

**T.C.  
BALIKESİR ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**



**BALIKESİR KENTSEL KATI ATIK DEPOLAMA  
SAHASI SIZINTI SULARINDAN JET LOOP  
REAKTÖR KULLANARAK AMONYAK GİDERİMİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**SİMGE SERTKAYA**

**BALIKESİR, HAZİRAN - 2015**

**T.C.  
BALIKESİR ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**



**BALIKESİR KENTSEL KATI ATIK DEPOLAMA  
SAHASI SIZINTI SULARINDAN JET LOOP  
REAKTÖR KULLANARAK AMONYAK GİDERİMİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**SİMGE SERTKAYA**

**BALIKESİR, HAZİRAN - 2015**

## KABUL VE ONAY SAYFASI

**Simge SERTKAYA** tarafından hazırlanan “**BALIKESİR KENTSEL KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARINDAN JET LOOP REAKTÖR KULLANARAK AMONYAK GİDERİMİ**” adlı tez çalışmasının savunma sınavı 02.06.2015 tarihinde yapılmış olup aşağıda verilen jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

İmza

Danışman  
Doç. Dr. Burhanettin FARIZOĞLU

Üye  
Prof. Dr. Cengiz ÖZMETİN

Üye  
Doç. Dr. Mehmet İŞLEYEN



Jüri üyeleri tarafından kabul edilmiş olan bu tez Balıkesir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulunca onanmıştır.

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

Doç. Dr. Necati ÖZDEMİR

.....

## ÖZET

### **BALIKESİR KENTSEL KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI SIZINTI SULARINDAN JET LOOP REAKTÖR KULLANARAK AMONYAK GİDERİMİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**SİMGE SERTKAYA**

**BALIKESİR ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**(TEZ DANIŞMANI: DOÇ. DR. BURHANETTİN FARİZOĞLU)**

**BALIKESİR, HAZİRAN - 2015**

Katı atıklar depolandığı sahanın yağmur, yüzey ve yeraltı sularıyla teması sonucunda depo koşullarındaki çözünürlüklerine bağlı olarak düşük veya fazla miktarlarda sıvı faza geçip bunyelerinde bulunan sularla karışarak sızıntı suyunu oluştururlar. Yüksek organik içeriğe ve ağır metal konsantrasyonuna sahip, koyu renkli, kokulu ve birçok kirletici parametreyi içeren sızıntı sularının arıtılması son derece güçtür. Sızıntı suyu arıtımında klasik arıtım prosesleri tek başlarına yeterli olamamaktadır. Sızıntı sularının yüksek konsantrasyondaki azot bileşikleri, biyolojik arıtımı oldukça zorlaştırmaktadır. Bu nedenle biyolojik arıtmadan önce amonyak formundaki azotun giderilmesi gereklidir. Bu çalışmada, klasik sistemlere göre düşük enerji gereksinimi olan jet loop reaktörlerde hava sıyırma metodu ile sızıntı sularından azot giderim performansı incelenmiştir. Jet loop reaktörler (JLR) kurulumu ve işletilmesi oldukça basit, düşük yatırım ve işletim maliyetine sahip, sirkülasyon hızının tam olarak kontrol edilebildiği, çok iyi seviyede gaz dispersiyonunun sağlandığı, oldukça yüksek karıştırma ve kütle transferi elde edildiği, homojen konsantrasyon ve ısı profilinin sağlanabildiği, yüksek performanslı reaktör sistemleridir. Çalışmanın ilk aşamasında Balıkesir Katı Atık Yarı Düzenli Depolama Sahası'ndan alınan sızıntı suları karakterize edilmiştir. Ardından JLR' de sıcaklık, pH, hava debisi ve sirkülasyon debisi parametrelerinin amonyak giderme performansı üzerine etkisi denenmiştir. Reaktöre sızıntı suyu sahadan geldiği konsantrasyonda ( $\text{NH}_3= 800-1460 \text{ mg/L}$ ) beslenmiştir. Sistemden  $1460 \text{ mg/L}$  amonyak konsantrasyonu için  $\text{pH}= 11$ ,  $45^\circ\text{C}$  sıcaklık,  $3700 \text{ L/saat}$  sirkülasyon hızı ve  $1000 \text{ L/saat}$  hava debisinde 7 saatlik havalandırma sonucu %82, 12 saatlik havalandırma sonucu %95 amonyak giderim verimi elde edilmiştir.

**ANAHTAR KELİMELER:** Jet loop, amonyak sıyırma, kütle transferi, sızıntı suyu, sızıntı suyu arıtımı

## **ABSTRACT**

### **AMMONIUM REMOVAL FROM BALIKESİR PROVIDENCE SOLID WASTE LANDFILL LEACHATE VIA JET LOOP REACTOR**

**MSC THESIS**

**SİMGE SERTKAYA**

**BALIKESİR UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE**

**ENVIRONMENTAL ENGINEERING**

**(SUPERVISOR: ASSOC. PROF. DR. BURHANETTİN FARİZOĞLU )**

**BALIKESİR, JUNE 2015**

Solid wastes in landfill where the rain, surface waters and underground waters in contact dissolve to water phase and form leachate. An other source of leachate is solid waste's (organic fraction) internal water. This wastewater, which contains high organic content, is dark in color, has a heavy odor, contains high concentrations of heavy metal and extremely difficult to treat. Conventional treatment systems are failed to treat leachate alone. Because of high concentrations of nitrogen compounds, it is difficult to treat with biological treatment systems. For this reason ammonia must be removed before biological treatment. In this study, ammonium removal performance by gas stripping via jet loop reactor, which has simple installation and operation, low investment and operating costs, low energy requirement than classical systems, precisely controlled circulation rate, can provide a very good gas dispersion, homogeneous concentration and temperature profile, has a high performance at mixing and mass transfer, is investigated. Initially Balikesir providence Solid Waste Landfill leachate was characterized. The effect of temperature, pH, air rate and circulation rate on ammonia stripping performance at jet loop reactor was tested. Leachate (contains  $\text{NH}_3 = 1000\text{-}1460$  mg/L) was fed to the reactor as it is without dilution. The system has 82 % ammonia removal efficiency at pH=11, 45 °C, 3700 L/h circulation rate, 1000 L/h air rate and 7 hours of operation time. Also at the same operation conditions 97 % ammonia removal efficiency at 12 hours of operation time was observed.

**KEYWORDS:** Ammonia removal, gas stripping, jet loop reactor, leachate, leachate treatment

# İÇİNDEKİLER

## Sayfa

ÖZET.....	i
ABSTRACT .....	ii
İÇİNDEKİLER .....	iii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ .....	vi
SEMBOL LİSTESİ.....	vii
ÖNSÖZ.....	viii
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	4
2.1 Azot .....	4
2.1.1 Azot Döngüsü .....	4
2.1.2 Azot Bileşikleri.....	5
2.1.2.1 Organik Azot.....	6
2.1.2.2 Amonyak Azotu .....	7
2.1.2.3 Nitrat Azotu .....	7
2.1.3 Azot Gideriminin Önemi .....	7
2.1.4 Azot Giderme Metotları .....	8
2.1.4.1 Nitrifikasyon .....	8
2.1.4.2 Denitrifikasyon .....	10
2.1.4.3 Amonifikasyon.....	13
2.1.4.4 Biyokütle Asimilasyonu.....	13
2.1.4.5 Disimilatif Nitrat İndirgenmesi.....	14
2.1.4.6 Amonyanın Uçurulması .....	14
2.1.4.7 Adsorpsiyon .....	14
2.1.4.8 Bitki Alımı .....	15
2.1.4.9 ANAMMOX( Anaerobic Ammonium Oxidation) Prosesi.....	15
2.1.4.10 CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite) Prosesi .....	16
2.1.4.11 SHARON (Single Reactor System for High Activity Ammonia Removal Over Nitrite) Prosesi.....	17
2.2 Sızıntı Suyu .....	17
2.2.1 Sızıntı Suyu Karakteristiği .....	20
2.2.2 Sızıntı Suyu Arıtma Metodları .....	22
2.2.2.1 Klasik Arıtma Metodları .....	22
2.2.2.1.1 Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılması .....	22
2.2.2.1.2 Geri Devir .....	22
2.2.2.2 Biyolojik Arıtım.....	23
2.2.2.2.1 Aerobik Arıtım.....	23
2.2.2.2.2 Anaerobik Arıtım.....	25
2.2.2.3 Fiziksel Kimyasal Arıtım.....	28
2.2.2.3.1 Koagülasyon/Flokülasyon .....	28
2.2.2.3.2 Adsorpsiyon .....	29
2.2.2.3.3 Kimyasal Oksidasyon .....	30
2.2.2.3.4 Hava Sıyırma .....	31
2.2.2.4 Membran Prosesler .....	31

2.3	Hava Sıyırma Metodu İle Amonyak Giderimi .....	32
2.4	Henry Sabiti.....	34
2.5	İki Film Teorisi.....	36
2.6	Jet-Loop Reaktörler .....	37
<b>3.</b>	<b>MATERYAL ve YÖNTEM.....</b>	<b>40</b>
3.1	Materyal.....	40
3.1.1	Atıksu Temini .....	40
3.1.2	Deney Sistemi.....	40
3.1.2.1	Jet-Loop Reaktör Sistemi.....	40
3.1.2.2	Pilot Ölçekli Aerobik Sistem .....	41
3.1.3	Sistemde Kullanılan Malzemeler .....	42
3.2	Yöntem .....	43
3.2.1	Amonyak ve KOİ Konsantrasyonunun Ölçülmesi .....	43
3.2.2	Kesikli Çalışmalarda Amonyak Sıyırma İşleminin Matematiksel Modellemesi .....	43
<b>4.</b>	<b>ARAŞTIRMA BULGULARI.....</b>	<b>45</b>
4.1	Amonyak Sıyırma Çalışmaları .....	45
4.1.1	Sıcaklığın Etkisi.....	45
4.1.2	pH'ın Etkisi .....	46
4.1.3	Hava Debinin Etkisi.....	47
4.1.4	Sıvı Sirkülasyon Debinin Etkisi.....	48
4.1.5	Kesikli Ortamda Amonyak Sıyırma İşleminin Deney Sonuçları İle Hesaplanan Henry Sabitleri .....	50
4.2	Biyolojik Parçalanabilirlik Çalışmaları .....	54
<b>5.</b>	<b>SONUÇ VE ÖNERİLER .....</b>	<b>57</b>
<b>6.</b>	<b>KAYNAKLAR.....</b>	<b>59</b>

## ŞEKİL LİSTESİ

### Sayfa

Şekil 2. 1: Azot döngüsü.....	5
Şekil 2. 2: İki Film Teorisi.....	36
Şekil 2. 3: Jet Loop Reaktör kurulumu ve çalışma prensibinin şematik görünümü .....	39
Şekil 3. 1: Jet loop reaktör şematik görünümü .....	41
Şekil 3. 2: Pilot ölçekli aerobik sistem şematik görünümü .....	42
Şekil 3. 3: Kesikli modelin şematik gösterimi.....	43
Şekil 4. 1: Sıcaklık ile amonyum giderim veriminin değişimi .....	45
Şekil 4. 2: Amonyum gideriminin pH' a bağlı olarak değişimi .....	46
Şekil 4. 3: Amonyum gideriminin hava debisine bağlı olarak değişimi (Sıcaklık=30°C, Qs=3100 L/h, pH=10,5) .....	47
Şekil 4. 4: Amonyum gideriminin hava debisine bağlı olarak değişimi.....	48
Şekil 4. 5: Amonyum gideriminin sıvı sirkülasyon debisine bağlı olarak değişimi (Sıcaklık=30°C, pH=10,5, Qh=1250 L/h) .....	49
Şekil 4. 6: Amonyum giderim çalışması.....	50
Şekil 4. 7: pH ile Henry sabitindeki değişim .....	52
Şekil 4. 8: Hava debisi ile Henry sabitindeki değişim.....	52
Şekil 4. 9: Sıvı sirkülasyon debisi ile Henry sabitindeki değişim .....	53
Şekil 4. 10: Sıcaklık ile Henry sabitindeki değişim.....	53
Şekil 4. 11: Sıcaklığın bir fonksiyonu olarak Henry sabitinin türetilmesi .....	54
Şekil 4. 12: Pilot ölçekli yapılan aerobik çalışmada arıtılmamış sızıntı suyundan KOİ giderimi.....	55
Şekil 4. 13: Pilot ölçekli yapılan aerobik çalışmada arıtılmış sızıntı suyundan KOİ giderimi.....	56



## TABLO LİSTESİ

### Sayfa

<b>Tablo 2. 1:</b> Genç ve olgun çöp sızıntı suyu karakteristikleri.....	20
<b>Tablo 2. 2:</b> Türkiye'deki sızıntı suyu karakteristiği .....	21
<b>Tablo 2. 3:</b> Balıkesir'deki sızıntı suyu karakteristiği .....	21
<b>Tablo 2. 4:</b> Henry sabitinin çeşitli sıcaklıklardaki değerleri .....	34
<b>Tablo 2. 5:</b> Bazı gazların 20°C'deki Henry sabitleri.....	35

## SEMBOL LİSTESİ

<b>AÇYR</b>	: Yukarı akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör
<b>BOİ</b>	: Biyolojik oksijen ihtiyacı
<b>C</b>	: t anında 1 mol sudaki NH <sub>3</sub> 'ün molü
<b>C<sub>L</sub></b>	: Sıvı kütlede çözünen gaz derişimi
<b>C<sub>Li</sub></b>	: Sıvı ara yüzeyinde çözünen gaz derişimi
<b>C<sub>o</sub></b>	: Başlangıçta 1 mol sudaki NH <sub>3</sub> 'ün molü
<b>C<sub>s</sub></b>	: Hava kabarcığındaki oksijen kısmi basıncı
<b>D</b>	: Oksijenin sudaki yayınma katsayısı
<b>G</b>	: Birim zamanda sisteme verilen hava (mol Hava/ dak)
<b>H</b>	: Henry sabiti (atm(mol H <sub>2</sub> O/mol Hava))
<b>HAKR</b>	: Havasız ardışık kesikli reaktör
<b>K<sub>B</sub></b>	: Ampirik bir sabittir
<b>Kh</b>	: Birimsiz Henry sabiti (mol H <sub>2</sub> O/mol Hava)
<b>K<sub>L</sub></b>	: Su filminden geçen oksijen için kütle aktarım katsayısı
<b>K<sub>La</sub></b>	: Kütle aktarım kat sayısı
<b>KOI</b>	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
<b>MBBR</b>	: Hareketli Yataklı Biyo-Reaktör
<b>NF</b>	: Nanofiltrasyon
<b>ORP</b>	: Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli
<b>p<sub>B</sub></b>	: Henry yasası
<b>P<sub>G</sub></b>	: Gaz kütlede çözünen gaz derişimleri
<b>P<sub>Gi</sub></b>	: Gaz ara yüzeyinde çözünen gaz derişimleri
<b>Pt</b>	: Reaktör içerisindeki basınç (atm)
<b>Qh</b>	: Hava debisi
<b>Qs</b>	: Sıvı sirkülasyon debisi
<b>t</b>	: Zaman (dakika)
<b>TKN</b>	: Toplam Kjeldal Azotu
<b>TOC</b>	: Toplam organik karbon
<b>V</b>	: Sistemdeki toplam suyun hacmi (mol H <sub>2</sub> O)
<b>x<sub>B</sub></b>	: Çözünenin mol kesri
<b>y</b>	: Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH <sub>3</sub> 'ün molü
<b>y<sub>o</sub></b>	: Sisteme giren 1 mol havadaki NH <sub>3</sub> 'ün molü
<b>δ<sub>L</sub></b>	: Sıvı filmin kalınlığı

## ÖNSÖZ

Çalışmanın oluşturulmasında beni yönlendiren, öğrencisi olmaktan dolayı onur duyduğum ve hayatımın her aşamasında örnek aldığım saygıdeğer hocam, danışmanım Sayın Doç. Dr. Burhanettin FARİZOĞLU'na sonsuz teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Tez çalışmam esnasında bana her türlü yardımda bulunan arkadaşım Sayın Arş. Gör. Süleyman UZUNER'e teşekkür ederim.

Hayatım boyunca benden maddi manevi her türlü yardımı esirgemeyen çok sevgili aileme tez çalışmam esnasında gösterdikleri teşvik ve ilgiden dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Balıkesir, 2015

Simge SERTKAYA

# 1. GİRİŞ

Düzenli depolama evsel katı atıkların berterafında nihai metot olarak her zaman ihtiyaç duyulan seçenektir. Sürdürülebilir katı atık yönetiminde düzenli depolama sahasına mutlaka gerek duyulur. Düzenli depolamanın pek çok avantajı vardır fakat bunun yanında sızıntı suyu üretimi gibi bir dezavantajı da bulunmaktadır. Sızıntı suyunun iki önemli kaynağı; depolanan atıktaki su içeriği ve yağmur sularının depo üzerinden sızması, yüzeysel suların ve yer altı sularının depoya girmesiyle oluşan, dışarıdan depoya giren sulardır. Saha içerisinde organik maddelerin ayrışması neticesinde oluşan su yukarıdaki iki kaynağa göre daha önemsizdir. Sızıntı suyu koyu renkli, kokulu, birçok kirletici parametreyi bünyesinde bulduran bir atıksudur. Sızıntı suyu özelliği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Bunların içinde en önemlisi organik ve inorganik atık bileşenleridir. Atık bileşenlerinin biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesleri genel olarak sızıntı suyu karakterini belirler.

Sızıntı sularının bünyesinde bulunan yüksek konsantrasyonda amonyum ve bileşikler çevresel problemlere yol açar. Arıtılmadan alıcı ortama deşarj edildiğinde az miktarda dahi amonyak sucul yaşam üzerinde olumsuz etkilere sebep olmaktadır. Amonyak içeren atıksular, biyolojik arıtım esnasında toksik etki yaparak performansı azaltırlar.

Sızıntı sularının arıtımı için fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları geliştirilmiştir. Bu metodlardan herhangi birinin tek başına kullanılarak yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi elde etmek zordur. Bunun için sızıntı sularının arıtımında genellikle kimyasal, fiziksel ve biyolojik metotların kombinasyonu ile adsorpsiyon ve membran teknolojileri gibi ileri arıtım metotları kullanılmaktadır [1, 2, 3]. Sızıntı sularının arıtımında koagülasyon-flokülasyon [4], kimyasal-elektrokimyasal oksidasyon [5], fiziko-kimyasal metotlar genellikle biyolojik olarak giderilemeyen maddeleri gidermek için biyolojik metotlarla beraber kullanılırlar [4, 5].

Katı atık depolama sahası sızıntı sularının kimyasal çöktürme ile arıtımında  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (kireç),  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  (alum),  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Na}_2\text{S}$  ve  $\text{FeSO}_4$  gibi koagülantlar kullanılmaktadır. Amokrane ve diğ. [1] yaptıkları çalışmada 4100 mg/L KOİ içeren çöp sızıntı suyunda koagülasyon-flokülasyon uygulaması yürütmüşler, alum ile %42 ve demir klorür ile %55 KOİ giderimi saptamışlardır.

Tatsi ve diğ. [6] 200 rpm de 5 dk hızlı karıştırma, 60 rpm de 55 dk yavaş karıştırma yapılarak 1 saatlik çökelmeye bırakarak yaptıkları denemelerde, koagülant olarak  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  ve  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  kullanmışlardır. 7 mg/L kireç ilavesi ile pH 12'ye çıkarılmış ve bu şartlarda KOİ giderimi, %30-%45 arasında elde edilmiştir. Ağır metal gideriminde ise (Fe,Cd,Cr) %90 verimlere ulaşılmıştır.

Amonyum ve bileşiklerini atıksudan gidermek için biyolojik, fiziksel ve kimyasal metotlar ayrı ayrı kullanılabilirdiği gibi bunların kombinasyonları olarak adsorpsiyon, membran filtrasyon, ters osmoz, iyon değiştirme, hava sıyırma, nitrifikasyon, denitrifikasyon, kırılma noktası klorlaması, kimyasal çöktürme metotları ile kombinasyonu kullanılarak giderilebilmektedir [7].

Hava sıyırma, sızıntı sularından amonyak ve uçucu organik maddelerin gideriminde kullanılan bir yöntemdir. Amonyak sıyırma diğer amonyak giderim yöntemlerine göre işletiminin basit olması, yenileme ve geri yıkama gerektirmeyen mekanik bir işlem olması, biyolojik bir sistemin performansını bozabilen toksik bileşiklerden etkilenmemesi ve amonyak giderimi için seçilen kontrollü bir proses olması gibi avantajlara sahiptir. Kabdaşlı ve diğ. [8] azot giderimi amacıyla yürüttükleri çalışmalarında giriş amonyak konsantrasyonu 1030 mg/L olan sızıntı suyunda pH 12'de 2 saatlik havalandırma sonucu %72 'lik amonyak giderimi elde edilmiştir. Collivignarelli ve diğ. [9] 2100 mg/L amonyak içeren çöp sızıntı suyunda 70°C sıcaklık ve pH 11'de yürüttükleri hava ile sıyırma uygulamasında ise %90 amonyak giderimi elde etmişlerdir. Cheung ve diğ. [10] çalışmalarında 20°C sıcaklıkta pH 11'in üzerinde 1 L/dak ve 5 L/dak hava debileri kullanarak gerçekleştirdikleri hava ile sıyırma uygulamalarında bir günlük süre sonunda sırasıyla %81 ve %90 amonyak giderimi sağlamışlardır. August ve diğ. [11] tarafından yapılan çalışmada ise 80°C'de farklı pH'larda amonyak sıyırma yapılmış ve 4 saat sonunda pH 11,5'te %98, pH 9,5'te %69 ve pH 7,5'te ise %65 amonyak giderimi kaydedilmiştir. Bu çalışmada 4 L 'lik bir besleme tankından bir pompa ile

0,266 ml/dak ile atıksu reaktörün üst kısmına pompalanmakta ve 20 ml/dak ile hava reaktörün alt kısmından verilerek hava ile atıksuyun teması sağlanmaktadır.

Buna ek olarak hava sıyırma, yüksek kütle transferi sağlayan jet loop reaktörlerde yapıldığında azotlu madde giderimi hızlı, kolay ve yüksek verimle gerçekleşmektedir. Değirmenci ve diğ. [12] yaptıkları çalışmada jet loop reaktörde amonyağın hava ile sıyırılarak giderimi incelenmiş, 10-500 mg/L amonyak konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuda, 20-50°C sıcaklık, 5-50 L/dak hava debisi ve 35-50 L/dak sıvı sirkülasyonunda yapılan çalışmaya göre amonyak sıyırma performansının sıcaklık, pH ve hava/su oranına bağlı olduğu görülmüştür. Amonyum iyonları pH>7 olduğunda amonyağa (NH<sub>3</sub>) dönüşmektedir. Bu dönüşüm pH=11 civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir



Jet Loop Reaktörler, kurulumu ve işletilmesi oldukça basit, düşük yatırım ve işletim maliyetine sahip, sirkülasyon hızının tam olarak kontrol edilebildiği, çok iyi seviyede gaz dispersiyonunun sağlandığı, oldukça yüksek karıştırma ve kütle transferi ve performansının gözlemlendiği, oldukça homojen konsantrasyon ve ısı profilinin sağlanabildiği, klasik sistemlere göre düşük enerji gereksiniminin olduğu reaktörlerdir [13, 14].

