



**HİDRODİNAMİK KAVİTASYONLA SULU
ORTAMDAN AMONYUM GİDERİMİ**

Atila TAŞDEMİR

**Yüksek Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Bilimleri Bilim Dalı
Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN**

2016

Her hakkı saklıdır

**ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**HİDRODİNAMİK KAVİTASYONLA SULU
ORTAMDAN AMONYUM GİDERİMİ**

Atila TAŞDEMİR

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
Çevre Bilimleri Bilim Dalı**

**ERZURUM
2016**

Her hakkı saklıdır



T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



TEZ ONAY FORMU

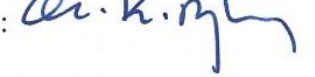
HİDRODİNAMİK KAVİTASYONLA SULU ORTAMDAN
AMONYUM GİDERİMİ

Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN danışmanlığında, Atila TAŞDEMİR tarafından hazırlanan bu çalışma 28/06/2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı – Çevre Bilimleri Bilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak **oybirliği** ile kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Ergün YILDIZ

İmza : 

Üye : Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

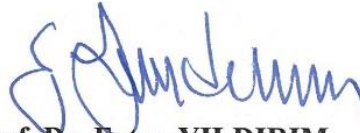
İmza : 

Üye : Yrd. Doç. Dr. Nejdet DEĞERMENÇİ

İmza : 

Yukarıdaki sonuç;

Enstitü Yönetim Kurulu 14/07/2016 tarih ve 28./..22 nolu kararı ile onaylanmıştır.



Prof. Dr. Ertan YILDIRIM
Enstitü Müdürü

Not: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaklardan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak olarak kullanımı, 5846 sayılı Fikir ve Sanat Eserleri Kanunundaki hükümlere tabidir.

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

HİDRODİNAMİK KAVİTASYONLA SULU ORTAMDAN AMONYUM GİDERİMİ

Atila TAŞDEMİR

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Çevre Bilimleri Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Yapılan bu çalışmada, yüksek amonyak içeriğine sahip sızıntı sularından amonyak giderimi amacıyla pilot ölçekli Hidrodinamik kaviteasyon sistemi (HDK) kullanılmıştır. Öncelikle HDK sisteminin amonyak giderim performansının belirlenmesi amacıyla sentetik atıksu ile kesikli olarak orifis çapı, kaviteasyon sayısı, giriş konsantrasyonu, hava debisi, sıcaklık ve sürekli olarak hidrolik kalış süresinin etkileri incelenmiştir. 7 mm orifis çapı, 0,12 kaviteasyon sayısı, 30°C sıcaklık, 25 L/dk hava debisi ile 24 saatte elde edilen amonyak giderimi % 98,4'tür. Sürekli denemeler için ise artan hidrolik kalış süresi ile düşük denge konsantrasyonu elde edilmiştir. Klasik amonyak sıyırma sistemlerinin modeli uygulanarak, elde edilen deney verileriyle karşılaştırıldığında, hava verilmediğinde dahi HDK reaktörünün modele göre 45 L/dk hava debisi uygulanıyormuş gibi davrandığı görülmüştür. Sistem amonyak giderim performansının belirlenmesinin ardından Erzurum deponi sahası sızıntı suyundan amonyak giderimi için 7 mm orifis çapı ile 0,17 kaviteasyon sayısında, hava verilmeden, 30°C'de 24 saat süre sonunda %75 amonyak giderilmiştir. HDK'un sunduğu avantajlarla problemleri atıksulardan biri olan sızıntı sularının toksik özellikteki amonyağını rahatlıkla giderebildiği ve mevcut performansın geliştirilmesinin önü açık olduğu bu çalışmada görülmektedir.

