katı ; gi: giriş ; ç: çıkış

$$\Sigma N_k = \Sigma(NH_4^+ -N)_k + \Sigma (NO_2^- -N)_k + \Sigma (NO_3^- -N)_k \quad (4.22)$$

*Kütle dengesindeki hatanın bulunması (Farkların oranı) :*

$$e(\%) = [ (\Sigma NH_{gi} - \Sigma N_{\phi}) / \Sigma N_{gi} ] * 100 \quad (4.23)$$

ifadelerinden elde edilebilir. Chen ve diğ. (2005) kompost biyofiltredeki kayıpların %32 mertebelerinde olduğunu göstermiştir. Benzer bir sonuç Joshi ve diğ. (2000)'nde verilmektedir. Bu çalışmada kayıpların biyofiltreyi terk eden NO ve N<sub>2</sub>O gazlarından kaynaklandığı belirtilmektedir. Deneysel olarak da bu gazların çıkış akımında mevcudiyeti gösterilmiştir. Bu durumda biyofiltrede oksijen yetersizliğine bağlı olarak denitrifikasyon prosesinin de zamanla etkili olabileceği kabul edilmektedir.

Literatürdeki verilerin ışığı altında bu çalışmadaki kütle açığının da NO ve N<sub>2</sub>O gazlarının emisyonuna bağlanabilir. Mertebeler literatürde karşılaşılan değerlerle benzerlik arz etmektedir (Martin ve diğ., 1995 ; Malhautier ve diğ., 2003 ; Joshi ve diğ., 2000 ; Chen ve diğ., 2005).

## 5. SONUÇLAR

Amonyak içeren atıkgazlar çeşitli endüstriyel proseslerin yanında atık arıtma prosesleri ve hayvan yetiştiriciliği faaliyetlerinde yalnız başlarına ya da diğer kirleticilerle birlikte oluşmakta ve havaya verilmektedir. Bu tür atıkgaz akımları yakın bölgede koku rahatsızlığına ve hava kirlenmesine neden olmaktadır. Günümüzde yasal düzenlemeler özellikle diğer sektörlerde olduğu gibi hayvan yetiştiriciliğinde amonyak içeren atık gazların arıtılması mecburiyetini öngörmektedir.

Bu çalışmada kompost malzemeli biyofiltrede amonyak içeren atık gazların kesikli ve değişken konsantrasyonlarda arıtılması incelenmiştir. Bu amaçla her biri 8.5 litre hacminde( 20 cm iççap ve 27 cm yükseklik) olan iki adet pleksiglas reaktör seri bağlanarak bir biyofiltre düzeni oluşturulmuştur. Konsantre amonyak çözeltisi kullanılarak biyofiltreye beslenecek amonyak gazı yıkama şişesinden hava ile sıyrılarak elde edilmiştir. Kompost malzemesi İSTAÇ Kemerburgaz Kompost tesisinden temin edilmiş gerekli porozite için ağaç yongaları/kompost oranı 20/80 olacak şekilde karıştırılmıştır.

Çalışmada hızla aklımasyonun sağlanması amacıyla İSKİ Paşaköy İleri Biyolojik Arıtma Tesisinden havalandırma havuzundan alınan çamurla aşılama yapılmıştır. 15.12.2006 tarihinde amonyak beslemesine başlanmış ve 27.04.2007 tarihine kadar aralıklarla toplam 134 gün sürdürülmüştür.

Çalışmada boş yatak bekletme süresi 34–102 saniye olarak değiştirilmiş, besleme havası debileri de bu sürelerle bağıntılı olarak 10–30 lit/dak seçilmiştir. pH değeri 8.04–7.45 aralığında değişmiştir. Amonyak beslemesinde giriş yüklerinin 1.37 g NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.saat – 26.8 g NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.saat aralığında değiştirilmiştir. Nem oranı %50–60 aralığında tutulmaya çalışılmış bu amaçla periyodik olarak su eklemesi yapılmıştır. Çalışma laboratuvar ortamında ve oda sıcaklığında sürdürülmüştür.

Aşılama dolayısı ile arıtmada aklımasyon dönemi kısa süreli olmuştur. Amonyak giderme verimlerinin de % 95–100 arasında kaldığı belirlenmiştir. Biyofiltrede

amonyak giderme verimleri yükleme arttıkça %92–95 aralığına kadar düşmektedir. Ancak genellikle %90 verimin üzerinde bir verim elde edilmiştir.