Jet loop reaktörün bahsedilen özellikleri göz önüne alındığında, uçucu kimyasal maddeler su fazdan gaz faza hızlı bir şekilde transfer edilebilirler. Bu çalışmada yüksek pH değerinde jet loop reaktörde hava sıyırma işlemi ile amonyak giderimi amaçlanmıştır.

## 2. KURAMSAL TEMELLER

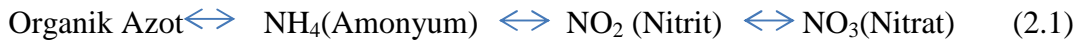
### 2.1 Azot

Azot gazı atmosferin önemli bir kısmını oluşturan, doğada kabul edilebilir bir gazdır. Diğer azot bileşikleri belli konsantrasyonların üzerinde canlılara toksik etki yapabilirler. Bu nedenle azot bileşiklerinin azot gazına dönüştürülmesi gerekir.

Ham atıksuda azot, amonyak veya organik formda olup, her ikisinde çözülmüş ve katı halde olabilirler. Azotun nitrit ve nitrat formları ise bazı endüstriyel atıksular haricinde atıksularda yok sayılabilecek kadar az bulunurlar. Azot formlarından çözülmüş organik azot atıksularda daha çok üre ve aminoasit halinde bulunur. Biyolojik arıtma sırasında, organik azotun birçoğu amonyum ve diğer inorganik formlara dönüşürken amonyumun bir kısmı da mikroorganizmalar tarafından hücre sentezinde kullanılır.

#### 2.1.1 Azot Döngüsü

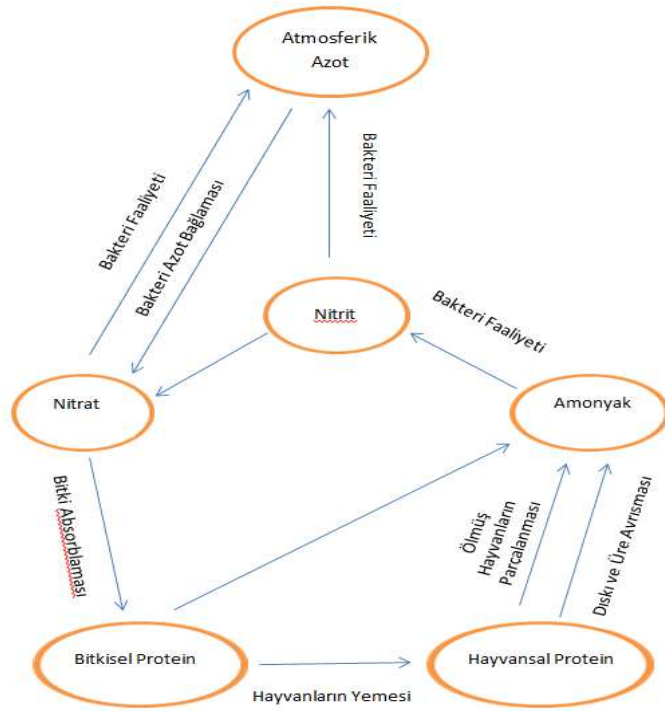
Azotlu bileşiklerin ayrışması kararlılığı gittikçe artan seri bileşikler yaparak ;



şeklinde gerçekleşir. Azot bu farklı özelliğinden dolayı bazı hallerde kirlenmenin bir işareti olarak kullanılır.

Doğadaki azot döngüsü Şekil 2.1'de gösterilmiştir. Organik azot bileşikleri biyolojik parçalanma ile amonyuma dönüşür. Bu amonyumun bir kısmı protein sentezi ile yeni canlı bünyelerinde tutunur. Serbest amonyumun bir kısmı, toprak ve sudaki bazı organizmalar ile nitrifikasyona uğrayarak önce  $\text{NO}_2^-$ , sonrada  $\text{NO}_3^-$  dönüşür. Ortamda mevcut  $\text{NO}_3^-$  ve  $\text{NO}_2^-$  bazı organizmalar ve bitkiler tarafından asimilasyona uğrayarak amonyuma dönüştürülür ve protein sentezinde kullanılır.

Amonyumun bir kısmı organizmalar tarafından asimile edilerek hücrel proteine çevrilirken diğerk kısmı da “Nitrifikasyon” bakterileri tarafından önce nitrit ve sonra da nitrate dönüştürülür. Bu proses “Nitrifikasyon” olarak adlandırılmaktadır. Oluşan nitrat iyonlarının “Denitrifikasyon Bakterileri” tarafından önce nitrit, sonra da azot gazına (N<sub>2</sub>) dönüştürülmesi ise “Denitrifikasyon” olarak ifade edilmektedir. Böylece atıksulardan azot giderimi ardışık Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon kademeleri ile sağlanır.



Şekil 2. 1: Azot döngüsü

### 2.1.2 Azot Bileşikleri

Azot bileşikleri toplu halde organik bileşiklerden sonra atıksulardaki en önemli kirleticilerdir. Evsel atıksularda bulunan önemli azot kaynakları, insanlar tarafından besin yoluyla alınan ve çoğunlukla üre olarak atıksuya karışan proteinlerdir. Ayrıca bazı organik bileşiklerde atıksuda görülür. İnsanlardan kaynaklanan ve çok kolay hidrolize uğradığı için, üre daha kanalizasyonda iken



amonyuma dönüşür. Organik azot bileşiklerinin de bir kısmı kanalizasyonda hidroliz ile amonyum azotuna dönüşür. Bu yüzden tesis girişinde azot, oksitlenmemiş halde bulunur.

Toplam N = organik N + amonyum N + nitrit N + nitrat N şeklinde ifade edilir. Atıksu içinde nitrit N ve nitrat N hemen hemen bulunmaz. Bu nedenle toplam N, yaklaşık olarak Kjeldal N'e eşit olur (Kjeldal N = organik N + amonyum N). Toplam oksitlenmemiş azot, TKN (Toplam Kjeldal Azotu) olarak adlandırılır. Bunun bir kısmı, amonyum azotu (NH<sub>4</sub>-N), bir kısmı ise organik azot şeklinde bulunur.

Oksitlenmiş azot nitrit ve nitrat, genelde evsel atıksularda bulunmaz. Ancak nitrat, endüstriden ya da yeraltı suyunun karışması ile kanalizasyona ulaşabilir. Burada ortam anoksik ise nitratın bir kısmı indirgenir. Gece saatlerinde, kanalizasyonun elverişsiz olduğu durumlarda tesis girişinde nitrat bulunabilir. Konvensiyonel arıtma sistemlerinde, organik azotun büyük bir kısmı, hidroliz reaksiyonu ile amonyum azotuna çevrilir. Bu sistemde nitrifikasyon olmadığı için, azot ancak biyokütle bünyesine alınma yoluyla giderilir. Bu şekilde giderilen azot çok kısıtlı olduğundan ancak nitrifikasyon ve denitrifikasyon yoluyla ileri seviyede azot giderimi sağlanır [15].

### **2.1.2.1 Organik Azot**

Atıksudaki organik azot, sedimantasyon veya filtrasyonla uzaklaştırılır. Katı fazlı organik azot doğrudan, kompleks karbonhidrat, protein, protein benzeri maddeler ve ligninleri içeren çok geniş, kompleks organik moleküllerden oluşan toprak humusuyla birleşebilir. Bir kısım organik azot daha sonra, iyonize amonyumun (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) açığa çıkması için bozunabilir ve çözünebilir aminoasitlere hidrolizlenir [16].

### 2.1.2.2 Amonyak Azotu

Amonyak azotu doğal sistemlerde birkaç yol izler. Çözünebilir  $\text{NH}_4^+$  atmosfere  $\text{NH}_3$  gazı olarak doğrudan buharlaşmayla uzaklaştırılabilir. Bu giderim verimi,  $\text{NH}_3$ 'ın buharlaşmasını sağlamak için uzun bekleme zamanlarının ve geniş pH salınımlarının olduğu stabilizasyon havuzları hariç, oldukça küçüktür (<%10). Doğal bir sistemde dönüştürülen  $\text{NH}_3$ 'ın ve girişteki  $\text{NH}_3$ 'ın çoğu, toprak partikülleri ve yüklenmiş organik partiküllerdeki iyon değiştirme reaksiyonlarına doğru adsorplanır. Adsorplanan  $\text{NH}_3$ , bitki ve mikroorganizmalarca alınır veya aerobik şartlarda biyolojik nitrifikasyonla  $\text{NO}_3^-$  -N'una dönüşür. Çünkü doğal sistemlerin  $\text{NH}_3$  adsorplama kapasitesi sınırlıdır. Nitrifikasyon, adsorplanan  $\text{NH}_3$ 'ın bırakılması için önemlidir. Bu adsorpsiyon-salıverme döngüsü, adsorpsiyonun eğim yüzeyine hapsediği ve adsorpsiyon kapasitesinin daha sınırlı olduğu, özellikle yüzeyüstü akış sistemlerinde önemlidir [16].

### 2.1.2.3 Nitrat Azotu

Negatif olarak yüklenmiş nitrat azotu, değiştirme reaksiyonlarıyla tutulmaz. Çözeltide kalır ve süzüntüde taşınır. Suyun süzülmesini karakterize eden yavaş hızlı, hızlı infiltrasyon gibi sistemler için süzüntüdeki nitrat, halk sağlığı riskleri oluşturabilir. Bu nedenle bu sistemler, yeraltısularını korumak için azot giderimini başarmak amacıyla tasarlanarak işletilmelidir. Nitrat, bitkiyle alınabilir fakat alımın sadece aktif büyüme periyotları esnasında kök bölgesinin çevresinde meydana gelir. Bitki alımıyla sistemden azot giderimini başarmak için, bitki hasatlanmalı ve sistemden uzaklaştırılmalıdır. Eğer bitki sistemde bırakılırsa bitkideki azot tekrar geri çevrilir ve sisteme organik azot olarak tekrar giriş yapar. Bitki alımı ve hasatlanması yavaş hızlı sistemlerde temel azot giderim mekanizmasıdır [16].

### 2.1.3 Azot Gideriminin Önemi

Atıksularla ilgili olarak başlıca besi maddeleri azot ve fosfordur. Bu maddeleri içeren deşarjlar alıcı su ortamlarında ötrofikasyona neden olur ve alg (yosun) ile köklü su bitkilerinin çoğalmasını hızlandırır. Ayrıca ortamın estetik

görünümünü bozar. İnorganik besinler nedeniyle aşırı çoğalan mikroorganizmaların su ortamını kirletmesi ötrofikasyon olarak bilinmektedir. Alg olarak adlandırılan fotosentetik mikroorganizmalar, ışıktan yararlanarak; karbon dioksit, su, azot ve fosforlu bileşikleri kompleks organik maddelere sentezlerler. Işık, CO<sub>2</sub> ve su ortamda her zaman bulunduğundan, alg çoğalması için fosforlu bileşiklere gerek duyulmakla birlikte azotlu inorganik bileşiklerin bu konuda belirleyici olduğu söylenebilir. Azot miktarının deşarj suyunda yüksek olması; sudaki çözülmüş oksijen miktarını azaltarak balık ile diğer biyolojik türlerin ölümüne, su yaşamında toksisiteye neden olur, klorün dezenfeksiyon verimini düşürür ve halk sağlığını olumsuz yönde etkiler [17].

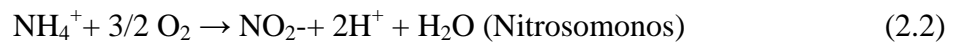
#### **2.1.4 Azot Giderme Metotları**

Atıksulardaki azot belli konsantrasyonların üzerinde canlılar üzerinde toksik etkiye sahiptir. Bu bakımdan azot ve azot bileşiklerinin uygun metotlarla giderilmesi gerekmektedir. Azot ve azot bileşikleri, nitrifikasyon, denitrifikasyon, damlatmalı filtreler, gaz sıyırma, kırılma noktası klorlaması, iyon değiştirme, yüksek pH da havalandırma ve ters osmoz metotlarıyla giderilebilmektedir. Arıtma tekniklerinin bir kısmı detaylı olarak aşağıda anlatılmaktadır.

##### **2.1.4.1 Nitrifikasyon**

Nitrifikasyon, atıksuda mevcut amonyum (NH<sub>4</sub>) iyonlarının bakteriler tarafından önce nitrite sonra da nitrat iyonlarına dönüştürülmesidir. Amonyacı nitrite oksitleyen bakteri türleri Nitrosomonos ve Nitrosococcus olarak bilinmektedir. İlk basamakta nitrite (NO<sub>2</sub>) oksitlenen amonyum iyonları, ikinci basamakta Nitrobakter ile nitrata (NO<sub>3</sub>) dönüştürülür.

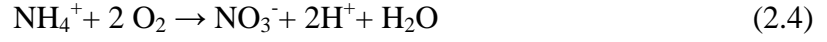
Birinci adıma ait enerji reaksiyonu,



iken ikinci adıma ait enerji reaksiyonu,



şeklinde olmaktadır. Bunlara bağlı olarak toplam enerji reaksiyonu aşağıdaki ifade ile verilebilmektedir.

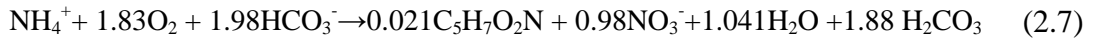


(2.2) ve (2.3) reaksiyonları sonucu açığa çıkan enerjiyi her iki bakteri çeşidi hücre büyümesi ve bakımı için kullanır. Enerji elde ediminin yanı sıra, bazı amonyum iyonlarının hücre dokusu olarak kullanıldığını da gösteren ve sırasıyla birinci ve ikinci adımlara ait sentez reaksiyonları aşağıda verilmektedir.



Burada  $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$  kimyasal formülü sentezlenen bakteri hücresi yerine kullanılmaktadır.

Ardışık olarak meydana gelen oksidasyon ve sentez reaksiyonları toplanarak yazıldığında



reaksiyonu elde edilmektedir.

Amonyumun nitrate oksidasyonu için gereken teorik oksijen miktarı (2.4) eşitliğinde

$64/14=4,57 \text{ mg O}_2/\text{mg amonyum azotu}$  olmaktadır.

Biyolojik azot giderimi nitrifikasyon derecesi ile doğrudan ilişkilidir. Ototrofik nitrifikasyon bakterileri düşük büyüme hızına sahiptirler ve çevre şartlarından heterotrofik denitrifikasyon bakterilerinden daha fazla etkilenirler. Bu nedenle, nitrat oluşumu reaksiyonu azot gideriminde belirleyici rol oynar.

İnorganik azotun biyolojik reaksiyonu Nitrobacteraceae grubu bakteriler tarafından gerçekleştirilir. Nitrobacter ve Nitrocystis ise nitriti nitrata oksitlerler. Ototrofik nitrifikasyon bakterileri büyüme ve hücre metabolizması için gerekli bütün enerjiyi, inorganik azot bileşiklerinin oksidasyonu sonucu açığa çıkan serbest enerjiden sağlarlar. Hücre büyümesi için gereken karbon kaynağını ise karbondioksitten veya bikarbonattan elde ederler.

Kararlı halde nitrifikasyon bakterilerinin büyüme hızı Monod kinetiği ile tanımlanmaktadır.

Nitrifikasyon prosesinde, nitrit oluşumunda amonyak, nitrat oluşumunda ise nitrit konsantrasyonları hız belirleyicidir. Nitrobacter'lerin büyüme hızı Nitrosomonas'lara kıyasla daha büyük olduğu için nitrifikasyon proses hızını kontrol eden adım amonyağın nitrite dönüşüm reaksiyonudur.

Vuoriranta ve diğ. [18] yaptıkları çalışmada pilot ölçekli aktif çamur sisteminin organik madde ve azot giderim verimini araştırmışlardır. En iyi sonuçlar 24 saatlik döngüde ve 6 saatlik anoksik peryotta elde edilmiştir. Nitrifikasyonun 13°C de tamamlandığını ve maksimum toplam azot ve BOI<sub>7</sub> gideriminin sırasıyla %80 ve %94 olduğu belirtilmiştir.

#### **2.1.4.2 Denitrifikasyon**

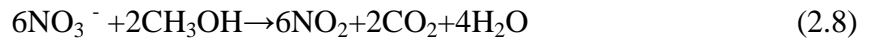
Denitrifikasyon, anoksik koşullar altında nitratın (NO<sub>3</sub>) nitrite (NO<sub>2</sub>), nitritin nitrik okside (NO) ve nitroz okside (N<sub>2</sub>O) ve son olarakta azot gazına indirgenmesi olayıdır. Denitrifikasyon bir solunum olayı olduğundan, enerji kaynağı olarak oksitlenebilir bir substrata ya da elektron vericiye ihtiyaç duyar [19]. Denitrifikasyon yapan bakteriler çoğunlukla heterotrof olup, kompleks organik maddeleri oksitlenebilir substrat olarak kullanırlar. Bu bakterilerin çoğu nitrat gibi oksijeni de kullanabilmekte ve bazılarıda nitrat ya da oksijenin olmadığı durumlarda fermentasyon da gerçekleştirebilmektedir. Ancak bazı denitrifikasyon bakterileri ise ototrofturlar ve enerji kaynağı olarak organik karbon yerine karbondioksit ya da bikarbonat kullanırlar. Organik karbon kaynağının bulunması durumunda her iki cinste heterotrofik olarak çoğalabilir. Denitrifikasyonun, prokaryotlara özgü bir özellik olduğu uzun zamandır düşünülmektedir. Pseudomonas stutzeri çok sayıda

bakteri, anaerobik solunum için temel elektron alıcısı olarak nitrat veya nitriti kullanarak denitrifikasyon yapar. Son zamanlarda, pek çok ipliksi mantar ve mayaların denitrifikasyon aktivitesi gerçekleştirdiği bulunmuştur [20]. Ancak mantarları yaptığı denitrifikasyon bakterilerinkinden farklı ve eksiktir. Mantarlar, N<sub>2</sub>O redüktaz'ın yokluğundan dolayı, denitrifikasyon ürünü olarak dinitrojen (N<sub>2</sub>) yerine nitroz oksid (N<sub>2</sub>O) üretirler [21].

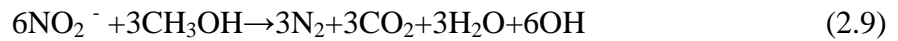
Denitrifikasyon bakterileri nitrati azot gazına çevirerek büyümeleri için gerekli enerjiyi elde ederler. Ancak hücre sentezi için bir karbon kaynağı gerekir.

Heterotrofik denitrifikasyonda karbon kaynağı olarak metanol, etanol, glikoz, asetik asit ve formik asit gibi organik maddeler kullanılmaktadır. Nitrikasyona uğramış sularda genelde karbon düşük miktarlardadır. Bu yüzden dışarıdan karbon ilave etmek gerekebilir. Karbon kaynağı olarak genellikle metanol ve diğer bazı organik bileşikler kullanılır. Karbon kaynağı olarak metanolün kullanıldığı ayrı bölmede gerçekleştirilen denitrifikasyon prosesinin sitokiyometrisi aşağıda izah edilmektedir.

Enerji reaksiyonu birinci aşama;



Enerji reaksiyonu ikinci aşama;



Toplam enerji reaksiyonu;

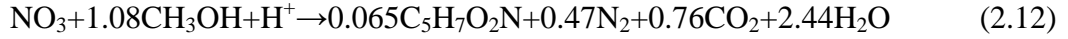


McCarty tarafından verilen tipik reaksiyon;



Uygulamada enerji için gereken metanol miktarının %25 ila %30'u sentez için gereklidir. Mc Carty deneysel laboratuvar çalışmalarını esas alarak toplam nitrat giderim reaksiyonu tanımlamak için aşağıdaki deneysel formülü geliştirmiştir.

Toplam nitrat giderim reaksiyonu;



Şayet tüm azot nitrat formunda ise toplam metanol gereksinimi reaksiyon 10' dan hesaplanabilir. Ancak denitrifikasyonun gerçekleşeceği atık su nitrit ve çözülmüş oksijen içerebilir. Nitratın, nitritin ve çözülmüş oksijenin mevcut olduğu yerde, metanol gereksinimi aşağıda deneysel olarak elde edilen (2.13) eşitliği kullanılmak suretiyle hesaplanabilir [22].

$$\text{Cm} = 2.47\text{No} + 1.53\text{N}_1 + 0.87\text{Do} \quad (2.13)$$

Cm= gereken metanol konsantrasyonu, mg/L

No=başlangıç nitrat azotu konsantrasyonu, mg/L

N<sub>1</sub>=başlangıç nitrit azotu konsantrasyonu, mg/L

Do=başlangıç çözülmüş oksijen konsantrasyonu, mg/L

Tavares ve diğ. [23] denitrifikasyon ya da disimilatif nitrat redüksiyonu bazı bakteriler tarafından enerji üretimi için kullanılan anaerobik bir prostestir. Çevre problemlerinden biri olan ziraatta suni gübre kullanımındaki artış nitrat birikimine neden olur. Bu çevre problemi sonucu oluşan nitrat birikiminin gideriminde denitrifikasyon önemli rol oynadığını bulmuşlardır.

Rensink ve diğ. [24] çökeltilmiş atık suların pilot bir sistemde biyolojik azot giderimini araştırılmışlardır. Bu sistem, sırasıyla anaerobik, aerobik, anoksik ve aerobik olmak üzere dört bölgeden meydana gelmekte ve "Renphosystem" adıyla anılmaktadır. Aerobik bölgede nitrifikasyon, anaerobik bölgede ise denitrifikasyon gerçekleşmektedir. Başlangıç olarak nitrifikasyonun tamamlanması için aktif çamur havuzuna düşük yük verilmiştir. Sistemin sırasıyla anoksik ve aerobik bölgelerinden sonra yüksek nitrat giderimi elde edilmiştir. Bu proste 4 safhadan geçen atık su

çıkışında fosfor (P) ve azot (N) konsantrasyonu sırasıyla 0,4 ve 2 mg/L olarak elde edilmiştir. Çalışmanın sonunda sırasıyla azot (N) ve fosforda (P) %87 ve %98'e varan giderim verileri elde edilmiştir.

#### 2.1.4.3 Amonifikasyon

Eğer organik nitrojen içeren bir atıksu varsa, sulak alanlarda azotun dönüşümünün ilk adımı amonifikasyondur. Bu enerji açığa çıkaran kompleks biyokimyasal proses aminoasidin oksidatif deaminasyon ile amonyak üretimi şeklindedir ve bu (2.14) reaksiyonunda görülmektedir.



Sulak alanlarda bu proses aerobik olan sulak alanın üst bölgesinde daha hızlı gerçekleşirken derinlik ile anaerobik şartlar meydana gelen dip bölgelerde daha yavaş gerçekleşir [25].

Amonifikasyon için ideal pH aralığı 6,5-8,5 arasındadır [26]. Amonifikasyon prosesi yüksek sıcaklıkta daha hızlı gerçekleşmektedir. Her 10°C sıcaklık artışı ile amonifikasyon daha hızlı iki katına çıkmaktadır.