2016, 66 sayfa

Anahtar Kelimeler: Hidrodinamik kaviteasyon, Amonyak giderimi, Sızıntı suyu

ABSTRACT

Master Thesis

AMMONIUM REMOVAL WITH HYDRODYNAMIC CAVITATION FROM AQUEOUS MEDIUM

Atila TAŞDEMİR

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering
Department of Environmental Science

Supervisor: Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

In this study, pilot-scale hydrodynamic cavitation system (HCS) was used to treat leachate wastewater containing high ammonia content. First, to determinate the formance of HCS in terms of ammonia removal, synthetic wastewater was used. In batch studies orifice diameter, cavitation number, initial concentration, air flow, temperature parameters and in continuous studies hydraulic retention times were investigated. With 7 mm orifice diameter, 0,12 cavitation number, 30°C temperature and 25 L/dk air flow % 98,4 ammonia removal was obtained in 24 hours. Continuous studies showed that increasing hydraulic retention time decreases balance concentration. Classic ammonia removal system emphirical model was used to compare with cavitation datas. According to the model HCS reactor without air was operating like 45 L/dk air flow applied. After the determination of system performance % 75 ammonia removal was archieved without air in 24 hour from Erzurum landfill leachate under contitions of 7 mm orifice diameter, 0,17 cavitation number, 30°C temperature. Results show that HCS provides advantages over landfill leachate which is one of the most complex wastewater involving toxic ammonia and it is current performance is open to improvements.

2016, 66 pages

Keywords: Hydrodynamic cavitation, Ammonia Removal, Leachate

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans çalışmamın yürütülmesi sırasında, ilgi ve desteğini benden esirgemeyen saygıdeğer danışmanım Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN hocama teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmamın başından sonuna kadar ilgi ve alakasını benden esirgemeyen, bilgisinden yararlandığım, karşılaştığım sorunları aşmamda yardımcı olan değerli hocam Sayın Prof. Dr. Ergün YILDIZ'a teşekkürü bir borç bilirim.

Laboratuvar süresince bana ortak olan, her yardıma ihtiyaç duyduğumda tecrübe ve bilgisine başvurduğum sevgili arkadaşım Sayın Arş. Gör. İbrahim CENGİZ'e ve desteğini benden esirgemeyen Sayın Arş. Gör. Sinan KUL, Sayın Arş. Gör. Onur SÖZÜDOĞRU'na ve çalışmalarımda bana yardımcı olan arkadaşlarım Arzu KOP'a, Numan Suadi TATAROĞLU'na ve Yücel ELEN'e teşekkür ederim.

Çalışmam boyunca kendilerinden uzak kaldığım, büyük fedakarlık ve cesaret gösteren kardeşim Oğuzhan TAŞDEMİR'e, yardımını esirgemeyen abim Abdullah TAŞDEMİR'e, kendi dertlerini unutup bana destek olan annem Ayşe TAŞDEMİR'e ve babam Hamit TAŞDEMİR'e şükranlarımı sunarım.

Son olarak çalışmam esnasında bana katlanan, cesaretlendiren, yükümü paylaşan, desteğini her zaman yanımda hissettiğim, en çok fedakarlık gösteren sevgili eşim Özlem TAŞDEMİR'e sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Atila TAŞDEMİR

Haziran, 2016

İÇİNDEKİLER

| | |
|---|----------|
| ÖZET..... | i |
| ABSTRACT..... | ii |
| TEŞEKKÜR..... | iii |
| SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ..... | vi |
| ŞEKİLLER DİZİNİ..... | vii |
| ÇİZELGELER DİZİNİ..... | ix |
| 1. GİRİŞ..... | 1 |
| 2. KURAMSAL TEMELLER..... | 9 |
| 2.1. Azot Kavramı..... | 9 |
| 2.1.1. Azotlu bileşikler..... | 9 |
| 2.1.2. Azot bileşiklerinin çevresel önemi..... | 10 |
| 2.1.3. Azot döngüsü..... | 12 |
| 2.2. Azot Giderim Yöntemleri..... | 13 |
| 2.2.1. Biyolojik azot giderimi..... | 13 |
| 2.2.2. Fiziksel-kimyasal yöntemlerle azot giderimi..... | 15 |
| 2.2.2.a. Kırılma noktası klorlaması..... | 15 |
| 2.2.2.b. İyon değişimi..... | 16 |
| 2.2.2.c. Membran prosesleri..... | 17 |
| 2.2.2.d. Çöktürme..... | 17 |
| 2.2.2.e. Hava ile sıyırma..... | 17 |
| 2.2.3. Henry yasası..... | 19 |
| 2.2.4. Gaz transferi..... | 20 |
| 2.3. Deponi Sahası Sızıntı Suları..... | 21 |
| 2.3.1. Sızıntı suları karakterizasyonu..... | 22 |
| 2.3.2. Sızıntı suyunun çevresel etkileri..... | 22 |
| 2.3.3. Sızıntı suları arıtımı..... | 23 |
| 2.4. Amonyak Toksisitesi..... | 24 |
| 2.5. Kavitasyon..... | 26 |
| 2.5.1. Kavitasyon çeşitleri..... | 26 |