Biyofiltrede amonyağın gideriminde adsorpsiyon ve nitrifikasyon en temel mekanizmalar olarak bilinmektedir. Nitrifikasyon ürünleri nitrit, nitrat ve biyosentez sonucunda organik azot olarak verilmektedir. Diğer taraftan nitrifikasyon esnasında oluşan  $H^+$  katyonu dolayısı ile amonyum iyonu şeklinde sistemde tutulma da önemli mertebelerde gerçekleşmektedir. Bu çalışmada da belirli karalı hallere karşılık her iki reaktörün üst kısımlarından( amonyak girişinden itibaren 27. cm ve 54. cm) alınan dolgu malzemesi su ile ekstrakte edildikten sonra Laboratuarda TKN ve amonyak azotu ve iyon kromatografi cihazında da nitrat parametresi bakımından analize tabi tutulmuştur. Elde edilen sonuçlara göre biyofiltrelerde amonyak en fazla nitrat azotuna dönüştürülmektedir (%44).

pH değeri sistemde etkili olan giderim mekanizmalarının anlaşılmasında yararlı olmaktadır. Çalışma süresince pH nötr alanda kalmıştır. Bu nedenle pH etkisi ile herhangi bir inhibisyon etkisi görülmemiştir. Diğer taraftan nitrifikasyonda nitrat iyonu oluşumu ya amonyum titrasyonu dolayısı ile gerçekleştiği için pH değişmemekte, ya da nitrifikasyon titrasyona göre baskın durumda olduğunda pH azalmaktadır. Ancak nötr alan içinde kalınmıştır.

Çalışmada biyofiltrede azot türlerinin kütle dengesi kurulmuştur. Çeşitli kararlı hallerde %3–37 arasında kütle dengesinde açık bulunmuştur. Literatürde bu tür açıkların görüldüğü benzer çalışmalarda NO ve  $N_2O$  gibi gazların arıtılmış gaz akımı içinde emisyonlarının varlığı belirlenmiştir. Dolayısı ile azot türleri arasındaki açığın sorumlusu olarak deney hataları dışında kısmen denitrifikasyondan kaynaklanan gazlar olduğu belirtilmiştir.

Biyofiltreler düşük konsantrasyonda ancak büyük debilerdeki koku ve VOC içeren atıkgazların arıtılmasında gittikçe öne çıkmaktadırlar. Bunda düşük ilk tesis yatırımları yanında düşük işletme maliyetleri ve yüksek ve sürdürülebilir arıtma verimi ile avantaj oluşturmaktadır. Diğer taraftan biyofiltreler kesikli ve değişken konsantrasyonlarda atık yüklemelerine karşılık fevkalade hızlı uyum gösterebilmektedir. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde bu özellikleri dolayısı ile gözde teknoloji konumundadır. Ülkemizde de koku ve VOC emisyonlarının kontrolünde rahatlıkla uygulanabilir bir proses konumundadır. Yapılan çalışmada

amonyak içeren atıkgazların, yaklaşık 50 cm yüksekliğinde biyofiltrede oldukça yüksek verimlerde arıtılabildiği gösterilmiştir. neri olarak sistemin besleme ve arıtma çıkışlarında otomatik ölçüm sistemlerinin konumlandırılması izleme emniyeti ve kolaylığı bakımından tavsiye edilir.