#### 2.1.4.4 Biyokütle Asimilasyonu

Biyokütle Asimilasyon Prosesinde, besin ihtiyacını karşılamak için heterotrofik biyokütlede NH<sub>4</sub>-N kullanılmaktadır. Biyokütle tarafından nitrojenin asimilasyonunun domuz çiftliklerinden gelen seyreltilmiş atık sular ile beslenmiş düşey akımlı sulak alanda meydana geldiği Sun ve diğ. [27] tarafından belirtilmiştir. Yazarlara göre NH<sub>4</sub>-N gideriminde bu şekilde %27-%48 arasında verim elde edilmiştir. Bunda nitrifikasyonun katkısı %10 dan azdır. Deney sisteminde organik yükleme ve giderme oranı yüksek olduğu için heretotrofik biyokütlede NH<sub>4</sub>-N'in asimilasyonu azot gideriminde başrol oynamaktadır.



#### 2.1.4.5 Disimilatif Nitrat İndirgenmesi

Disimilatif nitrat indirgenmesi, karbonca zengin ortamlarda ve nitratın sınırlı olduğu durumlarda  $\text{NO}_2\text{-N}$  ve  $\text{NO}_3\text{-N}$ ' in  $\text{NH}_4\text{-N}$ 'e indirgenmesidir [28, 29]. Oksijenin bulunmadığı ortamlarda elektron alıcısı olarak nitrat genellikle ilk araç olarak kullanılmaktadır [30]. Bu tür dönüşümden sorumlu bakteri nüfusu fakültatif anaerobik gruba aittir.

Disimilatif nitrat indirgenmesi yatay akışlı sistemlerde Vymazal ve Köpfelova [31] tarafından çalışılmıştır. Çalışmada yazarlar atıksu çıkışında  $\text{NH}_4\text{-N}$ ' in arttığını belirtmiştir.

Yapılan çalışmalar bize dönüşüm için yatay akışlı sistemlerin baskın anaerobik şartlar gibi alışılmamış şartlarda anaerobik bakteri grubunun büyümesini teşvik ettiğini göstermektedir [32].

#### 2.1.4.6 Amonyakın Uçurulması

Amonyakın uçurulması fiziksel giderim prosesidir. Uçan amonyak gazı su yüzeyinden atmosfere doğru kütle transferi esasına göre uzaklaştırılabilir. Bu proses atıksuyun pH'sına bağlıdır. pH' ın 9,3' den itibaren artırılması suyun alkalinitesini artırabilir. Böylece  $\text{NH}_4$  iyonları  $\text{NH}_3$  gaz formuna dönüşür ve sudan uzaklaşır [33]. Amonyakın uçurulması derin yüzey akışlı sulak alanlarda pH'ın 7,5-8,0' in altına düştüğü durumlarda önemsiz denilebilecek miktarlarda olur [25].

#### 2.1.4.7 Adsorpsiyon

Sulak sistemlerde adsorpsiyon sudaki  $\text{NH}_4^+$  iyonları ile katyon değiştirici adsorbent arasındaki katyon değişimi ile gerçekleşir [34].

Aerobik şartların baskın olduğu durumlarda, biyofilm üzerine adsorblanan  $\text{NH}_4\text{-N}$  nitrifiye olabilmektedir [35].

#### 2.1.4.8 Bitki Alımı

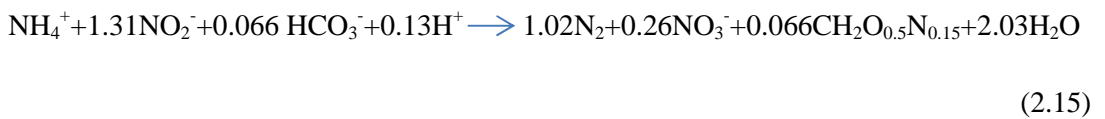
Sulak alanlarda makrofitin azot giderim performansının artırılması için bulunması gerekir [36, 37]. Çünkü kök çevresindeki mikroorganizmaların gelişebilmesi için oksijen ve yüzey alanı sağlar. Bu da nitrifikasyonu artırır [34, 38, 39] ve köklerden sağlanan karbon ile organik madde giderimi ve denitrifikasyon prosesi optimize edilir.

Bitki ve bitkisiz sulak alanlarda yapılmış olan çeşitli karşılaştırılmalı çalışmalar, giderim performansının yüksek olması isteniyorsa ortamda makrofitlerin olması gerektiğini göstermiştir.

#### 2.1.4.9 ANAMMOX( Anaerobic Ammonium Oxidation) Prosesi

ANAMMOX prosesi, amonyağın anaerobik koşullar altında azot gazına indirildiği yeni bir prosesdir [40, 41]. Bu proses konsantre atık sulardan amonyumun gideriminde düşük maliyet fırsatı sağlayabilir [42, 43]. Ana ürün azot gazı olmakla birlikte bir miktar nitrat da oluşmaktadır. Nitrat, anammox aktivitesi sonucu oluşmakta ve reaktör içinde zamanla birikmektedir. Bu süreçte amonyak elektron verici, nitrit ise elektron alıcı olarak kullanılır [40].

Anammox sitokiyometrisi zenginleştirilmiş anammox bakteri topluluğu üzerinde kütle dengesini esas alarak aşağıdaki gibi yazılabilir [42].



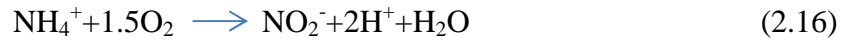
Anammox prosesi düşük organik madde içeriği olan atıksulardan azot gideriminde yeni bir yöntem olarak göze çarpmaktadır. Proses dışarıdan karbon kaynağı eklenmeksizin nitritin elektron alıcı olarak kullanıldığı anaerobik amonyum oksidasyonu temeline dayanmaktadır [44, 45, 46]. Anammox bakterilerinin büyümesi için gerekli olan ana karbon kaynağı karbondioksittir. Anammox prosesi için sabit yataklı, akışkan yataklı, ardışık kesikli ve yukarı akışlı reaktör uygundur [47, 48, 49, 50].

Bu proses endüstriyel atıksuların arıtımında uygulanan bir prosestir. Prosesin en önemli dezavantajı, anammox mikroorganizmalarının büyüme hızının yavaş olmasıdır. Anammox biyokütlesin büyümesi için en uygun reaktör tipinin ardışık kesikli reaktör olduğu belirtilmiştir [46].

#### 2.1.4.10 CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite) Prosesi

Yüksek miktarda amonyum ve düşük konsantrasyonda organik karbon içeren atıksularda elementel azot kaybı yüksektir. Bu durumlarda CANON prosesi çok ekonomiktir. Proses tek bir reaktörde veya oksijeni sınırlı biyofilmde gerçekleşir. Bu proses kısmi nitrifikasyon ve anoksik amonyum oksidasyonuna dayanır [41, 51]. Oksijeni sınırlı şartlarda aerobik ve anaerobik amonyum oksitleyen bakterilerden oluşan birleşik kültür CANON aktivitesini oluşturur. Bu proses oksijeni sınırlı şartlarda iki ototrofik mikroorganizma arasındaki karşılıklı etkileşime dayanır. Bu ototrofik mikroorganizma grubu nitrit ara ürünü üzerinden amonyumu doğrudan azot gazına çevirirler [44].

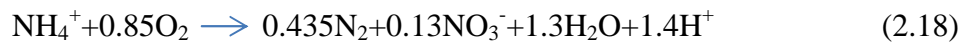
Sınırlandırılmış oksijenli şartlarda, amonyak aerobik nitrifikasyon yapan Nitrosomonas ve Nitrosospira gibi bakteriler tarafından nitrite oksitlenir.



Bunu takiben anammox bakterileri gibi anaerobik amonyum oksitleyenler  $\text{N}_2$  oluşturur.



Burada  $\text{CO}_2$ 'den biyokütlenin oluşması için nitrit elektron verir ve çoğalma için sitokiyometrik olarak  $\text{NO}_3^-$  oluşur.



Konvansiyonel nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile karşılaştırıldığında, azot uzaklaştırma hızı düşük olmasına rağmen CANON prosesi tamamen ototrof mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirildiğinden KOİ ilavesine gerek duyulmaz [52].

#### **2.1.4.11 SHARON (Single Reactor System for High Activity Ammonia Removal Over Nitrite) Prosesi**

SHARON prosesi biyolojik nitrifikasyon için yeni bir prodestir. Bu proses nispeten yüksek sıcaklıkta ve pH 7' nin üzerinde tek havalandırılmalı reaktörde biyokütle alıkonması olmadan işletilir. SHARON prosesi amonyumun nitrite, kısmi nitrifikasyonunu içerir. Bu durum arıtma tesisinde havalandırma maliyetini oldukça azaltmaktadır. Ayrıca yüksek amonyak konsantrasyonlarında atıksulardan azotu uzaklaştırmak için uygun bir prodestir [53].

Farklı prosesler içinde SHARON prosesi yüksek sıcaklık ve pH'da  $\text{NH}_4^+$  gideriminde etkili bir prodestir. Çamur alıkonması olmadan iyi karışımli bir reaktör tank bu proses için yeterlidir. Prodeste kimyasal çamur oluşmaz ve nispeten daha düşük miktarda biyolojik çamur oluşur. Oksidasyon nitrit adımında olduğu için fazla oksijene ihtiyaç duyulmaz. Bu da enerji ihtiyacını azaltır. Nitrat açısından konvansiyonel nitrifikasyon/denitrifikasyon ile karşılaştırılırsa, SHARON prosesi %25 daha az havalandırma ve %40 daha az karbona gereksinim duyar [44].

## **2.2 Sızıntı Suyu**

Katı atık depolama sahalarında; çöpün içinde bulunan nem ve sahaya dışarıdan giren sulardan kaynaklı olarak, yüksek oranda organik ve inorganik kirletici özelliğe sahip sızıntı suyu olarak adlandırılan sular oluşmaktadır. Katı atıkların depolandığı sahanın yağmur, yüzey suları ve yeraltı sularıyla teması sonucunda katı atık bünyesinde depolanan maddeler, depo koşullarındaki çözünürlüklerine bağlı olarak az veya çok miktarlarda su fazına geçip sızıntı suyunu oluştururlar. Sızıntı sularını katı atıkların bünyesinde bulunan sular da oluşturmaktadır.

Sızıntı suları, organik ve inorganik karakterli kirleticileri içerdikleri için çevrede doğurabilecekleri zararlar bakımından çok büyük bir öneme sahiptirler. Sızıntı suları, genel olarak bakıldığında yüksek organik içeriğe sahip, koyu renkli, kokulu, yüksek ağır metal konsantrasyonlu, kompleks ve hemen hemen her türlü kirletici parametrelerinin içeriğinde bulunması nedeni ile arıtılması güç ama zorunlu olan bir kirletici kaynağıdır [54].

Depolama sahasında oluşan sızıntı sularının miktarını ve karakteristiğini belirlemek oldukça zor olmaktadır. Sızıntı suyu miktarı atığın bileşimi, mevsimsel değişim, atığın nem tutma kapasitesi ve depolama sahasının özelliklerine bağlıdır. Sızıntı suyu karakteristiği ise atığın bileşimi, depo sahasının yaşı ve fiziksel-kimyasal reaksiyonlara bağlıdır [54].

Sızıntı suyu arıtımında konvansiyonel arıtım prosesleri tek başlarına yeterli olmamaktadır. Sızıntı suyu içerisinde bulunan yüksek konsantrasyondaki azot bileşikleri, biyolojik arıtımı zorlaştırmaktadır. Bu sebepten dolayı fiziksel/ kimyasal arıtım prosesleri ile biyolojik proseslerin bir kombinasyonu tatbik edilmelidir.

Sızıntı suyu katı atıkların içinden süzülerek birtakım kimyasal, biyolojik ve fiziksel olaylara maruz kalarak oluşur ve sızıntı suyu toplama sistemleri ile dışarı alınır. Katı atıkların içinden süzülen sızıntı suyu, katı atıkların muhtevassından kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiği içerir.

Sızıntı suyu özelliği; katı atık bileşenleri, depo yaşı, depo alanının hidrojeolojik durumu, depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler, katı atıktaki su miktarı, ısı, pH, katı atık depolama yüksekliği, depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartlarına göre değişir. Bunların içinde en önemlisi atık bileşenleridir. Organik ve inorganik bileşenlerin biyolojik, kimyasal ve fiziksel prosesleri genel olarak sızıntı suyu karakterini belirler. Yüksek miktardaki organik maddeler için en önemli proses biyolojik prostestir. İnorganik atıkların çözünürlüğü de sızıntı suyu kompozisyonu için önemlidir. Atık bileşenleri ve reaksiyon ürünleri depo içinde süzülerek sızıntı suyu içinde eriyik veya gaz olarak dışarı çıkar. Katı atık depolama alanına ilave edilen (geri devir ettirilen) suyun miktarı mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden sızıntı suyu kalitesini etkiler. Sızıntı suyu karakteri çöp

depo sahasındaki stabilizasyonunun derecesine bağlıdır. Depodaki stabilizasyonunun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılır. Fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olan bu parametreler çöp sahası içindeki reaksiyonların derecelerini belirler. Mesela, pH ve ORP (oksidasyon-redüksiyon potansiyeli) parametreleri, asit-baz ve yükseltgenme- indirgenme dengesiyle ilgili belirleyici ölçümlerdir. Bunlar da asit oluşumu ve metan oluşumu derecelerini belirler. BOİ ve KOİ, biyolojik ayrışabilirlik; azot ve fosfor ise belirli fazlardaki aerobik/anaerobik durumu ve nütrient yeterliliğini gösterir. Benzer şekilde alkalinite, tampon kapasitesini; ağır metal, potansiyel inhibisyonu; iletkenlik, iyonik kuvveti ve aktiviteyi; bakteri ve virüsler, sağlığa zararlılık derecesini; nitrat ve sülfatlar, oksidasyon derecesini belirler. Azot miktarı depo yaşını belirleyen en önemli faktördür. Amonyak azotu (NH<sub>3</sub>-N) ve organik azot (org-N) organik maddelerin biyolojik indirgenmesinden meydana gelir ve anaerobik ortamda stabil haldedir. Nitrat azotu ise anaerobik ortamda tüketilir.

Sızıntı suyunun iki önemli kaynağı; depolanan atıktaki su muhtevası ve dışarıdan depoya giren su miktarıdır. Dışarıdan depoya giren su, yağmur sularının depo üzerinden sızması, yüzeysel suların ve yer altı sularının depo üzerinden sızması, yüzeysel suların ve yer altı sularının depoya girmesiyle oluşur. Saha içerisinde organik maddelerin ayrışması neticesinde oluşan su yukarıdaki iki kaynağa göre daha önemsizdir.

Sızıntı suyu bileşiminin depo yaşına bağlı olarak değişmesi, farklı arıtma poseslerinin uygulanmasına neden olur. Sızıntı suları çok yüksek kirlilik ihtiva etmediği durumlarda, yaygın olarak şehir kanalizasyon şebekesine direkt deşarj edilmektedir. Sızıntı suyu yüksek derecede kirleticiler ihtiva ediyorsa arıtılarak şehir şebekesine veya alıcı ortama deşarj edilir. Sızıntı suyunun merkezi arıtma tesisine deşarjı, tesiste havalandırma ihtiyacını arttırır ve iyi bir biyolojik arıtım için fosfor eksikliğine sebep olur. Biyokütlenin artması ve metallerin çökmesinden dolayı çamur miktarı artar. Çamurdaki metal miktarının artması, koku ve köpük problemlerini arttırır [55].

### 2.2.1 Sızıntı Suyu Karakteristiği

Sızıntı suyu karakteristiğini etkileyen birçok faktör vardır. Bunlar yaş, mevsimsel yağışlar, atık türü ve atığın niteliği, özellikle çöp sızıntı suyunun niteliği çöp deponi alanının yaşına bağlıdır [56]. Depo yaşı, depo sahasındaki havasız arıtma kapasitesine bağlı olarak sızıntı suyu kalitesini etkileyen en önemli faktörlerden birisidir.

**Tablo 2. 1:** Genç ve olgun çöp sızıntı suyu karakteristikleri

Parametre	Genç Çöp Sızıntı Suyu(<2 yıl)		Olgun Çöp Sızıntı Suyu(>10 yıl)
	Aralık	Genel	Aralık
BOI <sub>5</sub>	2000-30000	10000	100-200
TOK	1500-20000	6000	80-160
KOİ	3000-60000	18000	100-500
AKM	200-2000	500	100-400
Organik-N	10-800	200	80-120
NH <sub>3</sub> -N	10-800	200	20-40
NO <sub>3</sub>	5-40	25	5-10
Toplam P	5-100	30	5-10
PO <sub>4</sub> -P	4-80	20	4-8
Alkalinite (CaCO <sub>3</sub> )	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	6,6-7,5
Sertlik(CaCO <sub>3</sub> )	300-10000	3500	200-500
Ca	200-3000	1000	100-400
Mg	50-1500	250	50-200
Na	200-2500	500	100-200
Cl	200-3000	500	100-400
SO <sub>4</sub>	50-1000	300	20-50
Fe	50-1200	60	20-200

\*pH hariç tüm birimler mg/L cinsindedir [57]

Sızıntı suyunun karakteristiği genellikle KOİ, BOI, BOI/KOİ oranı, pH, askıda katı madde, amonyum azotu (NH<sub>3</sub>-N), toplam Kjeldahl azotu ve ağır metallere ifade edilmekte.

**Tablo 2. 2:** Türkiye'deki sızıntı suyu karakteristiği

Yaş	Ülke	KOİ mg/L	BOİ mg/L	BOİ/KOİ	pH	Askıda Katı Madde mg/L	Toplam Kjeldahl Azotu mg/L	NH <sub>3</sub> - N mg/L	
G	Türkiye	16200- 20000	10800- 11000	0,55-0,67	7,3- 7,8	—	—	1120- 2500	[58]
G	Türkiye	35000- 50000	21000- 25000	0,5-0,6	5,6- 7,0	—	—	2020	[58]
G	Türkiye	35000- 50000	21000- 25000	0,5-0,6	5,6- 7,0	2630- 3930	2370	2020	[59]
G	Türkiye	10750- 18420	6380- 9660	0,52-0,59	7,7- 8,2	1013- 1540	—	1946- 2002	[60]
OY	Türkiye	9500	—	—	8,15	—	1450	1270	[61]
Y	Türkiye	10000	—	—	8,6	1600	1680	1590	[62]

**Tablo 2. 3:** Balıkesir'deki sızıntı suyu karakteristiği

Parametre	Birim	Miktar
Arsenik	mg/L	1,17
Askıda katı madde	mg/L	403
Bakır	mg/L	0,016
BOİ	mg/L	1238
Civa	mg/L	0,0061
Çinko	mg/L	0,023
Fenol	mg/L	0,001
Gümüş	mg/L	<0,02
Hidrokarbonlar	mg/L	<6
Kadmiyum	mg/L	0,0079
KOİ	mg/L	3550
Klorür	mg/L	3100
Krom	mg/L	0,214
Kurşun	mg/L	<0,005
Nikel	mg/L	< 0,005
Serbest klor	mg/L	< 0,01
Sülfat	mg/L	15,9
Sülfür	mg/L	< 0,002
Toplam azot	mg/L	354
Toplam fosfor	mg/L	5,48
Yağ ve gres	mg/L	< 10
NH <sub>4</sub>	mg/L	1200
Yüzey aktif madde	mg/L	0,59



## **2.2.2 Sızıntı Suyu Arıtma Metodları**

Sızıntı suyu arıtma metodları klasik arıtma metodları, biyolojik arıtım, Fiziksel kimyasal arıtım ve membran prosesler olarak dörde ayrılır.

### **2.2.2.1 Klasik Arıtma Metodları**

Klasik arıtma metodları, evsel atıksularla birlikte arıtılması ve geri devir olarak sıralanabilir.

#### **2.2.2.1.1 Evsel Atıksularla Birlikte Arıtılması**

Evsel atıksu ile sızıntı sularının birleştirilerek arıtılması ekonomik olmasına rağmen sızıntı suyunun düşük biyolojik parçalanabilir özelliği ve içerdiği ağır metaller nedeni ile arıtma verimini azaltmaktadır [60].

Diemodoulos ve diğ. [63] yaptıkları çalışmada ardışık kesikli reaktör (SBR) kullanılmıştır. Sızıntı suyu, evsel atıksu oranı 9/1 olarak çalışılmıştır. BOİ yaklaşık %95 ve Azot giderimi yaklaşık %50 olarak elde edilmiştir. KOİ ve NH<sub>4</sub>-N giderimi sızıntı suyu/ evsel atıksu oranının artmasıyla azalır [63, 64].

#### **2.2.2.1.2 Geri Devir**

Bu yöntem atık içerisine sızıntı sularının verilerek geri devir işlemine tabi tutulmasıdır. Geri devir atık içerisinde organik maddelerin parçalanmasını sağlayan biyokimyasal süreci hızlandırır [65].

### 2.2.2.2 Biyolojik Arıtım

Biyolojik arıtım, kolay işletilebilir ve güvenilir yapısı ile BOI değeri yüksek olan sızıntı sularında yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyolojik parçalanmada mikroorganizmalar tarafından organik içerik aerobik koşullarda karbondioksit, anaerobik koşullarda biyogaza dönüşür [65]. Biyolojik prosesler BOI/KOİ oranının yüksek olduğu sızıntı sularından organik ve azotlu maddeleri etkili bir şekilde giderebilmektedir. Zamanla humik ve fulvik asit varlığı işlemin etkinliğini azaltmaktadır.

#### 2.2.2.2.1 Aerobik Arıtım

Aerobik arıtım amonyum azotunun nitrifikasyonunu gerçekleştirir ve biyolojik olarak parçalanabilir organik kirleticilerin kısmen azalmasını sağlar. Aerobik biyolojik prosesler havalandırılmalı lagünler, klasik aktif çamur prosesleri ve ardışık kesikli reaktörler (SBR) olarak askıda büyüyen sistemler olarak uygulanmaktadır [66, 67, 68, 65].

##### *Askıda Büyüyen Biyokütle Prosesleri*

###### *Lagünler*

Havalandırılmalı lagünler patojenler, organik ve inorganik kirleticilerin gideriminde düşük maliyetli ve etkili bir metoddur. Maehlum [65] sızıntı sularının biyolojik arıtımında anaerobik –aerobik lagünler kullanmıştır. Azot, fosfor ve demir gideriminde %70'in üzerinde verim elde edilmiştir [65]. Orupold ve diğ. [69] lagün kullanarak fenolik içerik ile birlikte organik madde de gidermiştir. Çalışmada %55-64 arası KOİ, %80-88 arası fenol giderimi sağlanmıştır [69].

###### *Aktif Çamur Prosesleri*

Aktif çamur prosesi sızıntı sularının ön arıtımında kullanılmaktadır. Aktif çamur prosesi organik karbonu, nütrientleri ve amonyak içeriğini gidermede etkili olsa da uzun süreli havalandırma gerektirmesi, yüksek enerji ihtiyacı ve yüksek amonyak azotu içermesi durumunda mikrobiyal faaliyetlerin zarar görmesi gibi dezavantajlara da sahiptir [65].