| | |
|---|-----------|
| 2.5.2. Kavitasyonu etkileyen faktörler | 27 |
| 2.5.3. Hidrodinamik kavitasyon | 28 |
| 3. MATERYAL ve YÖNTEM..... | 30 |
| 3.1. Materyal..... | 30 |
| 3.1.1. Kullanılan atıksu..... | 30 |
| 3.1.2. Deney sistemi | 30 |
| 3.2. Yöntem | 32 |
| 3.2.1. Amonyak konsantrasyonunun belirlenmesi | 32 |
| 3.2.2. Hava sıyırma ile amonyak gideriminin modellenmesi..... | 33 |
| 3.2.2.a. Kesikli çalışmaların modellenmesi..... | 33 |
| 3.2.2.b. Sürekli çalışmaların modellenmesi | 35 |
| 4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMALAR | 39 |
| 4.1. Kesikli Çalışmalar | 39 |
| 4.1.1. Orifis Çapı | 39 |
| 4.1.2. Kavitasyon sayısı..... | 40 |
| 4.1.3. Hava debisi | 42 |
| 4.1.4. Sıcaklık..... | 45 |
| 4.1.5. Başlangıç konsantrasyonu | 46 |
| 4.1.6. Kesikli çalışmaların modellenmesi | 47 |
| 4.2. Sürekli Çalışmalar | 50 |
| 4.2.1. Hidrolik kalış süresi..... | 50 |
| 4.2.2. Sürekli çalışmaların modellenmesi | 52 |
| 4.3. Sızıntı Suları Uygulamaları | 54 |
| 4.3.1. Orifis çapı | 55 |
| 4.3.2. Kavitasyon sayısı..... | 57 |
| 4.3.3. Sızıntı suyunda sürekli çalışmalar | 59 |
| 5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER | 61 |
| KAYNAKLAR | 65 |
| ÖZGEÇMİŞ | 67 |

SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler

| | |
|------------------------------|---|
| C | t anında 1 mol sudaki NH ₃ 'ün molü |
| C ₀ | Başlangıçta 1 mol sudaki NH ₃ 'ün molü |
| C _{hava} | Hava ile sisteme giren NH ₃ 'ün konsantrasyonu (mol NH ₃ /mol H ₂ O) |
| C _v | Kavitasyon sayısı |
| G | Birim zamanda sisteme verilen hava (mol hava/dk) |
| H | Saat |
| mV | milivolt değeri |
| N ₂ | Azot gazı |
| NH ₃ | Amonyak |
| NH ₄ ⁺ | Amonyum iyonu |
| NO ₂ ⁻ | Nitrit |
| NO ₃ ⁻ | Nitrat |
| y | Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH ₃ 'ün molü |
| y ₀ | Sisteme giren 1 mol havadaki NH ₃ 'ün molü |

Kısaltmalar

| | |
|-----|---------------------------------|
| HDK | Hidrodinamik Kavitason Reaktörü |
| HKS | Hidrolik Kalış Süresi |
| KOI | Kimyasal Oksijen İhtiyacı |
| TOK | Toplam Organik Karbon |
| TKM | Toplam Katı Madde |