## KAYNAKLAR

- Alp, K., Ateş Genceli, E. ve Orhon, D.**, 2002. İSKİ Tarafından İşletilen Biyolojik, İleri Biyolojik Ya Da Ön Arıtma Tesislerinde Koku Kontrolü Uygulamalarına Dönük Araştırmaların Yapılması Projesi- I. Ara Papor, *İTÜ Geliştirme Vakfı*, Temmuz 2002.
- Altunal, N.**, 2007. Kişisel görüşme, Beypiliç Canlı Üretim Müdürü.
- Armeen, A.**, 2006. Biofiltration for odour control in livestock facilities, *PhD Thesis*, University of Alberta.
- Bohn, Hinlich L.**, 1990. Control of VOC emissions from waste management Facilities, Comments, *J. Environ. Eng. (N.Y.)*, **116**, 1002-1004.
- Bohn, H. L.**, 1992. Consider biofiltration for decontaminating gases, *Chem. Eng. Prog.*, **88**, 34-40.
- Chen, Y. X., Yin, J., Wang, K. X. and Fang, S.**, 2004. Effects of Periods of Nonuse and Fluctuating Ammonia Concentration on Biofilter Performance, *Journal of Environmental Science and Health Part A—Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, **A39**, 2447–2463.
- Chen, Y. X., Yin, J. and Wang, K.X.**, 2005. Long-term operation of biofilters for biological removal of ammonia, *Chemosphere*, **58**, 1023–1030.
- Chung, Y. C., Huang, C. and Tseng, C. P.**, 1997. Biotreatment of ammonia from air by an immobilized *Arthrobacter oxydans* CH8 biofilter, *Biotechnol.Prog.*, **13**, 794-798.
- Davidova, Y. B., Schroeder, E. D. and Chang, D. P. Y.**, 1997. Biofiltration of Nitric Oxide, *Proceedings of the 90<sup>th</sup> Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association. Air and Waste Management Association*, Pittsburgh, PA.
- Devinny, J. S., Deshusses, M. A. and Webster T. S.**, 1999. Biofiltration for Air Pollution Control, *Lewis Publishers*, Boca Raton, FL (US).
- Hong, J.H. and Park, K.J.**, 2005. Compost biofiltration of ammonia gas from bin composting, *Bioresource Technology*, **96**, 741–745.
- EN13725:2003**, 2003. Air Quality Determination of Odor Concentration by Dynamic Olfactometry, *CEN*, [www.cenorm.be](http://www.cenorm.be), Brussels.

- Furusawa, N., Togashi, I., Hirai M., Shoda, M. and Kubota, H.**, 1984. Removal of Hydrogen Sulfide by a Biofilter with Fibrous Peat, *Journal of Fermentation Technology*, **62**, 589-594.
- Gostelov, P.**, 2001. Odor Measurements for Sewage Treatment Works, *Wat.Res.*, **35**, 579-597.
- Hartung, E., Jungblut, T. and Buscher, W.**, 1997. Reduction of Ammonia and Odor Emissions from a Piggery with Biofilters, *ASAE*, St. Joseph, MI, USA, **Paper No.974126**.
- Hill, D. T. and Barth, C. L.**, 1976. Quantitative prediction of odor intensity, *Trans, ASAE*, **19**, 939-944.
- Joshi, J.A., Hogan, J.A., Cowan, R.M., Strom, P.E. and Finstein, M.S.**, 2000. Biological removal of gaseous ammonia in biofilters: space travel and earth-based applications, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, **50**, 1647-1654.
- Kim, N. J., Hirai, M. and Shoda, M.**, 2000. Comparison of organic and inorganic packing materials in the removal of ammonia gas in Biofilters, *Journal of Hazardous Materials*, **B72\_2000**, 77-90.
- Kim, J. H., Rene, E. R. and Park, H. S.**, 2007. Performance of an immobilized cell biofilter for ammonia removal from contaminated air stream, *Chemosphere*, **68**, 274-280
- Leson, G. and Winer, A. M.**, 1991. Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emission, *J. Air Waste Management Assoc.*, **41**, 1045-1054.
- Lockyer, D. R., Pain, B. F. and Klarenbeek, J. V.**, 1989. Ammonia emissions from cattle, pig and poultry wastes applied to pasture, *Environmental Pollution*, **56**, 19-30.
- Louhelainen, K., Kangas, J., Veijanen, A. and Viilos, P.**, 2001. Effect of In Situ Composting on Reducing Offensive Odors and Volatile Organic Compounds in Swineries, *AIHAJ*, **62**, 159-167.
- Malhautier, L., Gracian, C., Roux, J.C., Fanlo, J.L. and Cloirec, P.L.**, 2003. Biological treatment process of air loaded with an ammonia and hydrogen sulfide mixture, *Chemosphere*, **50**, 145-153.
- Martin, G., Lemasle, M. and Taha, S.**, 1995. The control of gaseous nitrogen pollutant removal in a fixed peat bed reactor, *J. Biotechnol.*, **46**, 15-21.