Hoilijoki ve diğ. [70] yaptıkları çalışmada laboratuvar ölçekli bir aktif çamur reaktöründe farklı sıcaklıklarda (5-10°C) önceden anaerobik işlem görmüş çöp sızıntı sularında nitrifikasyon performansını incelenmiş ve aerobik arıtım uygulandığında KOİ değeri 150-500 mg/L, BOI<sub>5</sub> mg/L'den az ve NH<sub>4</sub>-N değeri yaklaşık 13mg/L'den az olarak ölçülmüştür[70].

#### *Ardışık Kesikli Reaktör (SBR)*

Organik karbon oksidasyonu ve nitrifikasyonun aynı anda uyumlu bir şekilde çalışması sağlanabilirse ardışık kesikli reaktörler nitrifikasyon- denitrifikasyon işlemleri için uygun reaktörlerdir [63].

Uygun ve diğ. [62] yapmış oldukları çalışmada SBR sistemde anaerobik/ anoksik/ oksik, anaerobik/ oksik/ anoksik/ oksik ve anaerobik/ anoksik/ oksik/ anoksik/ oksik şartlar uygulanarak 10 gün çamur yaşı ve toplamda 21 saat çevrim ile sistem çalıştırılmış ve en düşük nütrient çıkış değeri beş basamaklı olan uygulamada elde edilmiştir. Eysel atıksu ile 1/1 oranında karıştırılmış ve toz aktif karbonla işlem görmüş sızıntı suyu üzerinde uygulanan beş basamaklı SBR prosesi ile 21 saat sonra elde edilen giderim verimleri KOİ, NH<sub>4</sub>-N ve PO<sub>4</sub>-P için sırasıyla %75, %44, %44 olarak elde edilmiştir [62].

#### *Bağlı Büyüyen Biyokütle Sistemleri*

##### *Damlatmalı Filtreler*

Damlatmalı filtre sistemlerinde aerobik mikroorganizmalar bulunur ve bu canlılar bir biofilm tabakası meydana getirirler.Sistem verimi bu biofilm tabakasına bağlıdır.Ortam aerobik canlılar için oksijence zengin ve atıksu yeterince organik karbon içermelidir.

Damlatmalı filtre sistemlerinde mikroorganizmaların tutunarak biofilm tabakası oluşturduğu bir dolgu malzemesi vardır.Bu malzeme plastik, seramik, taş vb. maddelerden yapılabilir.

Biofilm tabakası, su içerisindeki besin kaynaklarını hücre sentezi için kullanırken aynı zamanda hücre artışı meydana gelir. Giderek kalınlaşan biofilm tabakasının alt bölgesinde kalan mikroorganizmalar, yeteri kadar oksijen alamaz ve ortam anaerobik bir hal alır. (Ortama bağlı olarak bu bölgede metan gazı açığa çıkar

ve biofilmin kopmasına etki eder). Suyun kesme kuvvetiyle birlikte biofilm tabakasında kopmalar meydana gelir. Mikrobiyal kütle akan suya karışır ve çökeltim havuzunda tutularak uzaklaştırılır. Kopmaların meydana geldiği yerlerde yeni hücreler yerleşir. Sistem bu şekilde devamlılığını sağlar.

Bu yöntem çöp sızıntı sularının içerdiği azot miktarının azaltılması için kullanılmaktadır. Biofilmler düşük maliyetli oldukları için nitrifikasyonda tercih edilen bir yöntemdir [71].

#### *Hareketli Yatak Biofilm Reaktörler*

Hareketli Yataklı Biyo-Reaktör (MBBR) sistemi, biyolojik büyüme için çok geniş bir yüzey alanı oluşturmak amacıyla tasarlanmış binlerce özel biyo-kütle taşıyıcının kullanımıyla uygulanır. MBBR sistemi mevcut tesislerde uygulanabilir. Böylece ilave tank gereksinimi olmadan tesis kapasitesinin artırılmasını sağlar.

Yüksek biyokütle konsantrasyonu, uzun süre almayan çöktürme periyodu ve toksik etkiye karşı düşük duyarlılığa sahip olması bu sistemin avantajlarıdır [72].

#### **2.2.2.2 Anaerobik Arıtım**

Anaerobik arıtma, hidroliz, asit oluşum ve gaz oluşumu olmak üzere üç kademe meydana gelir. Hidroliz kademesinde, çözünmeyen yüksek moleküllü organik maddeler (polisakkaritler, lipitler, proteinler), çözünebilir enerji ve karbon kaynağı organik maddelere (monosakkaritler, şekerler, aminoasitler ve serbest yağ asitleri) dönüşürler. Asit oluşumu kademesinde; hidroliz kademesinde oluşan ürünler düşük moleküllü ara ürünlere, asetik aside, CO<sub>2</sub> ve H<sub>2</sub>'e dönüşür. Metan üretim kademesinde ise asit oluşumu safhasında oluşan ürünler CH<sub>4</sub> ve CO<sub>2</sub>' e dönüştürülür.

Anaerobik reaktörlerde çamurun organik madde içeriği indirgenme hızına ve zamana bağlı olarak artar. Anaerobik yöntem etkili bir proses olmasına karşın, çıkış suyunda 1000- 4000 mg/L KOİ ve BOİ/KOİ>1,3 gibi yüksek miktarda

kirlilik mevcuttur. Bundan dolayı anaerobik arıtmadan sonra gelecek adım çıkış standartlarını temin edecek aerobik prosesler olmalıdır.

Yüksek verimde anaerobik arıtımın sağlanabilmesi için; Besi maddesi dengesi, iz elementler, oksitleyiciler, toksik maddeler, sıcaklık, pH gibi unsurlara dikkat edilmelidir.

Genç depo alanlarında oluşan sızıntı suları, genellikle büyük miktardaki uçucu yağ asitleri ile karakterize edilirler. Kolay ayrışabilir uçucu asitler genç sızıntı sularının KOİ sinin büyük kısmını oluştururlar. Bu nedenle BOI/KOİ oranı yüksektir ve sızıntı sularının yüksek hızlı anaerobik arıtma sistemlerinde arıtılmasını mümkün kılar.

Yukarı akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Reaktörde (AÇYR) su tabandan reaktöre verilir. Biyolojik granüler veya floklardan oluşan çamur yatağın içinden atıksu yukarı doğru süzülür. Anaerobik şartlarda oluşan gazlar biyolojik granüllerin oluşumuna yardım eden dahili sirkülasyona neden olur. Çamur yatağı içinde oluşan bazı gazlar biyolojik granüllere yapışır. Serbest gaz ve üzerine gaz yapışmış partiküller yüzeye doğru çıkar. Bu partiküller tabandaki gaz çıkma engelini kırarak bağlı gaz taneciklerinin serbest hale geçmesini sağlar. Yüzeye çıkan partikülün gazı ayrılınca granül çamur yatağın üzerine döner. Serbest gaz ve granül ile birlikte yüzeye çıkan gaz reaktörün üst kısmında toplanır. Biyolojik granüller ve nihai çamuru ihtiva eden su reaktör içindeki çökeltme bölümünden geçerken su savaklanır, çamur ise çamur yatağının üzerine geri döner. Anaerobik perdeli reaktör yukarı akışlı çamur reaktörlerinin bir türüdür.

Anaerobik filtre atıksudaki karbonlu organik maddeleri arıtmak için kullanılan, değişik tipte katı ortam ile doldurulmuş bir reaktördür. Atıksu tabandan yukarı çıkarken filtre üzerindeki anaerobik bakterilerle temas eder, bakteri katı ortam üzerine yapışıp bağlı kalır. Düşük kirlilikteki suların arıtılmasında kullanılır.

Aşağı akışlı filtre reaktörde yüzeyinde biyofilm oluşumu ile aynı zamanda gazın yukarıya çıkması ve katı maddelerin çökmesini sağlayacak kanallar bulunan özel plastik dolgu malzemeleri kullanılır.

Akışkan yataklı reaktörde, geri devir suyu giriş suyu ile birleştirilerek akımın reaktör içinde yukarıya yükseliş hızı artırılır ve böylece yatak akışkan hale getirilir. Biyokütle akışkan haldeki yatak üzerinde tutulur. Bu tip reaktörler şok yüklenmelerden etkilenmez, yüksek giderim kapasitesine sahiptir.

KOİ değeri 15000- 20000 mg/L olan genç depo sızıntı suyunun havasız ardışık kesikli reaktör (HAKR) ve havasız hibrit yataklı filtre ile arıtma üzerine çalışmalar yapılmıştır. HAKR'de 10-15 gün hidrolik bekleme süresi esnasında 2,8 kg TOC/m<sup>3</sup>.gün organik yükleme ile %74 TOC (%73 KOİ) giderimi elde edilmiştir [73].

İnanç ve diğ [74] genç depo sızıntı sularının yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı filtre, anaerobik fitler ve hibrit yataklı filtre ile arıtılması üzerine çalışmalar yapmıştır. Hidrolik bekleme zamanı 2- 4 gün ve organik yük 1,3-8,2 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün değerinde tüm reaktörlerde %80-90 KOİ giderimi sağlanmıştır. Giriş suyunda bulunan yüksek miktardaki amonyak konsantrasyonu inhibisyona sebep olduğunu tespit etmişlerdir. Amonyak inhibisyonundan anaerobik filtre çok az miktarda etkilenirken çamur yataklı filtre aşırı miktarda etkilenmiştir.

Kennedy ve diğ. [75] ön arıtmadan geçmiş sızıntı suyu ile aşağı akışlı sabit film yataklı reaktörde yaptıkları çalışmada 1,5 gün bekletme süresi ile 14,7 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün yüklemede %94 KOİ giderimi elde edilmiştir. Aynı yük ve bekleme zamanında işletilen yukarı akışlı anaerobik reaktörde ise %97 KOİ giderimi elde edilmiştir. Ağır metal birikimi ilk reaktörde biyofilm tabakası üzerinde 2. reaktörde ise çamur yatağı içinde olmuştur.

Genel olarak bahsedilen tüm anaerobik arıtma proseslerinin bazı avantaj ve dezavantajları mevcuttur. Anaerobik arıtımın avantajları;

- Yüksek miktarda organik madde ihtiva eden suların arıtılmasında etkilidir. Zira aerobik arıtım için gerekli yüksek oksijen transferi çok kirli sularda mümkün değildir.
- Tüketilen organik madde başına üretilen biyokütle (çamur) miktarı çok azdır. Bu aynı zamanda azot ve fosfor ihtiyacının aerobik arıtmaya göre

daha az olması sonucunu doğurur. Anaerobik arıtmada gerekli Azot (N) ve Fosfor (P) oranı aerobik arıtmadaki ihtiyacının %10 u kadardır.

- Ekonomik değeri olan metan gazı üretimi sağlanır. Tüketilen her kg KOİ için standart şartlarda 0,35 m<sup>3</sup> civarında metan üretilir.
- Havalandırma için ekipman ve enerji ihtiyacı yoktur.
- Koku problem yoktur.
- Anaerobik biyokütle, tesise atıksu girişi olmasa da aylarca canlı kalabildiğinden mevsimlik arıtma içinde uygundur.

Anaerobik arıtımın dezavantajları;

- Anaerobik bakterilerin büyüme hızı yavaş olduğundan, uygun aşısı bulunamadığı durumlarda tesisin işletmeye alınması için uzun süre gerekmektedir.
- Mevcut ortam sıcaklığında anaerobik faaliyet çok düşüktür.
- Anaerobik bakteriler birçok bileşiklerce inhibe olabilirler.

### **2.2.2.3 Fiziksel Kimyasal Arıtım**

Fiziksel ve kimyasal prosesler askıda katı maddeleri, koloidal partikülleri, yüzen maddeleri, rengi ve toksik maddeleri; koagülasyon/flokülasyon, adsorpsiyon, kimyasal oksidasyon ve hava sıyırma metodları ile gideme işlemleridir.

#### **2.2.2.3.1 Koagülasyon/Flokülasyon**

Koagülasyon ve flokülasyon genellikle sızıntı sularının ön arıtımında kullanılan bir yöntemdir. Koagulant olarak alüminyum sülfat, demir sülfat, demir üç klorür genellikle kullanılmaktadır [76].

Koagülasyon biyolojik olarak parçalanamayan organik madde ve ağır metal gideriminde kullanılmaktadır [77, 78]. Koagülasyon prosesi kolloidleri koagulant ilavesi stabilize eder ve flokülasyon aşamasında stabilize olan kolloidlerin partikül boyu büyür.

Sızıntı suyunda ağır metal giderimi için FeCl<sub>3</sub> kullanımı pH 9'da pH 4'den daha verimli gerçekleşmektedir [78].

Amokren ve diğerlerinin yapmış oldukları çalışmaya göre 4100 mg/L KOİ konsantrasyonuna sahip sızıntı suyundan demir klorid kullanılarak %55 giderim alum kullanılarak %42 giderimi sağlanmıştır [1].

### 2.2.2.3.2 Adsorpsiyon

Adsorpsiyon bir maddenin diğer bir madde yüzeyinde veya iki faz arasındaki ara yüzeyde konsantrasyonun artması ya da bir başka ifadeyle moleküllerin temas ettikleri yüzeydeki çekme kuvvetlerine bağlı olarak o yüzeye birleşmesidir.

Adsorplayan katı yüzeyi ile adsorplanan madde arasındaki çekim kuvvetlerine bağlı olarak fiziksel, kimyasal ve iyonik olmak üzere üç tür adsorpsiyon işlemi gerçekleşmektedir:

#### *Fiziksel Adsorpsiyon:*

Katı yüzey ile adsorplanan madde molekülleri arasındaki çekim kuvvetleri sonucu oluşan adsorpsiyon olayıdır. Burada zayıf van der Waals kuvvetleri etkindir ve işlem bütünüyle tersinirdir. Adsorplanan olan molekül, yüzey üzerinde hareketli bir konumdadır. Adsorpsiyon sonucunda yoğunlaşma enerjisinden biraz fazla ısı açığa çıkar. Adsorpsiyon enerjisi 10 kcal/mol'den daha düşüktür. Bu adsorpsiyon türünde aktivasyon enerjisi gerekmez ve adsorpsiyon sıcaklık ile azalır.

#### *Kimyasal Adsorpsiyon:*

Adsorplanan madde ile katı yüzey arasındaki fonksiyonel grupların kimyasal etkileşimi ile oluşan adsorpsiyondur. Bu adsorpsiyon türünde daha kuvvetli kimyasal bağlar bulunur, tepkime tersinmez ve tek tabakalıdır. Adsorban molekülleri yüzey üzerinde hareket etmezler. Adsorpsiyon sırasında açığa çıkan ısı, tepkime ısısından daha büyüktür. Adsorpsiyon ısısı 40 kcal/mol'den daha büyüktür. Adsorpsiyon için aktivasyon enerjisi gerekir ve sıcaklıkla artar.



### *İyonik (Elektrostatik) Adsorpsiyon:*

Elektrostatik çekim kuvvetlerinin etkisi ile iyonlar yüzeydeki yüklü bölgelere tutunmaktadır. Burada adsorplayan ile adsorplananın iyonik güçleri önemlidir. İyonlar eş yüklü ise tercihli olarak daha küçük olan yüzeye tutunur [78].

Kargı ve diğ. [80] yapmış oldukları çalışmada eş zamanlı olarak adsorpsiyon ve biyolojik arıtma kapasitesi denenmiştir. Koagülasyon flokülasyon ve hava sıyırma ile ön arıtma uğramış sızıntı suyuna havalandırma tankında biyolojik arıtım uygulanmış ve eş zamanlı olarak havalandırma tankına kesikli beslemeli olarak aktif karbon ve zeolite ilave edilmiştir. Aktif karbon ile %87, zeolit ile %77 KOİ giderim verimi elde edilmiştir [80].

### **2.2.2.3.3 Kimyasal Oksidasyon**

Kimyasal oksidasyon, serbest veya bileşik yapısında bulunan bir elementin oksidasyon düzeyinin, diğer bir ifade ile değerliliğinin yükseltilmesi ile sağlanır. Oksidasyona uğrayan element bir bileşik içinde ise bu bileşiğe de oksitlenmiş ifadesi kullanılır.

Çöp sızıntı suyunda bulunan kalıcı organiklerin biyolojik yöntemlerle giderilmesi mümkün olmadığından dolayı ön veya son arıtım kademesi olarak ileri oksidasyon yöntemleri uygulanmaktadır.

Fenton prosesi, demir ve hidrojen peroksitin ucuz olması, homojen katalitik yapısından dolayı kütle transfer sınırlamasının olmaması ve prosesin teknolojik olarak basit olması gibi avantajlarından dolayı en çok tercih edilen oksidasyon prosesidir.

Çöp sızıntı suyunun arıtımında Fenton prosesin bir ön arıtma kademesi olarak kullanıldığı çalışmada % 60 KOİ giderme verimi elde edilmiştir [81]. Koagülasyonla ön arıtılmış katı atık sızıntı suyuna Fenton benzeri prosesin uygulanmasıyla % 80 KOİ giderme verimi elde edilmiştir [82].

#### 2.2.2.3.4 Hava Sıyırma

Hava sıyırma bir gaz formdan sıvı forma veya sıvı formdan gaz formuna kütle transferi olarak bilinir. Çözünebilir veya çözülmüş gazların atıksulardan uzaklaştırılması gaz sıyırma tekniği ile mümkün olabilir. Bu yöntemle amonyum, kokulu gazlar ve organik bileşikler atıksudan uzaklaştırılır. Gaz sıyırma proseslerindeki etkili parametreler; sıyırılacak bileşiğin karakteristiği, kullanılacak kollektörün tipi, sıyırıcı kuleler ve bu kulelerin fiziksel özellikleri ve ebatlarıdır. pH=7'nin üzerine çıktığında amonyum iyonları, amonyak formuna dönüşerek atık sudan uzaklaştırılır. Taşıma verimi; sıcaklık, hacim, tesisatın kolaylığı ve hava-su kontağındaki verime bağlıdır. Eğer amonyum sıyırma verimi tatmin edici değilse ya kuleler doğru dizayn edilmemiştir ya da fazla yükleme yapılmıştır. Bu durumda sisteme ilave hava verilmelidir. pH kontrolünün zor olması, kuleler içerisindeki kalsiyum karbonat oluşumu ve sisteme soğuk hava verilmesi sırasında performanslarının düşmesi de dezavantajlarıdır [83].

#### 2.2.2.4 Membran Prosesler

Membran prosesler mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon, nanofiltrasyon ve ters ozmoz olarak sıralanabilir.

Mikrofiltrasyon kolloid ve katı maddeleri ayırarak bir ön arıtım sağlamaktadır. Tek başlarına kullanılmazlar. Piatkiewicz ve diğerlerinin sızıntı suyu üzerine yapmış oldukları çalışmada mikrofiltrasyon kullanılarak %25 ile %35 arasında KOİ giderimi sağlandığı görülmektedir [76].

Ultrafiltrasyon makromolekülleri ve partikülleri tutmakta etkili bir yöntemdir. Genellikle ultrafiltrasyon biyolojik arıtım sonrasında kullanılmaktadır [109]. Ultrafiltrasyon sisteminde kullanılan membranlar polimerik ya da mineral olabilir. Ultrafiltrasyondan çözülmüş bileşenler geçerken, yüksek moleküler ağırlıklı bileşenler tutulur.

Membran sistemler ile aerobik biyolojik arıtım bir arada kullanılabilir. Bu tür sistemlere membran biyoreaktörler denilmektedir. Membran biyoreaktörler

yüksek biyokütle konsantrasyonlarında çalışabilen ve arıtılmış su kalitesi yüksek olan kompakt sisitemlerdir.

Nanofiltrasyon (NF) en yeni membran tipi olup, ters ozmos membranlarının biraz daha gevşek halidir. Bu yarı geçirgen membranlar poliamidler, sulfane sülfonlardan ve diğer ince filmlerle birleşiklerden üretilmiştir. Nanofiltrasyon membranları ile NF çıkış suyu alıcı ortama deşarj edilebilecek seviyeye gelmektedir. Nanofiltrasyon membranları ile bakteriler, virüsler, pestisitler, organik maddeler, ağır metaller ve bazı tuzlar sudan uzaklaştırılır. Fiziksel metodlarla kombine edilmiş nanofiltrasyon çalışmalarında sızıntı suyundan KOİ giderimi %70-80 arasında olduğu görülmüştür [110].

Ters ozmoz, yüksek basınçta yarı geçirgen membran arasından suyu geçirmek suretiyle uygulanır. Ters ozmozla su içerisinde düşük moleküllü halde bulunan, mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyonla giderilemeyen, anyon ve katyon gibi iyonları gidermek mümkündür.

### **2.3 Hava Sıyırma Metodu İle Amonyak Giderimi**

Amonyak, su kaynaklarının kalitesini bozan en önemli kirleticilerden biridir. Amonyak genellikle evsel ve endüstriyel atıksulardan kaynaklı sudaki amonyak birikiminin sonucu olarak ötrofikasyonu meydana getirir [84]. Atıksuların içerdiği amonyak genellikle toksiktir ve bu durum biyolojik arıtımı olanaksız kılmaktadır [85]. Amonyakın bu olumsuz etkileri çeşitli amonyak giderme tekniklerinin gelişmesini teşvik etmektedir. Bunlar; biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon [86], hava sıyırma [87], membran ayırma [84] ve iyon değişimidir [88].

Hava sıyırma prosesleri düşük maliyet ve basit ekipman kullanılması ile atıksulardan amonyak gideriminde yaygın olarak kullanılmaktadır. Hava sıyırma prosesleri yüksek amonyak giderimi gerçekleştirmektedir [89]. Bu süreçte diğer proseslere ek olarak havanın sıvı içine emilmesi ile amonyak sıvı içinden havaya transfer edilir. Yani atıksudan amonyak uzaklaştırılır [87]. Amonyak düşük Henry sabitinde çözünür bir gaz olduğu için büyük ölçüde hava sıyırmada kütle transfer dreci gaz film tarafı üzerinde gerçekleşir [90]. Bu nedenle hava sıyırma amonyak

giderimi için iyi bir yöntemdir. Birçok hava sıyırma sistemi bulunmaktadır. Bunlar paket kuleler [91, 92], kabarcıklı havalandırma [91], su ayırmalı havalı kolon [93] ve ufak dizayn edilmiş sıyırma kulesidir [94].

Hava sıyırma yüksek verim elde etmek için genellikle kapalı kulelerde işlem gerçekleştirilir. Çünkü kapalı kuleler kütle transferinin daha fazla gerçekleşebildiği alanlardır [92]. Sudaki metal iyonları ile havadaki CO<sub>2</sub> arasındaki reaksiyonlar yüzünden kapalı kulelerde tıkanmalar meydana gelebilmektedir [93].

Son yıllarda yüksek kütle transfer hızı ile beraber kapalı kuleler ile değil de kapalı olmayan şekilde dizayn edilmiş kollektörlerle çalışılmakta [95, 96].

Quan ve diğ [93] yapmış oldukları çalışmaya göre havalsiklon reaktörde pH 11-12 olduğunda sulu çözelti üzerine hava verildiğinde amonyum azotu amonyağa dönüşür ve amonyak hava ile sıyrılır [93].

Bonmati ve diğ [87] yapmış oldukları çalışmada hava sıyırma metodu ile amonyak giderimi yüksek sıcaklıkta (80°C) ve yüksek pH (11,5)' da gerçekleştirilmiştir [87].