ŞEKİLLER DİZİNİ

| | |
|--|----|
| Şekil 2.1. pH ve sıcaklığa göre amonyum ve amonyak arasındaki denge..... | 11 |
| Şekil 2.2. Azot döngüsü..... | 12 |
| Şekil 2.3. İki aşamalı nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi..... | 14 |
| Şekil 2.4. Nitrifikasyon-denitrifikasyonda azot formlarının dönüşümü..... | 14 |
| Şekil 2.5. kırılma noktası klorlaması..... | 16 |
| Şekil 2.6. Klasik gaz sıyırma ünitesi..... | 18 |
| Şekil 2.7. Amonyanın sıcaklığa bağlı olarak çözünürlük değişimi..... | 19 |
| Şekil 2.8. İki film teorisi..... | 20 |
| Şekil 2.9. Amonyak toksisitesinin pH'ya göre değişimi..... | 24 |
| Şekil 2.10. Sıvılarda kaviteasyon ve kaviteasyon tetikleyen mekanizmalar..... | 26 |
| Şekil 2.11. Hidrodinamik kaviteasyon orifisinde basınç değişimi..... | 29 |
| Şekil 3.1. Hidrodinamik kaviteasyon sisteminin resmi..... | 31 |
| Şekil 3.2. NH ₃ kalibrasyon eğrisi örneği..... | 33 |
| Şekil 3.3. Kesikli amonyak sıyırma sistemi şematik gösterimi..... | 33 |
| Şekil 3.4. Sürekli amonyak giderimi sistemi şematik gösterimi..... | 35 |
| Şekil 4.1. Farklı orifis çaplarının reaktör performansına etkisi..... | 40 |
| Şekil 4.2. Farklı kaviteasyon sayılarının sistem performansına etkisi..... | 41 |
| Şekil 4.3. Farklı hava debilerinin sistem performansına etkisi..... | 43 |
| Şekil 4.4. Yüksek hava debilerinin amonyak giderim verimleri..... | 44 |
| Şekil 4.5. Sıcaklığın amonyak giderimine etkisi..... | 46 |
| Şekil 4.6. Başlangıç konsantrasyonunun amonyak giderimine etkisi..... | 47 |
| Şekil 4.7. Kesikli çalışma model örneği..... | 48 |
| Şekil 4.8. Uyarlanmış modelin havalı deneysel veriler ile karşılaştırması..... | 49 |
| Şekil 4.9. Uyarlanmış modelin havasız deneysel veriler ile karşılaştırılması..... | 50 |
| Şekil 4.10. Hidrolik kalış süresinin amonyak giderimine etkisi..... | 51 |
| Şekil 4.11. Sürekli model ile deneysel verilerin karşılaştırılması..... | 52 |
| Şekil 4.12. Sürekli model ile deneysel verilerin karşılaştırılması(HKS=6saat)..... | 53 |
| Şekil 4.13. Farklı hidrolik kalış sürelerinde model ve deneysel verilerin karşılaştırılması..... | 54 |

| | |
|--|----|
| Şekil 4.14. Sızıntı suyunda zamana bağlı amonyak giderimi | 55 |
| Şekil 4.15. 7 mm orifis ile sentetik ve sızıntı suyunun karşılaştırması..... | 56 |
| Şekil 4.16. Farklı kavitasyon sayılarının sızıntı suyundan amonyak giderimi..... | 58 |
| Şekil 4.17. 0,17 kavitasyon sayısında sentetik ve sızıntı suyunun karşılaştırması | 58 |
| Şekil 4.18. Sızıntı suyundan sürekli sistemde NH ₃ konsantrasyonunun değişimi..... | 60 |