- Nicolai, R. E. and Janni, K. A.**, 1997. Development of a low cost biofilter for swine production facilities, *ASAE International Meeting*, St. Joseph, Michigan, August 10-14, **Paper No.974040**.
- Nicolai, R. E. and Janni, K. A.**, 1998. Comparison of biofilter retention time, *ASAE*, St. Joseph, Michigan, **Paper No.984053**.
- Nicolai, R. E.**, 2002. Biofiltration of Livestock Facility Exhaust Air, *PhD Thesis*, University of Minnesota.
- Noren, O.**, 1985. Design and use of biofilters for livestock building, *Odour prevention and control of organic sludge and livestock farming, eds.*, 234-237, Nielson, V.C., Voorburg, J.H. and L'Hermite, P., Elsevier Applied Science Publishers, London, UK.
- Pagans, E., Font, X. and Sanchez, A.**, 2005. Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases, *Chemical Engineering Journal*, **113**, 105-110.
- Pearce, T.C.**, 1997. Computational parallels between the biological olfactory pathway and its analogue 'The Electronic Nose': Part I, *Biological olfaction. Biosystems*, **41**, 43-67.
- Pearson, C.C.**, 1990. A cost-effective biofilter for odour reduction in livestock buildings, *Fram Building Development Center*, Reading, U.K.
- Poth, M.**, 1986. Dinitrogen production from nitrite by a *Nitrosomonas europaea* isolate, *Appl. Environ. Microbiol.*, **52**, 957-959.
- Sander, R.**, 1999. Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry, Version 3, <http://www.mpch-mainz.mpg.de/~sander/res/henry.html>
- Scholtens, R., Klarenbeek, J. V. and Bruins. M. A.**, 1988. Control of Ammonia Emissions with Biofilter and Bioscrubbers, *Volatile Emissions from Livestock Farming and Sewage Operations.*, 196-208, Nielson, V.C., Voorburg, J.H. and L'Hermite, P., Elsevier Applied Science Pub, New York.
- Shah, S. B., Basden, T. J. and Bhumbla, D. K.**, 2003. Bench-Scale Biofilter for Removing Ammonia from Poultry House Exhaust, *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, **B38**, 89-101.

- Shahmansouri, M.R., Taghipour, H., Bina, B. and Movahedian, H., 2005.**  
Biological Removal of Ammonia from Contaminated Air Streams Using Biofiltration System, *Iranian J. Env. Health Sci. Eng.*, **Vol.2**, 17-25
- Shahmansouri, M.R., Taghipour, H., Bina, B. and Movahedian, H., 2007.**  
Operational parameters in biofiltration of ammonia-contaminated air streams using compost–pieces of hard plastics filter media, *Chemical Engineering Journal*, Article in pres, Elsevier.
- Shedd, C.K., 1953.** Resistance of grains and seeds to airflow, *Agricultural Engineering*, **34**, 616-619.
- Smet, E., Van Langenhove, H. and Maes, K., 2000.** Abatement of High Concentrated Ammonia Loaded Waste Gases in Compost Biofilters, *Water, Air, and Soil Pollution*, **119**, 177–190, Kluwer Academic Publishers.
- Stevens, S.S., 1960.** The Psychophysics of Sensory Function , *American Scientist*, **48**, 226-253.
- Sutton, A. L., Kephart, K. B., Patterson, J. A., Mumma, R., Kelly, D. T., Bogus, E., Jones, D. D. and Heber, A., 1996.** Manipulating Swine Diets to Reduce Ammonia and Odor Emissions, *Proc. Internet Conf. on Air Pollution. Midwest Plan Service*, Ames, IA. 445-452.
- VDI 2449 Blatt 2 Technische Regel, 1987.** Grundlagen zur Kennzeichnung vollständiger Meßverfahren; Begriffsbestimmungen, *Beuth Verlag*, Germany.
- VDI 3882 Blatt 1 Technische Regel, 1992.** Olfaktometrie; Bestimmung der Geruchsintensität, *Beuth Verlag*, Germany.
- Witter, E. and Lopez-Real, J., 1988.** *Biological Wastes*, **23**, 279-294.
- Wright, R., 1989.** Biofiltration in odour control, *Investigation of Air Pollution Standing Conference, Paper IAPSC 7/3*, London, England.
- Yücesan, E., 2007.** Kişisel görüşme, Erpiliç Canlı Üretim Müdürü.
- Zeisig, H. D., 1988.** Experiences with the use of Biofilters to Remove Odours from Piggeries and Hen Houses, *Volatile Emissions from Livestock Farming and Sewage Operations.*, 209-216, Nielson, V.C., Voorburg, J.H. and L’Hermite, P., Elsevier Applied Science Publishers, New York.

**Zhang, R. H., Day, D. L., Christianson, L. L. and Jepson, W. P., 1994.** A computer model for predicting ammonia release rates from swine manure pits , *Silsoe Research Institute* , UK.