Ozyonar ve diğ. [97] yaptığı çalışmada hava sıyırma metodu ile kok atıksuyundan amonyak giderimi incelenmiştir. Sıyırma işlemi iki farklı reaktörde gerçekleştirilmiştir. Bunlar kesikli ve yarı kesikli reaktörlerdir. İlk olarak çeşitli parametrelerin etkileri incelenmiştir. Bunlar pH, bekletme süresi, hava ve sıvı debileri. Maksimum giderim verimi yarı kesikli reaktörde %100 olmuştur. Yarı kesikli reaktörde pH 12, sıyırma süresi 14 saat, hava debisi 12 L/dak ve sıvı debisi 2,5ml/dak olarak çalışma şartları belirlenmiştir. Kesikli reaktörlerde ise maksimum amonyak giderimi %96,7 olarak belirtilmiştir. Kesikli reaktördeki çalışma şartları pH 12, hava debisi 12 L/dak, sıyırma süresi 24 saat olarak belirtilmiştir. Hava sıyırma esnasında sıyırma verimi ve kütle transferi iki reaktör tipinde de pH ve hava debisinin artması ile artmıştır [97].

Degermenci ve diğ [98] yapmış oldukları çalışmada yarı kesikli jet loop reaktör sentetik sudan amonyak giderimi için kullanılmıştır. Jet loop reaktörler kütle transferinin yüksek olması nedeni ile birçok atıksu arıtımında kullanılmaktadır. Reaktördeki yüksek türbülans sonucu geniş hava-sıvı yüzeyi oluşmakta ve bu durum kütle transferini arttırmaktadır. Bu yüzden sentetik olarak hazırlanmış olan amonyak

solüsyonundan yüksek pH' larda yarı kesikli jet loop reaktörler kullanılarak hava sıyırma metodu ile amonyak gideriminde 12 saat bekletme süresinde %60 verim elde edilmiştir [98].

## 2.4 Henry Sabiti

Düşük derişimli gerçek çözeltilerde çözünenin buhar basıncı ile bileşenin mol kesri orantılıdır. Fakat oranı sabiti saf maddenin buhar basıncına eşit değildir. Bu kurala Henry Yasası denir ve aşağıdaki bağıntı ile gösterilir:

$$p_B = x_B K_B$$

Burada,  $x_B$  çözünenin mol kesri ve  $K_B$  ise ampirik bir sabittir.  $K_B$ , çözeltilerin buhar basıncının çözünenin mol kesri ile değişim grafiğinin  $X_B=0$  noktasındaki eğimidir [99].

Henry sabiti belli bir tür için sadece sıcaklığa bağlıdır ve pratik olarak 5 atm' ye kadar basınca bağlı değildir. Birkaç sulu çözeltideki Henry sabitinin çeşitli sıcaklıklardaki değerleri aşağıda verilmektedir.

**Tablo 2. 4:** Henry sabitinin çeşitli sıcaklıklardaki değerleri

Çözünen	290K	300K	310K	320K	330K	340K
H <sub>2</sub> S	440	560	700	830	980	1140
CO <sub>2</sub>	1,280	1,710	2,170	2,720	3,220	-
O <sub>2</sub>	38,000	45,000	52,000	57,000	61,000	65,000
H <sub>2</sub>	67,000	72,000	75,000	76,000	77,000	76,000
CO	51,000	60,000	67,000	74,000	80,000	84,000
N <sub>2</sub>	76,000	89,000	101,000	110,000	118,000	124,000

Bu tablodan ve yukarıdaki eşitlikten aşağıdaki gözlemler yapılabilir:

1. Bir sıvıda çözünen bir gazın derişimi Henry sabiti ile ters orantılıdır. Bu yüzden, Henry sabiti büyük olan gazlar az çözünürler.
2. Henry sabiti sıcaklık ile artar (ve böylece sıvıda çözünen gazın mol kesri azalır). Bu yüzden, bir sıvıda çözünen gaz sıvı ısıtılarak uzaklaştırılabilir.

3. Bir sıvıda çözünen gazın derişimi gazın kısmi basıncı ile orantılıdır. Bu yüzden, bir sıvıda çözünen gazın miktarı gazın basıncı artırılarak artırılabilir.

Henry yasasının kullanımı seyreltik sıvı-gaz çözeltiler, yani içinde az miktarda gaz çözünen sıvılar ile sınırlıdır. Buna göre bir sıvıda, suda çözünen amonyak gibi, oldukça çok çözünen bir gaz olduğunda, Henry yasasının doğrusal bir bağıntısı uygulanamaz [100].

Henry sabiti sadece uçucu organik kirleticilerin hareketlerini tanımlamak için yazılan kütle taşınım modellerinde değil, aynı zamanda atık sulardan organik maddelerin uzaklaştırılmasında kullanılan hava ile sıyırma prosesinin tasarım ve modellenmesinde gerekli bir fiziksel özelliktir. [83].

Bazı gazların 20°C' deki Henry sabitleri aşağıdaki gibidir.

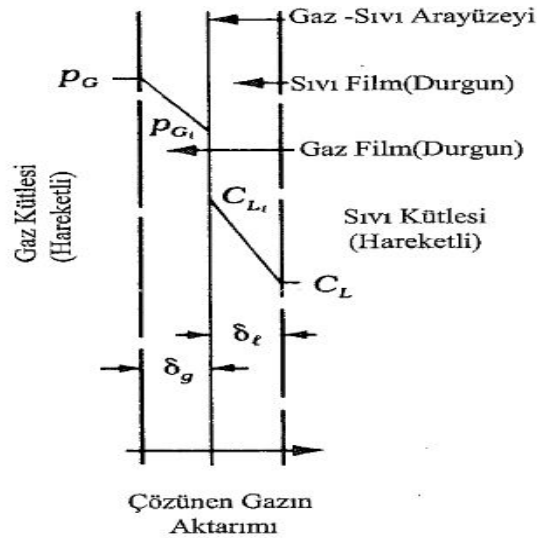
**Tablo 2. 5:** Bazı gazların 20°C'deki Henry sabitleri

Gaz	Henry Sabiti (atm)	Henry Sabiti (Birimsiz)
Hava	66400	49,68
Amonyak	0,75	$5,61 \cdot 10^{-4}$
Karbon dioksit	1420	1,06
Karbon monoksit	53600	40,11
Klor	579	0,43
Klor dioksit	1500	1,12
Hidrojen	68300	51,10
Hidrojen sülfid	483	0,36
Metan	37600	28,13
Azot	80400	60,16
Oksijen	41100	30,75
Ozon	5300	3,97
Sülfür dioksit	36	$2,69 \cdot 10^{-2}$

Henry sabiti düşük olan daha az uçucudur. Dolayısıyla yukarıdaki tabloda görüldüğü gibi NH<sub>3</sub> gazı normal koşullarda kolay uçucu değildir.

## 2.5 İki Film Teorisi

Çözünen bir gazın, bir gaz karışımından karışımla temasta olan bir sıvıya taşınımını Lewis ve Whitman'ın iki film kuramı ile açıklanabilir. Şekil 2.2'de birbiri ile temasta olan iki evreyi gösterilmektedir. Gaz kütlesinde ve gaz ara yüzeyinde çözünen gaz derişimleri sırasıyla  $P_G$  ve  $P_{Gi}$ , sıvı ara yüzeyinde ve sıvı kütlesinde çözünen gaz derişimi de  $C_{Li}$  ve  $C_L$  olsun. Çözünen gaz, gaz filminden geçtikten sonra ara yüzeyden geçmeli ve sıvı filme yayılmalıdır. Ara yüzey çözünen gazın taşınımına bir direnç göstermez. Sıvıda çok çözünen gazlar için hız belirleyen basamak, çözünen gazın gaz filminden geçişidir. Sıvıda az çözünen gazlar için hız belirleyen basamak, çözünen gazın sıvı filminden geçişidir. Su filminden geçen oksijen için kütle aktarım katsayısı  $K_L = D / \delta_L$  ile verilir. Burada  $D$ , oksijenin sudaki yayınma katsayısı,  $\delta_L$ , sıvı filmin kalınlığıdır.  $K_L$ , birim su hacmi başına kabarcık ara yüzey alanı  $a$  ile çarpıldığında tüm kütle aktarım kat sayısı  $K_L a$  elde edilir. Sıvı direnci kontrol edilebildiğine göre  $P_G = P_{Gi}$  ve  $C_L = C_s$  olur.  $C_s$ , hava kabarcığındaki oksijen kısmi basıncı ( $P_G$ ) ile dengede olan çözünmüş oksijen doygunluk derişimidir. Bu ikisi arasındaki ilişki Henry yasası ile ifade edilir.



Şekil 2. 2: İki Film Teorisi

Herhangi bir sistemde, kütle transfer hızını arttırabilmek için iki film teorisi ile açıklanan ve şekilde gösterildiği gibi direnç oluşturan gaz ve sıvı film

tabakalarının kalınlıklarını azaltıcı yaptırımlar uygulanmalıdır. Bu tabakaların kalınlıklarının azaltılabilmesi sistemdeki kesme kuvvetlerinin artırılmasıyla mümkündür. Ancak kesme kuvvetlerinin artırılabilmesi için sisteme verilen enerjinin de yükseltilmesi gerekmektedir.

Sıvılarda kolay çözünen gazlar için (amonyağın suda çözünmesi) transfer, gaz film tabakasını azaltmak için gaz kütlesini karıştırarak hızlandırılır. Zor çözünen gazlar için (oksijen, nitrojen ve karbondioksitin suda çözünmesi) transfer, sıvının karıştırılması ile sıvı filmin kalınlığı azaltılarak hızlandırılır. Orta derecede çözünürlükteki gazlar için (hidrojen sülfür) iki film tabakasının da etkisi önemlidir. Bu bakımdan hem gaz hem sıvı kütleler karıştırılarak, her iki filmin de kalınlığı azaltılmalıdır.

## **2.6 Jet-Loop Reaktörler**

Kütle transferi, proseslerin işletilmesinde aktiviteyi, proses verimini ve enerji maliyetini etkileyen en önemli hidrodinamik parametredir. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtımında uzun yıllardan beri kullanılmakta olan klasik arıtma sistemleri, artık istenilen miktarda ve verimde kütle transferine olanak sağlayamamaktadır. Son yıllarda geliştirilen yeni ve modern reaktörler daha etkin ve düşük maliyette atıksu arıtımı sağlamaktadır. Bu reaktörlerin göze çarpanları “hava kaldırmalı” (air-lift) ve kompakt reaktörler olarak bilinen “jet loop” reaktörlerdir.

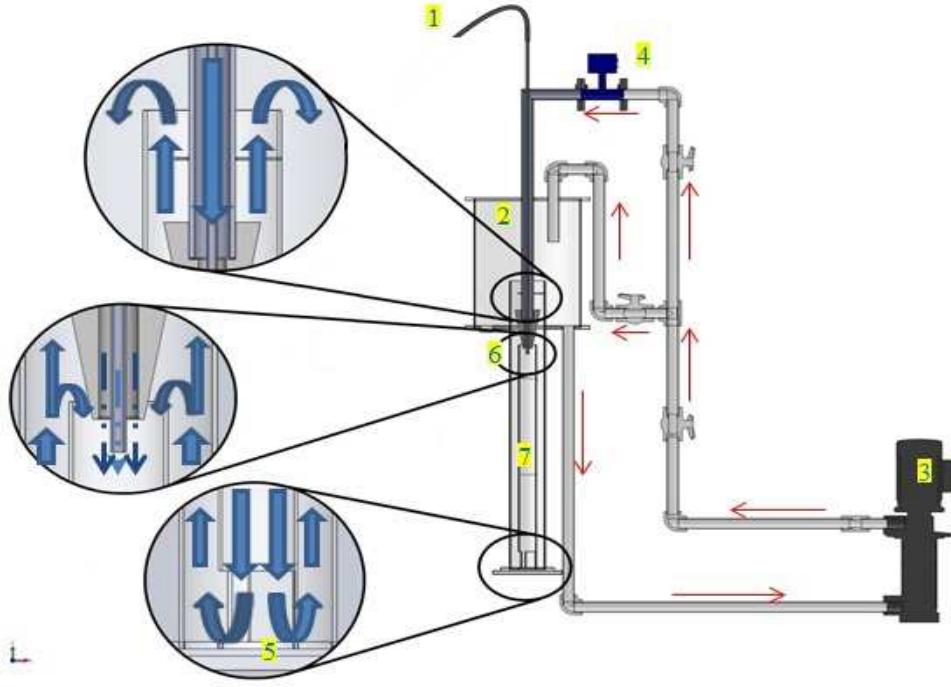
Jet loop reaktörlerde püskürtme başlığı ile üretilen sıvı jeti yüksek miktarda karışım ve türbülans meydana getirir ki bu da optimum kütle transferi ve iyi bir biyolojik çevrimin oluşmasını sağlar. Genellikle Jet-loop reaktörler ufak hacimlere, ufak kurulum alanına, düşük kurulum ve işletme maliyetlerine ve az enerji ihtiyacına sahip reaktörler olarak karakterize edilirler ve tanımlanırlar [101].

Konvansiyonel aerobik arıtma sistemleri ile karşılaştırıldığında (örn. klasik aktif çamur sistemleri) jet loop reaktörler, havalandırma için herhangi bir mekanik ekipman (örn. blower, pervane, türbin, vb.) bulundurmaması gibi avantajlara sahiptir. Basit bir santrifüj pompa akışkanın püskürtme başlığından yüksek hızlarda



geçmesini sağlar ve bunun sonucunda da yüksek miktarlarda hava da venturi ejektörü vasıtasıyla atmosferden emilir [102]. Ayrıca aynı enerji girdisi ile klasik reaktörlere göre daha fazla sirkülasyon, çok iyi seviyede gaz dispersiyonu, klasik karıştırılmalı reaktörlere göre yüksek ısı ve kütle transferi, oldukça homojen konsantrasyon ve ısı profilinin sağlanabilmesi, reaktör içerisinde hareketli hiçbir parçanın bulunmaması ve pilot tesis ölçekten endüstriyel ölçeğe rahat geçiş olarak avantajları sıralanabilir [14, 13].

Jet loop reaktör, püskürtme başlığının reaktörün üstüne emme tüpü içerisine doğru yerleştirildiği birbirine merkezlenmiş iki adet silindirik yapıdan oluşmaktadır. Bir sıvı sirkülasyon pompası tarafından reaktörün en üstüne gönderilen sıvı ve ayrı bir hattan gelen hava, püskürtme başlığında karışarak büyük bir hızla emme tüpünün içerisinden aşağıya doğru püskürtülmektedir. Sağlanan jetin yardımıyla emme tüpü boyunca aşağı doğru harekete zorlanan gaz ve sıvı karışımı, reaktörün altında bulunan çarpma levhasına çarparak buradan yanlara doğru yayılır ve emme borusu ile reaktör arasında kalan bölgedeki boşluktan yukarı doğru çıkar. Kesitteki değişimden dolayı burada sıvı hızı değişir. Reaktörün en üstüne gelen gaz kabarcıkları ve sıvı taneciklerinin bir kısmı püskürtme başlığından çıkan sıvının sürüklenme kuvvetlerinden doğan hareket nedeniyle tekrar emme tüpüne gidebilirler. Böylece su - hava karışımının reaktör içerisinde kalış süresi ve buna bağlı olarak da gaz tutunma yüzdesi ve  $K_{La}$  artırılmış olur [14, 103, 104, 105]. Jet Loop Reaktör kurulumu ve çalışma prensibinin şematik görünümü Şekil 2.3' de görülmektedir.



1- Hava Girişi	2-Degasifikasyon Tankı	3-Sirkülasyon Pompası
4- Dijital Debimetre	5- Çarpma Levhası	6- Jet Nozülü
7- Draft Tüpü	<span style="color: green;">■</span> Hava	<span style="color: blue;">■</span> Atıksu

**Şekil 2. 3:** Jet Loop Reaktör kurulumu ve çalışma prensibinin şematik görünümü

Jet-loop reaktörlerde gaz fazın sıvı içerisindeki dispersiyonu iki şekilde gerçekleşir. İlk dispersiyon sıvı ve gaz fazların ilk buluştukları püskürtme başlığının çıkışında, diğeri ise sıvının reaktör içerisindeki dağılması sırasında meydana gelmektedir. Birinci dispersiyon bölgesinde son derece yüksek bir hızda gelen sıvı gaz fazı çok küçük kabarcıklara parçalar. Daha sonra reaktörün altına doğru sürüklenen bu küçük kabarcıklar ikinci dispersiyon bölgesine girerler. Burada sıvı basıncının artmasıyla gaz fazın çözünürlüğü de yükselmektedir. Bunun sonucu olarak da kütle transferi artmaktadır. Özellikle reaktörün ortasında, merkezlenmiş bir şekilde duran emme tüpü yardımıyla sıvının birkaç defa sirkülasyona uğraması sıvı faz içerisinde dağılmış olan gaz fazın sistemde kalış süresini arttırmaktadır. Diğer önemli dispersiyon bölgesi ise sıvı ve gaz fazın emme tüpünü terk ettikten sonra reaktör tabanındaki çarpma levhasına çarparak gaz kabarcıklarının dağılması esnasında gerçekleşir [106, 107, 108].

### **3. MATERYAL ve YÖNTEM**

#### **3.1 Materyal**

##### **3.1.1 Atıksu Temini**

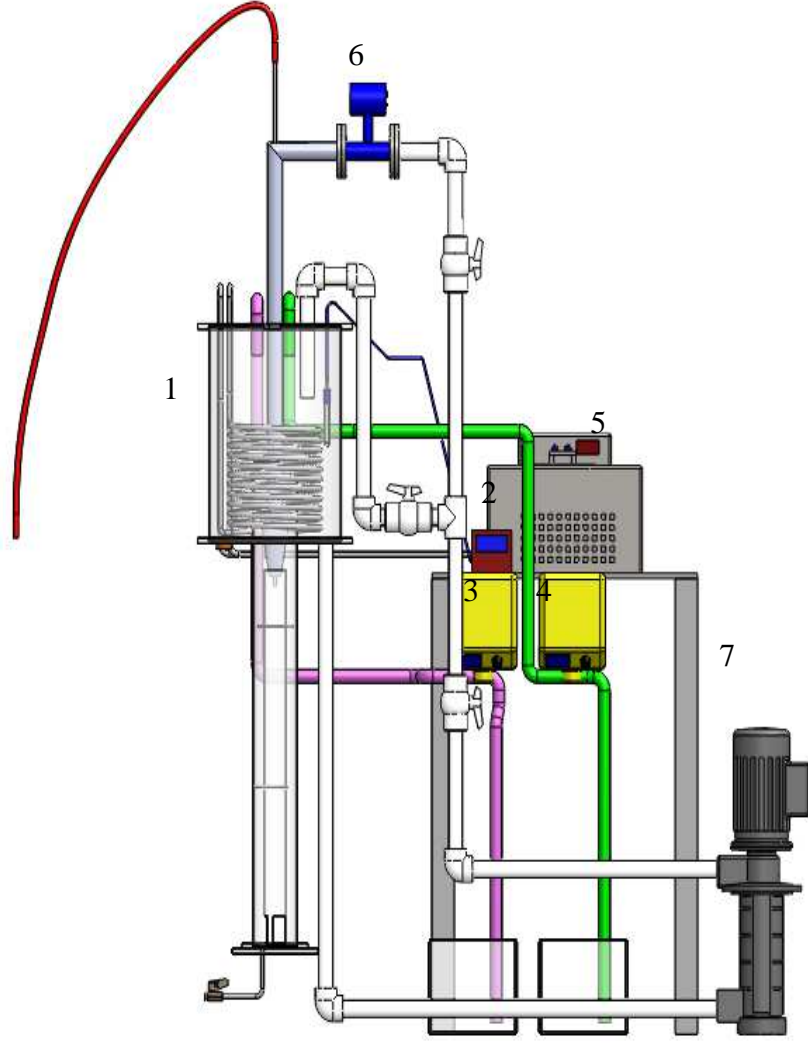
Çalışmalarda kullanılan atıksu Balıkesir ili yarı düzenli çöp depolama tesisinden haftanın iki günü düzenli olarak temin edilmiştir.

##### **3.1.2 Deney Sistemi**

Deneyler jet loop reaktör sistemi ve pilot ölçekli aerobik sistem olmak üzere iki deney düzeneğinde gerçekleştirilmiştir.

###### **3.1.2.1 Jet-Loop Reaktör Sistemi**

Kesikli çalışmalarda Şekil 3.1' de şematik görünümü verilen Jet loop reaktör sistemi kullanılmıştır. 14 L hacminde farklı başlangıç konsantrasyonuna sahip Balıkesir ili yarı düzenli çöp depolama alanından direkt gelen sızıntı suyu reaktöre doldurulmuş ve ortam pH, sıcaklık, sıvı sirkülasyon debisi ve hava debisi ayarlandıktan sonra 7 saat aralıksız çalışılmıştır. Saat başlarında çıkış  $\text{NH}_3$  konsantrasyonları takip edilmiştir.



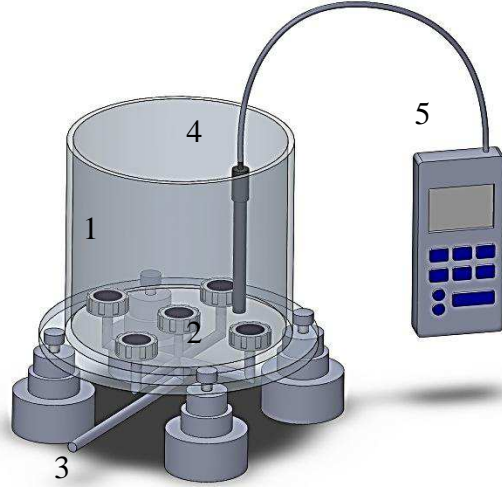
1: Jet loop Reaktör	2: pH kontrolörü	3: Asit Pompası
4: Baz Pompası	5: Soğutucu Sirkülatör	6: Debimetre
7: Sirkülasyon Pompası		

**Şekil 3. 1:** Jet loop reaktör şematik görünümü

### 3.1.2.2 Pilot Ölçekli Aerobik Sistem

Çalışmalarda Şekil 3. 2' de şematik görünümü verilen reaktör kullanılmıştır. Öncelikle 2L hacminde yaklaşık olarak aynı başlangıç konsantrasyonuna sahip depolama alanından direkt gelen sızıntı suyu ve aktif çamur, çalışmanın ilerleyen aşamalarında hava sıyırma metodu ile amonyağı sıyırılmış sızıntı suyu ve aktif çamur

reaktöre doldurulmuş, ortam pH ve hava debisi ayarlandıktan sonra 24 saat aralıksız çalışılmıştır. Saat başlarında KOİ konsantrasyonları takip edilmiştir.



1: Akrilik Havalandırma Haznesi	2: Difüzör
3: Hava Girişi	4: pH- Oksijen Probu
5: Multi parameter ölçer	

**Şekil 3. 2:** Pilot ölçekli aerobik sistem şematik görünümü

### 3.1.3 Sistemde Kullanılan Malzemeler

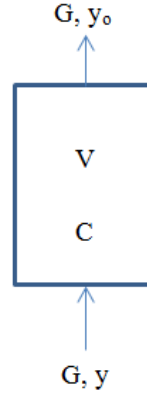
Jet loop reaktör silindirik şeffaf akrilik malzemeden imal edilmiştir. Sıvı sirkülasyonu Leo 3x cm 100S marka paslanmaz çelik pompa ile sağlanmıştır. Hava ise Bosan marka 52.75 model hava kompresörü ile sisteme verilmiştir. pH ve çözülmüş oksijen takibi WTW multi 340i pH- oksijen ölçer ile yapılmıştır. Sisteme verilen hava debisi ve sıvı sirkülasyon debisi, hava ve sıvı hatlarına bağlanmış debimetreler ile ayarlanmıştır. Denemelerde sabit sıcaklık sağlayabilmek için reaktör üst kısmında paslanmaz çelikten silindirik bir soğutucu yerleştirilmiştir. Laboratuvar ölçekli aerobik system silindirik şeffaf malzemeden imal edilmiş olup kompresörden alınan hava sisteme difüzörler ile verilmiştir.

## 3.2 Yöntem

### 3.2.1 Amonyak ve KOİ Konsantrasyonunun Ölçülmesi

Yapılan çalışmalarda  $\text{NH}_3$  konsantrasyonu, Merck firmasına ait kitler kullanılarak, WTW spectrofex series6600 marka spektrofotometrede kolorometrik olarak ölçülmüştür.

### 3.2.2 Kesikli Çalışmalarda Amonyak Sıyırma İşleminin Matematiksel Modellemesi



Şekil 3. 3: Kesikli modelin şematik gösterimi

Şekil 3.2 deki şematik gösterim kullanılarak (3.1) numaralı denklem yazılabilir.

$$Gy_0 - Gy = \frac{dC}{dt} \quad (3.1)$$

$Y_0=0$  olduğu kabulü ile (3.1) numaralı denklem yeniden düzenlenirse

$$-Gy = \frac{dC}{dt} V \quad (3.2)$$

şeklinde yazılır.

$$y = \frac{H}{P_t} C \quad (3.3)$$

(3.2) numaralı denklemde y yerine (3.3) numaralı denklem yazılıp düzenlenir.

$$\frac{dC}{C} = -\frac{G H}{V P t} dt \quad (3.4)$$

ve (3.4) numaralı denklem integer edilirse

$$\frac{C}{C_o} = \exp\left(-\frac{G H}{V P t} t\right) \quad (3.5)$$

denklemini elde edilir. Reaktör içerisindeki basınç ile atmosfer basıncı farklı olduğundan (3.5) numaralı denklemde

$$Kh = \frac{H}{P t} \quad (3.6)$$

yazılırsa

$$\frac{C}{C_o} = \exp\left(-\frac{G t K h}{V}\right) \quad (3.7)$$

Denklemini elde edilir ve bu denklem STATISTICA 5.0 non-linear regresyon modülü kullanılarak Henry sabitleri hesaplanmıştır.

C: t anında 1 mol sudaki NH<sub>3</sub>'ün molü

C<sub>o</sub>: Başlangıçta 1 mol sudaki NH<sub>3</sub>'ün molü

G: Birim zamanda sisteme verilen hava (mol Hava/ dak)

H: Henry sabiti (atm(mol H<sub>2</sub>O/mol Hava))

Kh: Birimsiz Henry sabiti (mol H<sub>2</sub>O/mol Hava)

Pt: Reaktör içerisindeki basınç (atm)

t: zaman (dakika)

V: Sistemdeki toplam suyun hacmi (mol H<sub>2</sub>O)

y<sub>o</sub>: Sisteme giren 1 mol havadaki NH<sub>3</sub>'ün molü

y: Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH<sub>3</sub>'ün molü

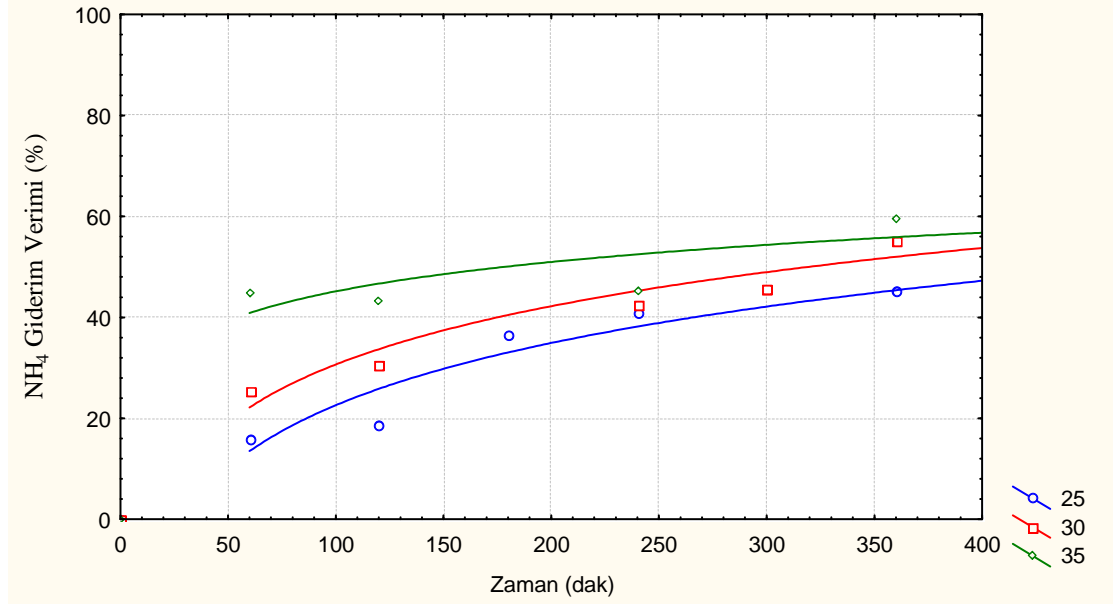
## 4. ARAŞTIRMA BULGULARI

### 4.1 Amonyak Sıyırma Çalışmaları

Çalışmalarda kullanılan sistem Şekil 3.1 deki gibidir. Yapılan çalışmalarda sıcaklık, hava debisi, pH ile sıvı sirkülasyon debisinin etkisi incelenmiştir. Saatte bir alınan numunelerde amonyum analizi yapılmıştır.

#### 4.1.1 Sıcaklığın Etkisi

Sıcaklığın amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada sıvı sirkülasyon debisi, pH ve hava debisi sabit tutularak 25°C, 30°C, 35°C sıcaklıklar çalışılmıştır. Analizler sonucunda elde edilen Şekil 4.1 'e göre; sıcaklığın artmasıyla amonyum giderim veriminin de arttığı görülmektedir.



**Şekil 4. 1:** Sıcaklık ile amonyum giderim veriminin değişimi

(pH=10,5, Q<sub>s</sub>=3100 L/sa, Q<sub>h</sub>=1250 L/sa)

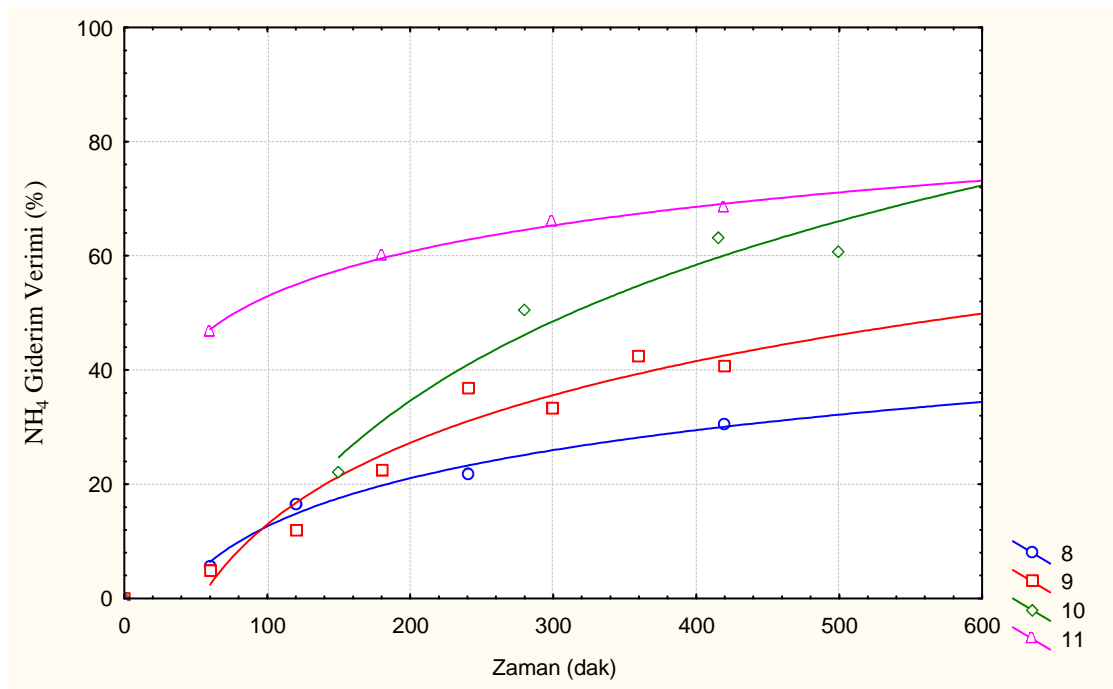
Şekil 4.1'de sıcaklık artışı ile NH<sub>4</sub> giderim verimi artmaktadır. Çünkü artan sıcaklık NH<sub>4</sub>'ün Henry sabitini arttırmaktadır. Bir sıvıda çözünen bir gazın derişimi Henry



sabiti ile ters orantılıdır. Bu yüzden, Henry sabiti büyük olan gazlar az çözünürler ve daha uçucudurlar.

#### 4.1.2 pH'ın Etkisi

pH'ın amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada sıvı sirkülasyon debisi, sıcaklık, ve hava debisi sabit tutularak 8, 9, 10 ve 11 pH' lar çalışılmıştır. Analizler sonucunda elde edilen Şekil 4.2' ye göre; pH'ın artmasıyla amonyum giderim veriminin de arttığı görülmektedir.



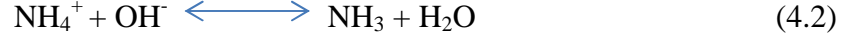
Şekil 4. 2: Amonyum gideriminin pH' a bağlı olarak değişimi

(Sıcaklık=25°C, Q<sub>s</sub>=2400 L/sa, Q<sub>h</sub>=1500 L/sa)

Şekil 4.2'de pH artışı ile NH<sub>4</sub> gideriminde artış olduğu gözlenmektedir. Bunun nedeni amonyağın, ortamın pH' sına bağlı olarak 4.1 reaksiyona göre Amonyak veya Amonyum iyonu şeklinde bulunmasıdır.

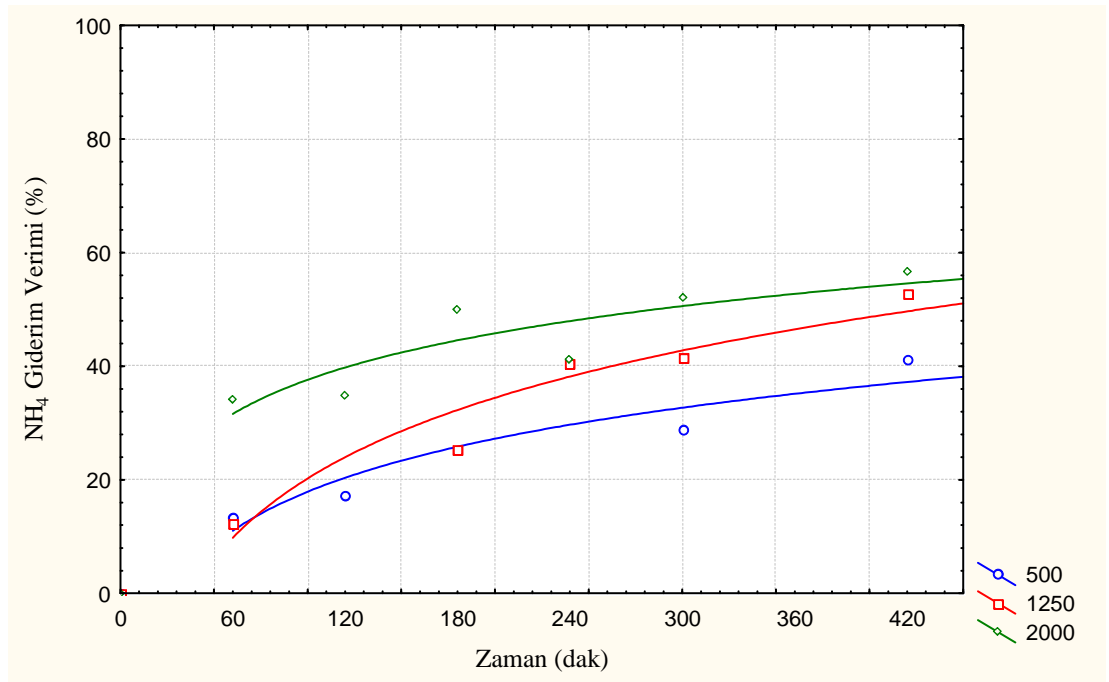


Yüksek pH' larda  $\text{NH}_3$  formu daha fazla bulunurken, düşük pH' larda  $\text{NH}_4^+$  formu daha fazladır. Bunun sebebi amonyum iyonunun  $\text{pH} > 7$  iken amonyağa ( $\text{NH}_3$ ) dönüşmesidir. Bu dönüşüm  $\text{pH}=11$  civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir.

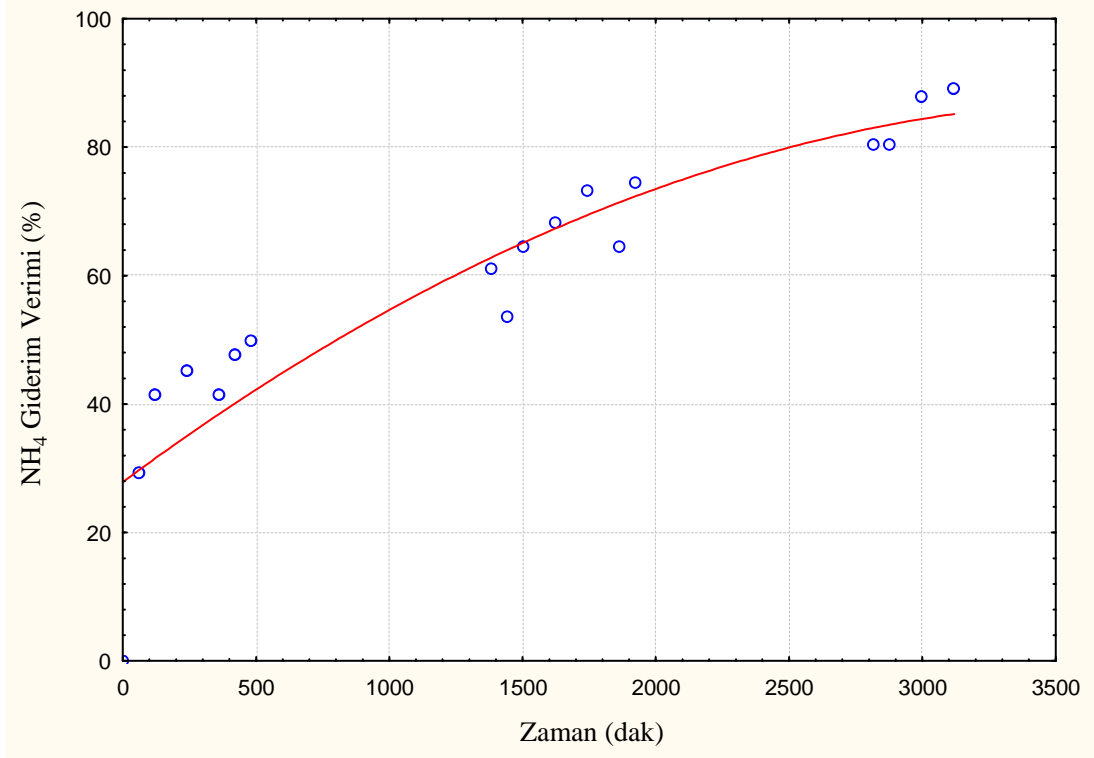


#### 4.1.3 Hava Debisinin Etkisi

Hava debisinin amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada sıvı sirkülasyon debisi, sıcaklık, ve pH sabit tutularak 500 L/sa , 1250 L/sa , 2000 L/sa hava debileri çalışılmıştır. Analizler sonucunda elde edilen Şekil 4.3' e göre; hava debisinin artmasıyla amonyum giderim veriminin azaldığı görülmektedir.



**Şekil 4. 3:** Amonyum gideriminin hava debisine bağlı olarak değişimi (Sıcaklık=30°C, Qs=3100 L/h, pH=10,5)



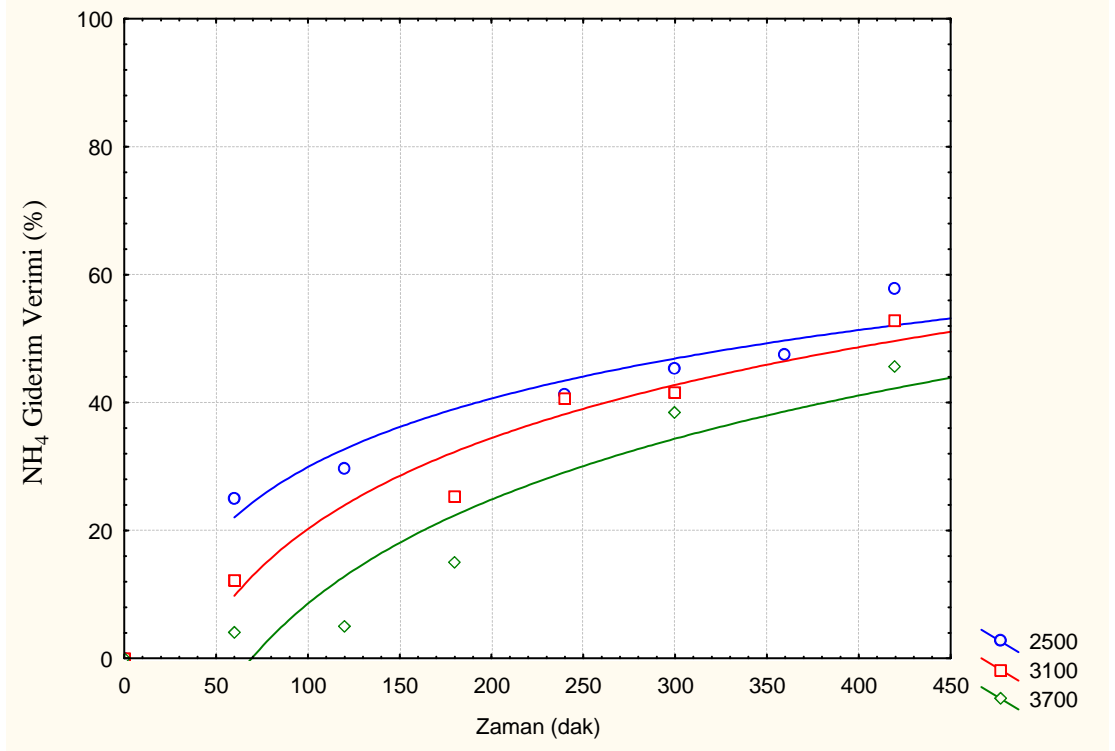
**Şekil 4. 4:** Amonyum gideriminin hava debisine bağlı olarak değişimi

(Sıcaklık=30°C, Qs=3100 L/h, pH=10,5, Qh=2000 L/sa)

Şekil 4.3'e göre hava debisinin artışına bağlı olarak giderim veriminde artış görülmektedir. Sisteme verilen hava ile uçan amonyak gazı su yüzeyinden atmosfere doğru kütle transferi esasına göre uzaklaşmaktadır.

#### 4.1.4 Sıvı Sirkülasyon Debisinin Etkisi

Sıvı sirkülasyon debisinin amonyum giderimine etkisini belirlemek için yapılan çalışmada hava debisi, sıcaklık ve pH sabit tutularak 2500 L/sa , 3100 L/sa , 3700 L/sa sıvı sirkülasyon debileri çalışılmıştır. Analizler sonucunda elde edilen Şekil 4.5 'e göre; sıvı sirkülasyon debisinin artmasıyla amonyum giderim veriminin de arttığı görülmektedir.

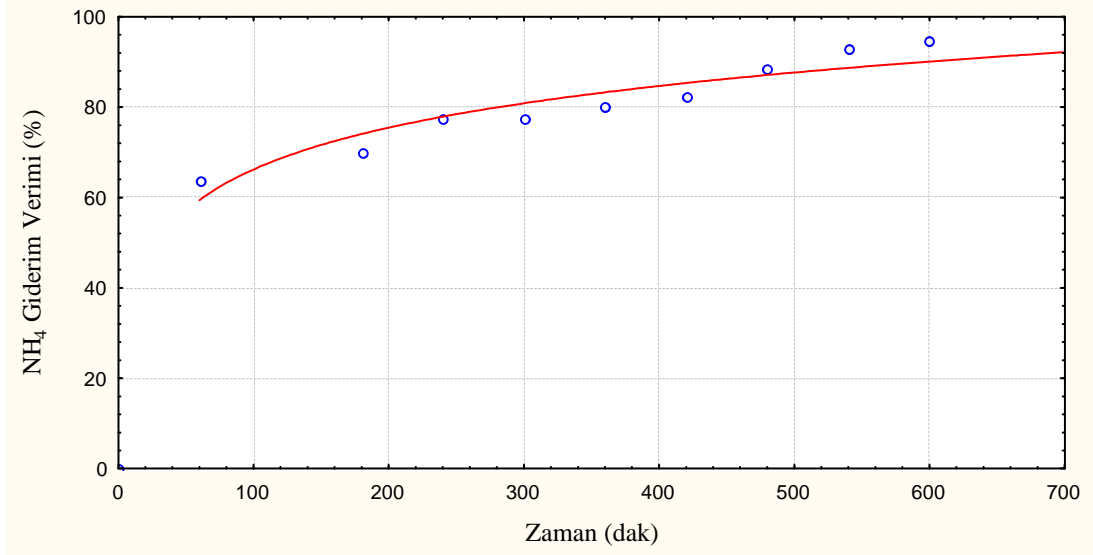


**Şekil 4. 5:** Amonyum gideriminin sıvı sirkülasyon debisine bağlı olarak değişimi (Sıcaklık=30°C, pH=10,5, Qh=1250 L/h)

Şekil 4.5' e göre sıvı sirkülasyon debisindeki artış ile NH<sub>4</sub> giderim verimi azalmaktadır. Jet loop reaktörlerde püskürtme başlığı ile üretilen sıvı jeti yüksek miktarda karışım ve türbülans meydana getirir ki bu da optimum kütle transferi sağlar. Fakat sisteme verilen yüksek orandaki sıvı jeti kabarcık birleşmesi olarak adlandırılan durumu meydana getirmektedir. Kabarcıkların birleşmesi ile yüzey alanı azalır ve kütle transferine olumsuz etkide bulunmaktadır.