**EK: Q:10,20 ve 30 lt/dak için Toplu Sonuçlar**

Tarih	Giriş Debisi lt/dk	Bekletme Süresi dk.	Giriş Amonyak Yükü g/m3.saat	Giriş Amonyak Yükü mg/kg kuru mad.saat	Giriş Amonyak Emisyonu mg/m3	Çıkış Amonyak Yükü g/m3.saat	Çıkış Amonyak Yükü mg/kg kuru mad.saat	Çıkış Amonyak Emisyonu mg/m3	Giderim Kapasitesi g/m3.saat	Verim %	Nem R1	Nem R2	Çalışma Ortamı Sıcaklığı °C
											%	%	
											Elle ilaveden evvel-sonra	Elle ilaveden evvel-sonra	
15.12.06	10	1.7	5.55	33.26	157.20	≈0	≈0	≈0	5.55	100	55	59	
15.12.06	10	1.7	2.84	17.01	80.38	≈0	≈0	≈0	2.84	100			
16.12.06	10	1.7	5.55	33.26	157.20	≈0	≈0	≈0	5.55	100			
16.12.06	10	1.7	2.84	17.01	80.38	≈0	≈0	≈0	2.84	100			
18.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.05	0.28	1.33	1.97	97.7			
19.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.07	0.40	1.89	1.95	96.7			
20.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.08	0.49	2.33	1.93	95.9			
21.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.09	0.53	2.53	1.92	95.6			
22.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.08	0.47	2.21	1.93	96.1			
24.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.07	0.41	1.96	1.94	96.6			
26.12.06	10	1.7	1.88	11.27	53.27	0.06	0.36	1.71	1.82	96.8			
27.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.04	0.26	1.21	1.97	97.9			
28.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.05	0.28	1.32	1.97	97.7	47-55	52-58	
29.12.06	10	1.7	2.01	12.07	57.03	0.04	0.25	1.17	1.97	97.9			
30.12.06													
04.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.20	1.17	5.55	1.13	85.2			
04.01.07	10	1.7	1.45	8.69	41.10	0.01	0.08	0.39	1.44	99.1	48-55	52-57	
05.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.01	0.08	0.38	1.31	99.0			
5-7.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.04	0.25	1.16	1.28	96.9			
08.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.01	0.08	0.40	1.31	98.9			
08.01.07	10	1.7	1.41	8.44	39.88	≈0	0.02	0.12	1.40	99.7			
09.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.01	0.07	0.35	1.31	99.1			
09.01.07	10	1.7	1.42	8.52	40.27	0.01	0.05	0.26	1.41	99.4			
10.01.07	10	1.7	1.32	7.92	37.42	0.01	0.07	0.34	1.31	99.1			15.5
10.01.07	10	1.7	1.50	8.98	42.45	≈0	0.02	0.08	1.50	99.8			
11.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.01	0.07	0.33	4.34	99.7			16

11.01.07	10	1.7	4.60	27.58	130.38	≈0	≈0	≈0	4.60	100			
12.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.01	0.08	0.37	4.34	99.7			15.5
12.01.07	10	1.7	4.73	28.37	134.11	≈0	≈0	≈0	4.73	100			
14.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.03	0.18	0.86	4.32	99.3			16
14.01.07	10	1.7	4.89	29.28	138.41	≈0	≈0	≈0	4.89	100			
15.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.01	0.04	0.18	4.35	99.9			15
16.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.01	0.06	0.29	4.34	99.8			15.5
17.01.07	10	1.7	4.35	26.09	123.31	0.01	0.03	0.15	4.35	99.9	40–55	50–56	17
18.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.01	0.05	0.25	12.43	99.9			16
19.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.01	0.04	0.17	12.43	100			16
19.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	≈0	≈0	≈0	12.44	100			
23.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.12	0.71	3.35	12.32	99.0			16.5
23.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	≈0	≈0	≈0	12.44	100			
24.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.03	0.16	0.75	12.41	99.8			16.5
24.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	≈0	≈0	≈0	12.44	100			
25.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.02	0.15	0.69	12.41	99.8			17.5
25.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.06	0.37	1.75	12.38	99.5			
26.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.33	1.97	9.33	12.11	97.4			18
27.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.65	3.92	18.51	11.78	94.7			17
27.01.07	10	1.7	12.44	74.55	352.39	0.17	1.00	4.74	12.27	98.7			
29.01.07											42–58	51–57	
06.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.29	1.75	4.14	8.63	96.7			14.8
06.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.27	1.62	3.84	8.65	97.0			
08.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.24	1.46	3.46	8.68	97.3			17.0
08.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.31	1.88	4.44	8.61	96.5			
09.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.31	1.88	4.44	8.61	96.5			
11.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.32	1.92	4.53	8.60	96.4	40–56	50–56	17.0
12.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.22	1.33	3.13	8.70	97.5			17.0
13.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.19	1.12	2.64	8.73	97.9			17.0
14.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.19	1.16	2.74	8.73	97.8			17.3
15.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.21	1.26	2.98	8.71	97.6			16.7
16.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.20	1.22	2.88	8.72	97.7			16.9
18.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.29	1.72	4.06	8.63	96.8	44–56	52–56	16.0
19.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.25	1.52	3.59	8.67	97.2			14.0

20.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.26	1.58	3.73	8.66	97.0			14.8
21.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.27	1.64	3.87	8.65	96.9			15.3
22.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.26	1.56	3.68	8.66	97.1			15.0
25.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.20	1.20	2.83	8.72	97.8			15.0
26.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.30	1.82	4.30	8.62	96.6			13.2
27.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.26	1.59	3.75	8.66	97.0			15.5
28.02.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.27	1.63	3.85	8.65	97.0			14.2
01.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.24	1.42	3.35	8.68	97.3	42-56	52-56	14.8
02.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.25	1.48	3.49	8.67	97.2			15.9
04.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.27	1.64	3.87	8.65	96.9			
05.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.27	1.60	3.78	8.65	97.0			17.3
06.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.15	0.87	2.06	8.78	98.4			16.0
07.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.22	1.29	3.05	8.71	97.6			16.4
08.03.07	20	0.85	8.92	53.48	126.39	0.19	1.13	2.66	8.73	97.9	42-54	51-55	15
15.03.07											39-56	48-56	16
21.03.07											41-56	51-56	16.5
26.03.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.77	4.62	10.93	18.35	96.0			17.5
27.03.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.80	4.78	11.29	18.32	95.8			17.3
28.03.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.58	3.49	8.26	18.53	97.0			16.6
29.03.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.59	3.56	8.42	18.52	96.9			17.4
29.03.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.46	2.77	6.56	18.65	97.6	44-56	51-56	17
02.04.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.98	5.87	13.87	18.14	94.9			17.8
02.04.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.21	1.26	2.98	18.91	98.9			18
03.04.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.78	4.68	11.05	18.34	95.9			17.9
04.04.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.62	3.73	8.82	18.49	96.7			17.8
05.04.07	20	0.85	19.12	114.60	270.83	0.60	3.58	8.45	18.52	96.9	42-58	51-57	19
06.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.41	2.43	3.83	12.98	97.0			18.1
06.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.27	1.64	2.59	13.11	97.9			18.7
09.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.79	4.71	7.42	12.60	94.1			18
10.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.71	4.23	6.66	12.68	94.7			18.7
11.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.41	2.47	3.90	12.97	96.9			18.8
12.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.36	2.16	3.40	13.02	97.3			19
12.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.23	1.40	2.21	13.15	98.3	41-56	50-56	18.8
13.04.07	30	0.57	13.38	80.22	126.39	0.30	1.77	2.79	13.09	97.8			18.3

16.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.50	9.02	14.20	25.26	94.4			18.3
17.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.64	9.83	15.49	25.12	93.9			17.3
18.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.54	9.23	14.54	25.23	94.2			
18.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.41	8.46	13.33	25.35	94.7			17.3
19.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	2.13	12.77	20.11	24.64	92.0			17
20.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	2.31	13.85	21.82	24.45	91.4			
23.04.07											29-56	39-56	16.3
25.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.45	8.68	13.68	25.32	94.6			
25.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.43	8.58	13.52	25.33	94.7			16
26.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.57	9.44	14.87	25.19	94.1			16
26.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.41	8.47	13.34	25.35	94.7			16.1
27.04.07	30	0.57	26.76	160.44	252.78	1.52	9.11	14.36	25.24	94.3			16

## ÖZGEÇMİŞ

19.11.1977'de İstanbul'da doğdu.1996 yılında İstanbul Özel Alman Lisesi'nden mezun oldu.2001 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümünden mezun oldu. 2003 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde yüksek lisans eğitimine başladı. Halen bu bölümde öğrenimini sürdürmektedir.

2002 yılında TOPKİM İlaç A.Ş'nin Bomonti'deki fabrikasında Çevre Mühendisi olarak işe başladı, daha sonra burada hem şeflik hem de İş ve İşçi Sağlığından Sorumlu Müh. Görevlerini yürüttü.

Özgür Uyar 2004 yılında evlenmiş olup; şu anda halen aynı firmada çevre koordinatörü ve iş geliştirme uzmanı olarak görevini sürdürmektedir.