Yukarıdaki grafiklere göre yüksek sıcaklık ve yüksek pH değerlerinde giderim verimi daha yüksek olmaktadır. Ve uygun çalışma koşulu, yapılan analizlere göre 7 saatlik havalandırma sonucu %57, 24 saatlik havalandırma sonucu %90 amonyak giderim verimi ile pH=10,5, 30°C sıcaklık, 3100L/saat sirkülasyon hızı ve 2000 L/saat hava debisi olarak belirlenmiştir. Bu gözlemden yola çıkılarak, sistem 1460 mg/L amonyak konsantrasyonu için pH=11, 45°C sıcaklık, 3700 L/saat sirkülasyon hızı ve 1000 L/saat hava debisinde çalıştırılmış ve 7 saatlik havalandırma

sonucu %82, 12 saatlik havalandırma sonucu %97 amonyak giderim verimi elde edilebildiği gözlemlenmiştir.



**Şekil 4. 6:** Amonyum giderim çalışması

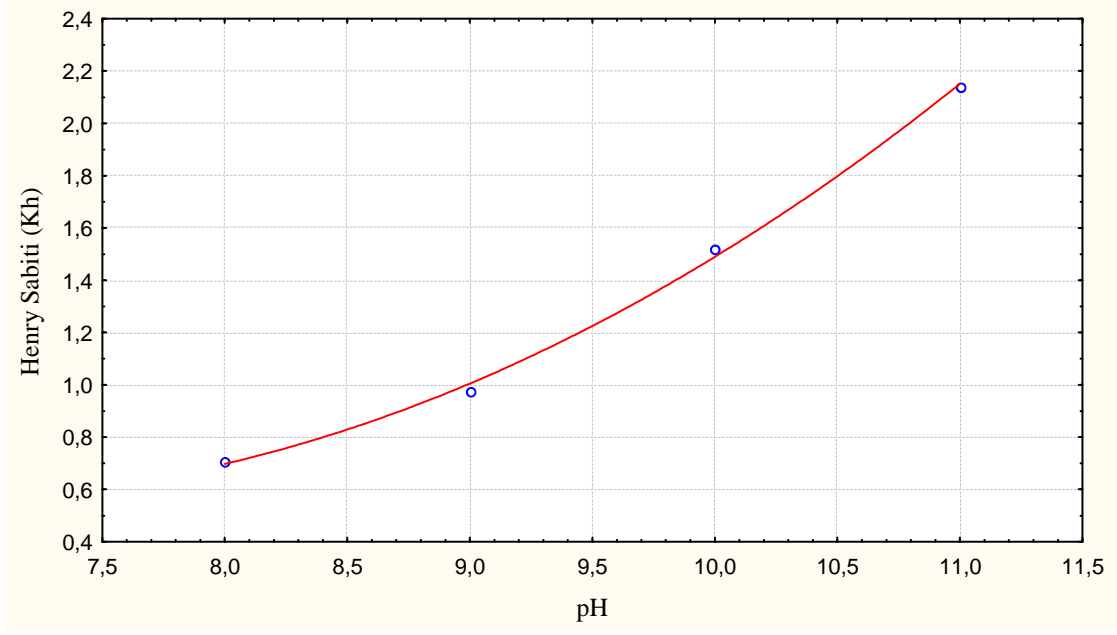
(Sıcaklık=45°C, pH=11, Qh=1000 L/h, Qs=3700 L/sa, Verim= %82-95)

#### 4.1.5 Kesikli Ortamda Amonyak Sıyırma İşleminin Deney Sonuçları İle Hesaplanan Henry Sabitleri

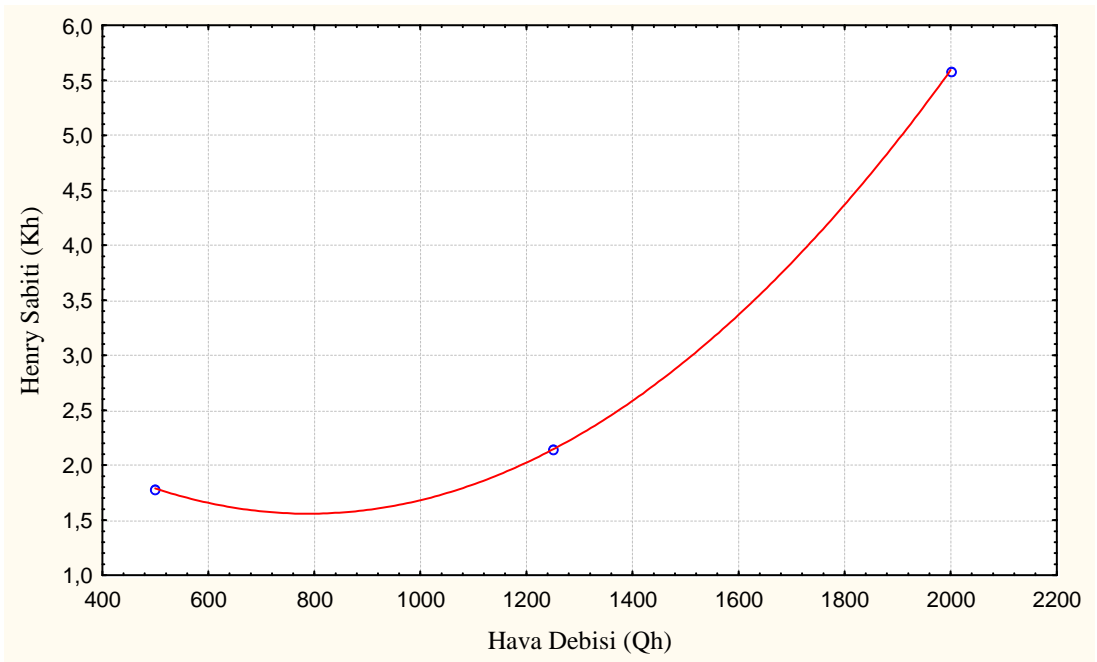
Matematiksel modelleme yardımıyla Henry sabiti STATISTICA 5.0 non lineer modülü ile yeniden hesaplatılmış ve Tablo 4.1'deki veriler elde edilmiştir. Tablo 4.1'deki veriler yardımıyla sıcaklık, pH, hava debisi, sıvı sirkülasyon debisi ile Henry sabitinin değişim grafikleri çizilmiştir.

**Tablo 4. 1:** Farklı şartlar altında hesaplanan Henry sabitleri

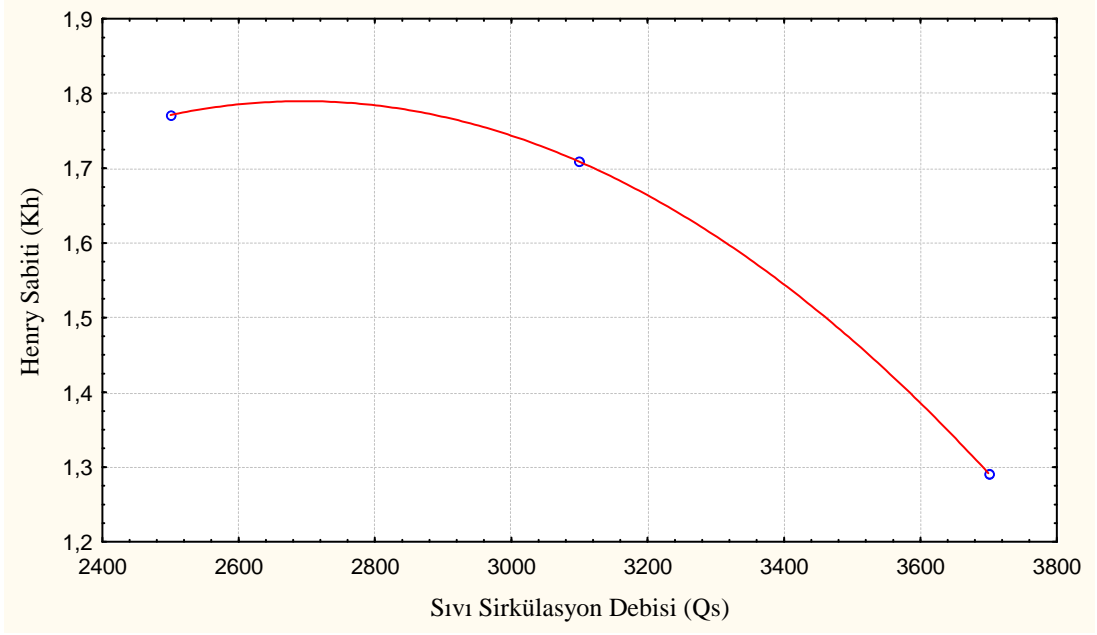
Qs(L/sa)	Qh(L/sa)	T°C	pH	NH <sub>4</sub> (mg/L)	Kh
3100	2000	30	10,5	1380	5,591626
3100	1250	30	10,5	980	2,142937
3100	500	30	10,50	1550	1,788400
Qs	Qh	T	pH	NH <sub>4</sub>	Kh
2500	1250	30	10,5	1280	1,771239
3100	1250	30	10,5	1060	1,708622
3700	1250	30	10,5	990	1,291596
Qs	Qh	T	pH	NH <sub>4</sub>	Kh
3100	1250	25	10,5	1450	1,601813
3100	1250	30	10,5	1000	2,025120
3100	1250	35	10,50	1430	2,310457
Qs	Qh	T	pH	NH <sub>4</sub>	Kh
2400	1500	25	8	1340	0,716715
2400	1500	25	9	1380	0,972063
2400	1500	25	10	1500	1,522430
2400	1500	25	11	1340	2,140242



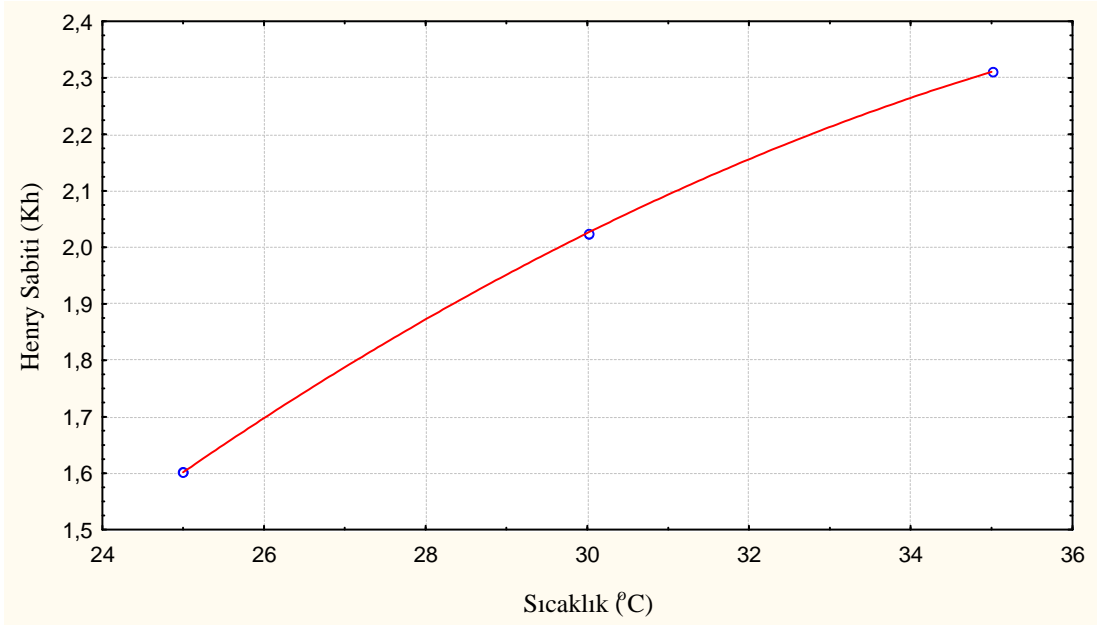
**Şekil 4. 7:** pH ile Henry sabitindeki değişim  
(Sıcaklık=25°C,  $Q_s=2400$  L/sa,  $Q_h=1500$  L/sa)



**Şekil 4. 8:** Hava debisi ile Henry sabitindeki değişim  
(Sıcaklık=30°C,  $Q_s=3100$  L/h, pH=10,5)

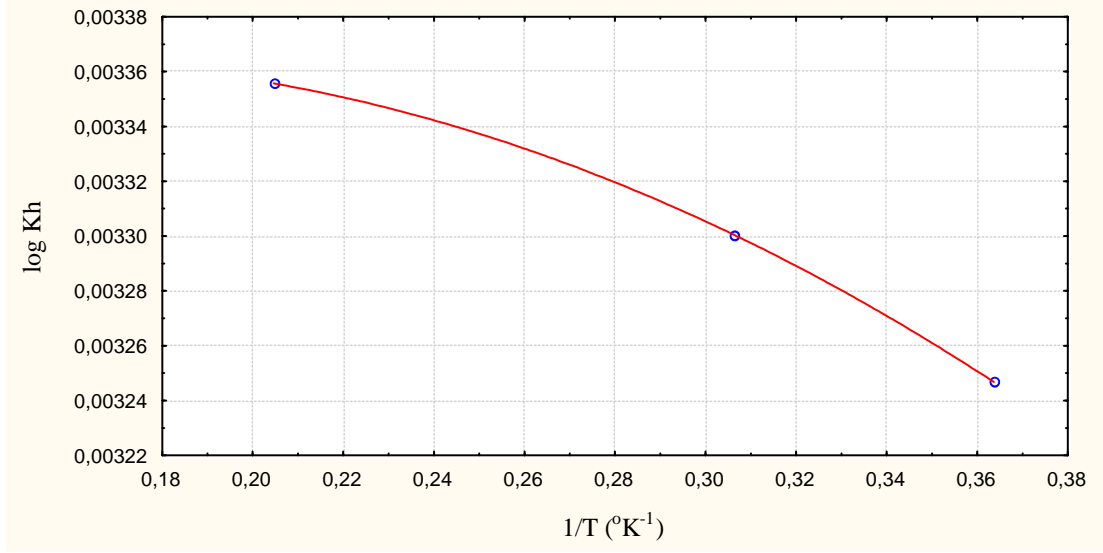


**Şekil 4. 9:** Sıvı sirkülasyon debisi ile Henry sabitindeki değişim  
(Sıcaklık=30°C, pH=10,5, Qh=1250 L/h)



**Şekil 4. 10:** Sıcaklık ile Henry sabitindeki değişim  
(pH=10,5, Qs=3100 L/sa, Qh=1250 L/sa)





**Şekil 4. 11:** Sıcaklığın bir fonksiyonu olarak Henry sabitinin türetilmesi

(pH=10,5, Q<sub>s</sub>=3100 L/sa, Q<sub>h</sub>=1250 L/sa)

Şekil 4.11'deki grafiğe eğilim çizgisi eklendiğinde;

$$R^2 = 0,9895 \quad (4.1)$$

$$y = -6510,6x + 23,47 \quad (4.2)$$

doğru denklemi elde edilir.

Buna göre Henry sabitini sıcaklığa bağlı bir denklemde;

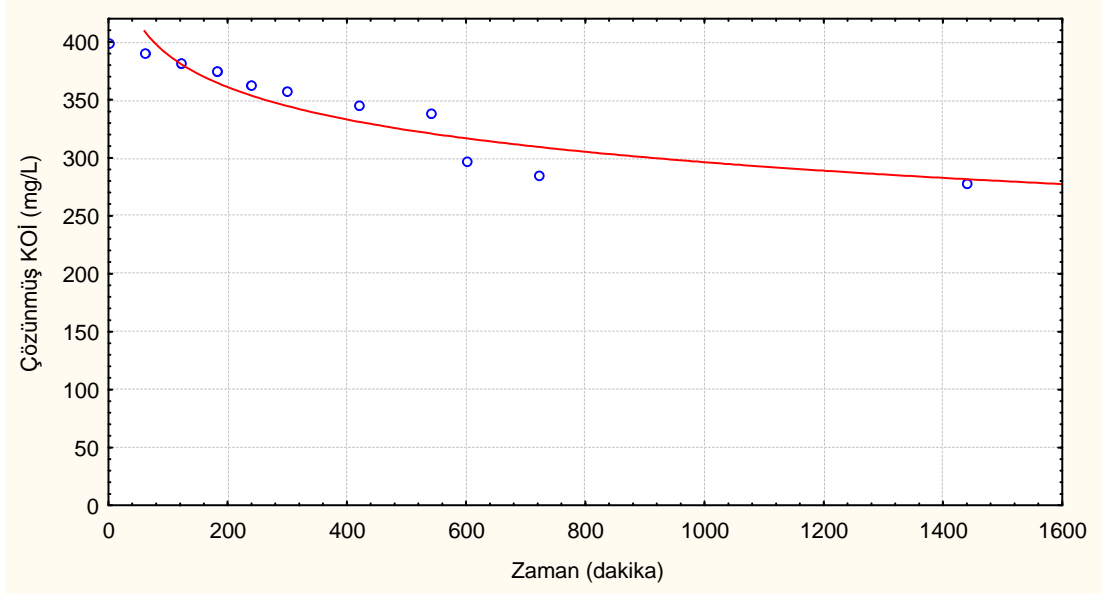
$$\log K_H = ((-6510,6)/T) + 23,47 \quad (4.3)$$

şeklinde gösterebiliriz.

## 4.2 Biyolojik Parçalanabilirlik Çalışmaları

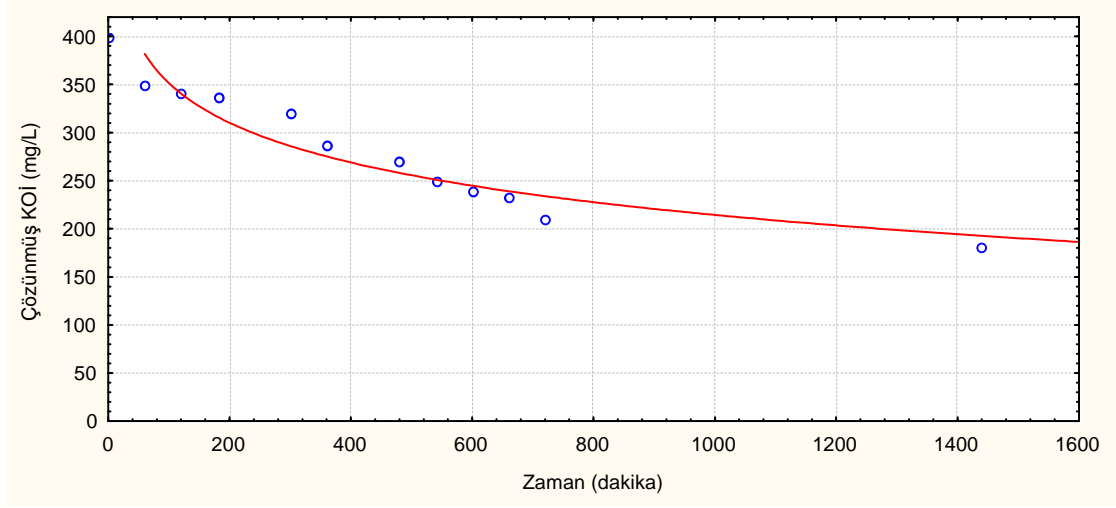
Sızıntı suları biyolojik olarak parçalanmaya direnç gösteren maddeleri içermektedir. Bu çalışmada sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilir fraksiyonu tespit edilmiştir. Bu denemelere ait gösterim şekil 4.12'de gösterilmektedir. Görüldüğü üzere çalışma şartlarında sızıntı suyunun 24 saatlik havalandırma

sonucunda KOİ'nin biyolojik parçalanabilirlik fraksiyonunun yaklaşık olarak %30 olarak görülmektedir. Bu ise biyolojik arıtma ünitelerinin tek başına sızıntı sularının arıtımında oldukça yetersiz kalacağını göstermektedir.



**Şekil 4. 12:** Pilot ölçekli yapılan aerobik çalışmada arıtılmamış sızıntı suyundan KOİ giderimi

Daha sonra sızıntı suyunun içerdiği  $\text{NH}_4$ 'ün atıksudan uzaklaştırılması ile elde edilen numunelerde biyolojik parçalanabilirlik denemeleri yapılmıştır. Şekil 4.13'de amonyak sıyrılmış sızıntı suyunun biyolojik parçalanabilirlik çalışması gösterilmiştir.



**Şekil 4. 13:** Pilot ölçekli yapılan aerobik çalışmada artılmış sızıntı suyundan KOİ giderimi

Grafikten de anlaşılacağı üzere sızıntı suyundan amonyağın uçurulması sonucunda biyolojik parçalanabilirlik fraksiyonu %30' dan %55' e çıkmaktadır. Bu da sızıntı sularının amonyak gideriminden sonra biyolojik arıtımının iyileştiğinin bir göstergesi olmaktadır.

## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Laboratuvarında yapılan denemelerde sızıntı suyu seyreltilmeden, sahadan geldiği konsantrasyonda ( $\text{NH}_3=800-1460$  mg/L) beslenmiştir.

Hava debisi arttıkça aynı sirkülasyon debisi, pH ve sıcaklık değerleri altında  $\text{NH}_4$  giderme verimlerinde artış gözlenmiştir. Artan hava debisi reaktör içerisindeki Hava/Sıvı oranını arttırmaktadır. Bu artış ise gaz transferi için etkin yüzey alanının artmasına neden olduğu için  $\text{NH}_4$  giderme verimi artmaktadır.

Amonyum iyonları  $\text{pH}>7$  olduğunda amonyağa ( $\text{NH}_3$ ) dönüşmektedir. Bu dönüşüm  $\text{pH}=11$  civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir. Bunun yanında sıcaklık artışına bağlı olarak henry sabitinin artması ile giderim verimi artmaktadır.

Yapılan 24 saatlik çalışma sonucunda, 820 mg/L amonyak konsantrasyonu için  $\text{pH}=10,5$ ,  $30^\circ\text{C}$  sıcaklık, 3100 L/saat sirkülasyon hızı ve 2000 L/saat hava debisinde 7 saatlik havalandırma sonucu %57, 24 saatlik havalandırma sonucu %62 amonyak giderim verimi elde edildiği gözlenmemiştir. Bu gözlemden yola çıkılarak, sistem 1460 mg/L amonyak konsantrasyonu için  $\text{pH}=11$ ,  $45^\circ\text{C}$  sıcaklık, 3700 L/saat sirkülasyon hızı ve 1000 L/saat hava debisinde çalıştırılmış ve 7 saatlik havalandırma sonucu %82, 12 saatlik havalandırma sonucu %95 amonyak giderim verimi elde edilebildiği gözlemlenmiştir.

Amonyum giderimi, üstel azalan bir fonksiyon olduğu tespit edilmiş ve matematiksel olarak modellenmiştir. Oluşturulan model ile deney sonuçları kullanılarak Henry sabitleri farklı sıcaklıklarda hesaplanmıştır.

Hidrolik kalış süresi azaldığında sıyırma verimi azalmaktadır. Sirkülasyon debisi 3100 L/sa, hava debisi 2000 L/sa, sıcaklık  $30^\circ\text{C}$  ve  $\text{pH}$  10,5 çalışma şartlarında 7 saatlik hidrolik kalış süresinde %57, 24 saat hidrolik kalış süresinde %62 ve 52 saatlik hidrolik kalış süresinde %90 giderim verimi gözlenmiştir.

Sıcaklık azaldığında sıyırma verimleri azalmaktadır. Sirkülasyon debisi 3100L/sa, hava debisi 1250L/sa, 10,5 pH çalışma şartlarında  $35^\circ\text{C}$ 'de %60 verim elde edilirken aynı şartlar altında  $25^\circ\text{C}$ 'de %47 verim elde edilmiştir.

Hava debisi arttığında sıyırma verimi artmaktadır. Sirkülasyon debisi 3100L/sa,sıcaklık 30°C, 10,5 pH çalışma şartlarında hava debisi 2000 L/sa'de %57 verim elde edilirken aynı şartlar altında hava debisi 500 L/sa'de %41 verim elde edilmiştir.

Sirkülasyon debisi arttığında sıyırma verimi azalmaktadır. Hava debisi 1250L/sa,sıcaklık 30°C ,10,5 pH çalışma şartlarında sirkülasyon debisi 2500 L/sa'de %58 verim elde edilirken aynı şartlar altında sirkülasyon debisi 3700 L/sa'de %46 verim elde edilmiştir.

pH arttığında sıyırma verimi artmaktadır. Sirkülasyon debisi 2400 L/sa, hava debisi 1500 L/sa, sıcaklık 25°C çalışma şartlarında pH 11'de %66 verim elde edilirken aynı şartlar altında pH 8'de %30 verim elde edilmiştir.

Yapılan deneyler ve elde edilen sonuçlar göz önünde bulundurularak sistem 3700 L/saat sirkülasyon hızı, pH 11, sıcaklık 45°C ve 1000 L/saat hava debisinde çalıştırılmış ve 7 saatlik havalandırma sonucu %82, 12 saatlik havalandırma sonucu %95 amonyak giderim verimi elde edilebildiği gözlemlenmiştir.

Hava ile amonyak sıyırma, amonyak giderimi için verimli bir prosestir. Arıtma performansının öncelikle sıcaklık ve pH' a bağlı olduğu, hava debisi ve sirkülasyon debisinin oranının da etkili bir parametre olduğu gözlenmiştir.

Sonuç olarak; Jet loop reaktörlerin, düşük hava su oranında çok daha iyi bir giderim elde ederek uçucu kimyasalların giderilmesinde etkili bir ekipman olduğu kanaatine varılmıştır.

## 6. KAYNAKLAR

- [1] Amokrane, A., Comel C. and Veron, J., "Landfill leachates pretreatment by coagulation–flocculation", *Water Res.*, 31 (11), 2775–2782, (1997).
- [2] Bohdziewicz, J., Bodzek, M. and Gorska, J., "Application of Pressure Driven Membrane Techniques to Biological Treatment of Landfill Leachate", *Process Biochemistry*, 36 (7), 641-646, (2001).
- [3] Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Sormunen, K.M., Soimasuo, R.M., Rintalo, J.A., "Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates", *Chemosphere*, 46 (6), 851-858, (2002).
- [4] Ahn, D.H., Yun-Chul, C. and Wan-Seok, C., "Use of Coagulation and Zeolite to Enhance the Biological Treatment Efficiency of High Ammonia Leachate", *Journal of Environmental Science*, 37 (2), 163-173, (2002).
- [5] Chiang, L., Chang, J. and Chung, C., "Electrochemical Oxidation Combined With Physical-Chemical Pretreatment Processes for The Treatment of Refractory Landfill Leachate", *Environmental Engineering Science*, 18 (6), 369-378, (2001).
- [6] Tatsi, A., Zouboulis, A.I., Matis, K.A. and Samaras P., "Coagulation-Flocculation Pretreatment of Sanitary Landfill Leachates", *Chemosphere*, 53, 737-744, (2003).
- [7] Degermenci, N., Ata, O.N. and Yıldız, E., "Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor", *Journal of industrial and engineering chemistry*, 18, 399-404, (2007).
- [8] Kabdaşlı, I., Tünay, O., Öztürk, İ., Yılmaz, S. and Arıkan, O., "Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping", *Water Science and Technology*, 41 (1), 237-240, (2000).

- [9] Collivignarelli, C., Bertozzo, G., Baldi, M. and Avezzu, F., "Ammonio Stripping from MSW Landfill Leachate in Bubble Reactors: Process Modeling and Optimization", *Waste Research.*, 16 (5), 455-466, (1998).
- [10] Cheung, K.C., Chu, L.M. and Wong, M.H., " Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate", *Water, Air and Soil Pollution*, 94, 209-221, (1995).
- [11] August, B. and Xaurer, I., "Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre-or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion", *Waste Management*, 23, 261-272, (2002).
- [12] Değermenci, N., Ata, O.N., Yıldız, E., " Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 18, 399-404, (2012).
- [13] Yıldız, E., Keskinler, B., Çakıcı A., Karpuzcu M., Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, İzmir, 149, (1993).
- [14] Velan, M. and Ramanujam, T.K., " Gas-liquid mass transfer in a down flow jet loop reactor", *Chem. Eng. Science*, 47, 2871-2876, (1992).
- [15] Samsunlu, A., Atıksuların Arıtılması., İstanbul: Birsen Yayınevi, 420, (2006).
- [16] Tchobanoglous, G. and Burton, F.L., Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse, *McGraw-Hill*, 1334p., (1991).
- [17] Dağlı, T., " Bir azotlu gübre fabrikasına ait atıksuyun biyolojik arıtımı için sistem tasarımı ve bu sistemdeki dinamik davranışın teorik incelenmesi", Doktora Tezi, *Yıldız Teknik Üniversitesi*, İstanbul, 111 s, (1998).
- [18] Vuoriranta, P., Haile Mariam, D. and Kautia, E., " Organic Carbon and Nitrogen Removal from Wastewaters of Single Houses and Small Separate Establishments using A Simple Sequencing Batch Reactor", *Water Science Technology*, 243-249, (1993).

- [19] Teidge, J.M., Ecology of Denitrification and Disimilatory Nitrate Reduktion to Ammonium Biology of Anaerobik Mikroorganism, *John Willey & Sons*, New York, 179-244, (1988).
- [20] Shoun, K. and Tanimoto, T.,” Denitrifikation by The Fungus *Fusarium oxysporum* and Involvement of Cytochrome P450 In The Respiratory Nitrite Reduction”, *J. Biol. Chem.*, 266, 11078-11082, (1991).
- [21] Kubota, Y., Takaya, N. and Shoun, H.,” Dissimilatory Nitrite Reductase of The Denitrifying fungus *Cylindrocarpou tonkinense*”, *Membrane Associated*, 171,210-213, (1999).
- [22] Metcalf & Eddy.,Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4<sup>th</sup>, Edition, McGrawHill, (2003).
- [23] Tavares, P., Pereira, A.S., Moura, J.J.G., Moura, I.,” Metaloenzymes of the Denitrification Patway”, *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2087-2100, (2006).
- [24] Rensink, J.H., Vander Van, J., Van Pamelan, G., Fedder, F. and Majoor, E.,” The Modified Reprosystem : A High Biyological Nutrient Removal System”, *Water Science Technology*, 137- 146, (1997).
- [25] Reddy, K.R., Patrick Jr., W.H.,”Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments”, *CRC Critical Reviews in Enviromental Control*, 13,273, (1984).
- [26] Patrick, Jr., W.H., Wyatt, R.,” Soil nitrogen loss as a result of alternate submergence and dying proceedings”, *Soil Science Society of America*, 28, 647-653, (1964).
- [27] Sun, G., Zhao, Y., Allen, S.,” Enhanced removal of organic matter and ammonical nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland systems”, *Journal of Biotechnology*, 115, 189-197, (2005).
- [28] Kadlec, R.H., Wallace, S.D., Treatment Wetlanns, 2<sup>th</sup>. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL 33487-2742, USA, 2009.



- [29] Laanbroek, H.J., "Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review", *Aquatic Botany*, 38, 105-125, (1990).
- [30] Atlas, R. M. and Bartha, R., *Microbial Ecology Fundamentals and Applications*, 3<sup>th</sup> ed., California: The Benjamin/Cummings Publishing Company Inc., 563, (1993).
- [31] Vymazal, J. and Kröpfelova, L., "A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation", *Ecological Engineering*, 37, 90-98, (2011).
- [32] Garcia, J., Rousseau, D.P.L., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V. and Bayona, J.M., "Contaminant removal process in Subsurface- flow constructed wetlands: a review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40 (7), 561-661, (2010).
- [33] Bialowiec, A., Janczukowicz, W. and Randerson, P.F., "Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation", *Ecological Engineering*, 37(6), 897-902, (2011).
- [34] Bayley, M.L., Davison, L. and Headley, T.R., "Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification", *Water Science & Technology*, 48(5), 175-182, (2003).
- [35] Connolly, R., Zhao, Y., Sun, G. and Allen, S., "Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds", *Process Biochemistry*, 39, 1971-1976, (2004).
- [36] Leverenz, H., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G. and Darby, J.L., "Anoxic treatment wetlands for denitrification", *Ecological Engineering*, 36, 1544-1551, (2010).
- [37] Herouvim, E., Akrotos, C.S., Tekerlekopoulou, A. and Vayenas, D.V., "Treatment of olive mill wastewater in pilot-scale vertical flow constructed wetlands", *Ecological Engineering*, 37 (6), 931-939, (2011).

- [38] Kaseva, M.E., "Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater- a tropical case study", *Water Research* 38, 681-687, (2004).
- [39] Langergraber, G., "The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study", *Water Science & Technology* 51 (9), 213-223, (2005).
- [40] Güven D. and Sözen S., "ANAMMOX Prosesi ile Amonyum Giderimi ve ANAMMOX Popülasyonunun Karakterizasyonu", *İTÜ Dergisi*, 2(5), 27-34, (2003).
- [41] Jianlong W. and Jing K., "The Characteristics of Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) by Granular Sludge from an EGSB Reactor", *Process Biochemistry*, 40, 1973-1978, (2005).
- [42] Strous, M., Van Gevren, E., Kuenen, J.G., Jetten, M., "Effect of Aerobic and Microaerobic Conditions on Anaerobic Ammonium- Oxidizing (ANAMMOX) Sludge", *Applied and Environmental Microbiology*, 63(6), 2446-2448, (1997).
- [43] Strous, M., Gevren, E., Zheng, P., Kuenen, J.G. and Jetten, M.S.M.", "Ammonium Removal from Concentrated Waste Streams with the Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) Process in Different Reactor Configurations", *Wat.Res.*, 31(8), 1955-1962, (1997).
- [44] Khin, T., Annachhatre, A.P., "Novel Microbial Nitrogen Removal Processes", *Biotechnology Advances*, 22, 519-532, (2004).
- [45] Rjin Jaap van, Tal, Y., Schreir, H.J., "Denitrification in Recirculating Systems: Theory and Applications", *Aquacultural Engineering*, 34(3), 364-376, (2006).
- [46] Arrojo B., Mosquera-Corral A., Campos J.L. and Mendez R., "Effects of Mechanical Stres on Anammox Granules in a Sequencing Batch Reactor (SBR)", *Journal of Biotechnology*, 123 (4), 453-463, (2006).

- [47] Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Fuerst, J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. and Strous M.,” New Concepts of Microbial Treatment Processes for the Nitrogen Removal in Wastewaters”, *FEMS Microbiology Reviews*, 27,481-492, (2003).
- [48] Jetten M.S.M., Wagner M., Fuerst J., Loosdrecht M., Kuenen G. and Strous M. ,” Anaerobic Ammonium Oxidation (anammox) Process”, *Current Opinion in Biotechnology*, 12, 283-288, (2001).
- [49] Niftrik van, L.A, Fuerst, J.A., Sinninghe Damsté, J.S., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. and Strous, M.,”The Anammoxosome: an Intracytoplasmic Compartment in ANAMMOX Bacteria”, *FEMS Microbiology Letters*, 233, 7-13, (2004).
- [50] Dapena-Mora A., Campos J.L., Mosquera-Corral A., Jetten M.S.M. and Mendez R.,”Stability of the ANAMMOX Process in a Gas-Lift Reactor and a SBR”, *Journal of Biotechnology*, 110, 159-170, (2004).
- [51] Nielsen, M., Bollmann, A., Sliemers, O., Jetten, M., Schmid, M., Strous, M., Schmidt, I., Larsen, L.H., Nielsen, L.P. and Revsbech, N.P.,”Kinetics, Diffusional Limitation and Microscale Distribution of Chemistry and Organisms in a CANON Reactor”, *FEMS Microbiology Ecology*, 51, 247-256, (2005).
- [52] Sliemers, A.O., Third, K.A., Abma, W., Kuenen, J.G. and Jetten, M.S.M. “, CANON and Anammox in a Gas-Lift Reactor. *FEMS Microbiology Letters*, 218, 339-344, (2003).
- [53] Can Doğan E. ve Kırılı L.,” ANAMMOX Prosesi, *C.B.Ü Dergisi*, 4 (2), 153-168, (2008).
- [54] Zhao, J., Lu, X., Luo, J., Liu, J., Xu,Y., Zhao, A., Liu, F., Tai, J., Qian, G. and Peng, B.,” Characterization of Fresh Leachate from a Refuse Transfer Station Under Different Seasons”, *International Biodeterioration&Biodegradation*, 85,631-637, (2013).
- [55] Yıldız, Ş.,” Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu ve Depo Gazının Yönetimi [online].” (17. Mayıs. 2014),

<http://www.istac.com.tr/media/18138/Depolama%20Sahalar1nda%20S1z1nt1%20Suyu%20ve%20Depo%20Gaz1%20Y%C3%B6netimi.pdf>, (2006).

- [56] Baig S., Coulomb I., Courant P. and Liechti P.,” Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies”, *Ozone Sci. Eng.*, 21, 1-22, (1999).
- [57] Özgüçmen, S.,” Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suları, Kontrol ve Bertaraf Yöntemleri ve Bir Uygulama”, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Ankara, (2007).
- [58] Timur, H. and Öztürk, I.,”Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate”, *Water Res.*, 33, 3225-3230, (1999).
- [59] Öztürk I., Altınbaş M., Koyuncu I., Arıkan O. and Gömeç-Yangın C.,” Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates”, *Waste Manage.*, 23,441-446, (2003).
- [60] Çeçen F. and Aktaş O.,”Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic Wastewater”, *Environ. Eng. Science*, 21, 303-312, (2004).
- [61] Kargı F. and Pamukoğlu M.,”Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation”, *Process Biochem*, 38,1413-1420, (2003).
- [62] Uygur, A. and Kargı, F.,”Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor”, *Journal of Environmental Management*, 71, 9-14, (2004).
- [63] Diamadopoulos E., Samaras P., Dabou X. and Sakellaropoulos G.P.,”Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor”, *Water Sci. Technol*, 36 , 61-68, (1997).
- [64] Çeçen F. and Aktaş O.,” Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed-batch and continuous-flow reactors”, *Water SA*, 27,177-188, (2001).

- [65] Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F. and Moulin P.,” Landfill leachate treatment: Review and opportunity”, *Journal of Hazardous Materials*, 150,468-493, (2008).
- [66] Li, X.Z., Zhao, Q.L.,” Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment”, *Chemosphere*, 44,37-43, (2001).
- [67] Bae, B., Jung, E., Kim, Y. and Shin, H.,” Treatment of Landfill Leachate using activated sludge process and electron-beam radiation”, *Water Res.*, 33, 2669-2673, (1999).
- [68] Lin, S.H., Chang C.C.,”Treatment of Landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method”, *Water Res.*, 34,4243-4249, (2000).
- [69] Orupold, K., Tenno, T., Hentysson T.,” Biological lagooning of phenols containing oil shale ash heaps leachate”, *Water Res.*, 34, 4389-4396, (2000).
- [70] Hoilijoki T.H., Kettunen R.H. and Rintala J.A.,” Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature”, *Water Res.*, 34,1435-1446, (2000).
- [71] Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Sormunrn K.M. and Rintala J.A.,” Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification”, *Water Res.*, 36, 4079-4087, (2002).
- [72] Loukidou, M.X. and Zouboulis, A.I.,” Comparaison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment”, *Environ. Pollut.*,111,273-281, (2001).
- [73] Timur, H. and Öztürk, İ.,” Anaerobik Treatment Kinetics of Municipal Landfill Leachate”, *Int. Conf. On Anaerobic Digestion*, Japan, 3, 321, (1997).

- [74] İnanç, B., Çallı, B. and Saatçi, A., "Characterization and Anaerobic Treatment Of The Sanitary Landfill Leachate in İstanbul", *Marmara University Enst.*, İstanbul, 25, (1999).
- [75] Kennedy, K.J., Hamoda, M.F. and Guiot, S.G., "Anaerobic Treatment Of Leachate Using Fixed Film and Sludge Bed Systems", *J. Water Pollut. Control Fed.*, 60 (9), 1675-1683, (1988).
- [76] Piatkiewicz, W., Biemacka, E. and Suchecka, T., "A polish study: treating landfill leachate with membranes", *Filtrat. Sep.*, 38, 22-26, (2001).
- [77] Kargı, F. and Pamukoglu, M.Y. , " Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor", *Biotechnol. Lett.*, 25, 695-699, (2003).
- [78] Urase, T., Salequzzaman, M., Kobayashi, S., Matsuo, T., Yamamoto, K. and Suzuki, N., "Effect of high concentration of organic and inorganic matters in landfill leachate on the treatment of heavy metals in very low concentration level", *Water Sci. Technol.* 36, 349-356, (1997)
- [79] Demir E. ve Yalçın H., " Adsorbentler: sınıflandırma, özellikler, kullanım ve öngörüler", *Türk Bilim Del Derlemeler Dergisi*, 7(2), 70-79, (2014).
- [80] Kargı, F. and Pamukoğlu, M., "Repeated fed-batch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered active carbon addition", *Enzyme Microb. Technol.*, 34, 422-428, (2004).
- [81] Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. and Pinto, A.C., " Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate", *Chemosphere*, 54, 1005-1010, (2004).
- [82] Rivas, F.J., Beltran, F.J., Carvalho, F., Acedo, B. and Gimeno, O., " Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process", *Journal of Hazardous Materials*, (1-2), 95-102, (2004).

- [83] Degermenci, N.,” Jet Loop Reaktörlerde Amonyanın Hava İle Sıyırılarak Gideriminin İncelenmesi”, Yüksek Lisans Tezi, *Atatürk Üniversitesi*, Erzurum, (2007).
- [84] Tan, X.Y., Tan, S.P., Teo, W.K. and Li, K.,” Polyvinylidene fluoride hollow fibre membranes for ammonia removal from water”, *J. Membr. Sci.*, 271, 59-68, (2006).
- [85] Hung C.M., Lou J.C. and Lin C.H.,” Removal of ammonia solutions used in catalytic wet oxidation processes”, *Chemosphere* , 52, 989-995, (2003).
- [86] Dempsey M.J., Lannigan K.C. and Minall R.J.,” Particulate-biofilm, expanded-bed technology for high-rate, low-cost wastewater treatment:nitrification”, *Water Res.*, 39, 965-974, (2005).
- [87] Bonmati, A. and Floatats, X.,”Air Stripping of ammonia from pig slurry:characterization and feasibility as a pre-or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion”, *Waste Manage.*, 23, 261-272, (2003).
- [88] Jorgensen T.C. and Weatherley I.R.,” Ammonia removal from wastewater by ion exchange in the presence of organic contaminants”, *Water Res.*, 37, 1723-1728, (2003).
- [89] Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., Gomec-Yangın, C.,”Advanced physical-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates”, *Waste Manage*, 23,441-446, (2003).
- [90] Matter-Muller, C., Gujer, W., Giger, W.,” Transfer of volatile substances from water to the atmosphere”, *Water Res.*, 15, 1271-1279, (1981).
- [91] Liao, P.H., Chen, A. and Lo, K.V.,”Removal of nitrogen from Swine Manure Wastewaters by Ammonia Stripping”, *Bioresource Technology*, 54, 17-20, (1995).
- [92] Djebbar Y. and Naraitz M.R.,”Improved onda correlations for mass transfer in packed towers”, *Water Sci. Technol*, 38, 295-302, (1998).

- [93] Quan, X., Wang, F., Zhao, Q., Zhao, T. and Xiang, J.,” Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor”, *Journal of Hazardous Materials*, 170, 983-988, (2009).
- [94] Cypes S.H. and Engstrom J.R.,” Analysis of a toluene stripping process:a comparasion between a microfabricated stripping column and a conventional packed tower”, *Chemical Engineering Journal*,101, 49-56, (2004).
- [95] Bokotko, R.P., Hupka, J. and Miller, J.D.,”Flue gas treatment for SO<sub>2</sub> removal with air-sparged hydrocyclone technology”, *Environ.Sci.Technol.*, 39, 1184-1189, (2005).
- [96] Wu, Y. and Li, Q.,” Desulfurization in the gas-continuous impinging stream gas-liquid reactor”, *Chem. Eng.Sci.*, 62,1814-1824, (2007).
- [97] Ozyonar, F., Karagozoglu, B., Kobya, M.,”Air stripping of ammonia from coke wastewater”, *İnternational Iron & Steel Symposium*, Karabük, Türkiye, (2012).
- [98] Degermenci N., Ata O.N. and Yıldız E.,”Ammonia removal by air stripping in a semi-batch jet loop reactor,” *Journal of İndustrial and Engineering Chemistry*, 18,399-404, (2012).
- [99] Atkins, P.W., *Physical Chemistry*. 6<sup>th</sup> ed., Oxford: Oxford University Press, (1998).
- [100] Çengel, Y.A. ve Boles, M.A., *Termodinamik*. 7th, Ankara: Palme Yayıncılık, 828-829, (2013).
- [101] Bloor, J.C., Anderson, G.K. and Willey, A.R.,”High rate aerobic treatment of brewery wastewater using the jet loop reactor”, *Water Res.*, 29, 1217-23, (1995).
- [102] Atay, I., Gordon, L. and Trattner, R.,”Fluid flow and gas absorption in an enjector venturi scrubber”, *Environ. Prog.*, 6, 198-203,(1987).



- [103] Gaddis, E.S. and Vogelpohl, A., "The impinging-steam reactor: a high performance loop reactor for mass transfer controlled chemical reactions", *Chem. Eng. Science*, 47, 2877-2882, (1992).
- [104] Prasad, K.Y., Ramanujam, T.K., " Gas holdup and overall volumetric mass transfer reversed flow jet loop reactor", *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 73, 190-195, (1995).
- [105] Prasad, K.Y., Ramanujam, T.K., " Enhancement of gas-liquid mass transfer in a modified reversed flow jet loop reactor with tree phase system", *Chem. Eng. Science*, 2997-3000, (1995).
- [106] Wachsmann, U., Rabiger, N., Vogelpohl, A., " The compact reactor - a newly developed loop reactor with a high mass transfer performance", *Ger. Chem. Eng.*, 8, 411-418, (1984).
- [107] Dirix, C.A.M.C. and Van der Wiele, K., "Mass transfer in jet loop reactors", *Chem. Eng. Science*, 45, 2333-2340, (1990).
- [108] Bitton, G., *Wastewater Microbiology*, 3<sup>th</sup> ed., John Wiley & Sons, Inc., 225, (2005).
- [109] Bohdziewicz, J., Bodzek, M. and Gorska, J., " Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate", *Process Biochem.*, 36, 641-646, (2001).
- [110] Trebouet, D., Schlumpf, J.P., Jaouen, P. and Quemeneur, F., "Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration process", *Water Res.*, 35, 2935-2942, (2001).