ÇİZELGELER DİZİNİ

| | |
|---|----|
| Çizelge 2.1. Sucul ortamda azot formları | 9 |
| Çizelge 2.2. Yaşa göre deponi sahası sızıntı suyu özellikleri | 22 |
| Çizelge 2.3. Sıcaklık ile serbest amonyak yüzdesi arasındaki ilişki(pH=8,2)..... | 25 |
| Çizelge 2.4. Tuzluluk ile serbest amonyak yüzdesi arasındaki ilişki(pH=8,2)..... | 25 |
| Çizelge 2.5. Kavitasyonu etkileyen faktörler, özellikleri ve etkileri | 27 |
| Çizelge 3.1. Deponi sahası sızıntı suyu fiziksel ve kimyasal özellikleri | 30 |
| Çizelge 3.2. İyon seçici elektrot ile amonyak tayininde örnek kalibrasyon | 32 |
| Çizelge 4.1. Farklı orifis çaplarının reaktör performansına etkisi | 39 |
| Çizelge 4.2. Farklı kavitasyon sayılarının zamana göre amonyak giderimleri..... | 41 |
| Çizelge 4.3. Farklı Hava debilerinin zamana göre amonyak giderimleri | 42 |
| Çizelge 4.4. Yüksek hava debilerinin zamana göre amonyak giderimleri | 43 |
| Çizelge 4.5. Farklı sıcaklıkların zamana göre amonyak giderimi | 45 |
| Çizelge 4.6. Farklı başlangıç konsantrasyonlarının amonyak giderimi..... | 46 |
| Çizelge 4.7. Farklı hidrolik kalış sürelerinin amonyak giderimi | 51 |
| Çizelge 4.8. Farklı hidrolik kalış sürelerinde 24. Saatin model ve deneysel verileri | 53 |
| Çizelge 4.9. Sızıntı suyundan amonyak gideriminde orifis çapının etkisi..... | 56 |
| Çizelge 4.10. Sızıntı suyundan amonyak gideriminde kavitasyon sayısı etkisi | 57 |
| Çizelge 4.11. Sızıntı suyundan sürekli besleme ile amonyak giderimi | 59 |

1. GİRİŞ

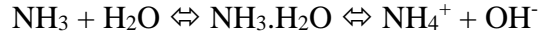
Günümüz Dünyasında kullanıma hazır suların bulunması, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerin gideren artan ortak bir sorunu haline gelmiştir. Su kaynaklarının kısıtlı olması ve bu kaynakların bilinçsiz kullanımı, insanları yeni kaynaklar arayışına hatta atıksuların tekrar kullanımına yönlendirmiştir.

Biyolojik arıtım ile aşama aşama organik maddelerin oksidasyonu ile tamamen mineralizasyonun sağlanması istenmektedir. Ancak günümüz atıksuları çok çeşitlilik göstermekle birlikte biyolojik parçalanmaya dirençli bileşikleri ve biyolojik sistemleri inhibe edici özelliklere sahip olabilmektedir. Bunlardan biride atıksuyun amonyak azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) konsantrasyonudur. Söz konusu biyolojik sistemi limitleyici unsurların ortadan kaldırılması amacıyla membran filtrasyon, ultra-viole, ozon oksidasyonu ve ileri oksidasyon teknikleri gibi farklı arıtma teknikleri uygulanmaktadır. Kavitasyon sistemleri de atıksuların arıtılmasında yeni bir yaklaşım olarak gündeme gelmiştir.

Alıcı ortamlara kirletici olarak çeşitli endüstriler ve insan faaliyetleri tarafından verilen amonyağın ana kaynakları arasında evsel atıksular, gübre endüstrisi ve sızıntı suları vardır. Sızıntı suları, yüksek konsantrasyonlarda humik asit, amonyak azotu, ağır metal gibi organik ve inorganik kirleticileri içermektedir.

EPA tarafından “Amonyak için sucul ortam kriterleri” nin 1984’te yayınlanmasından sonra amonyağın sudaki yaşamsal faaliyetler üzerindeki etkileri araştırılmaya başlanmıştır. Başlarda temiz suda amonyak toksisitesinin etkileri incelenirken günümüzde temiz su ihtiyacının artması, kullanılmış suların arıtımını gerektirmiştir.

Amonyak sulu çözeltilerde iki formda bulunur ve bu formlar arasında pH ve sıcaklığa bağlı kimyasal bir denge mevcuttur. Sucul yaşama zararlı olan amonyak pH’nın yükselmesiyle oluşur ancak sıcaklıktan da etkilenir (EPA 1999).



Amonyak azotunun çevreye olan toksik etkisinden dolayı sızıntı sularının arıtılması gereklidir. Sızıntı sularından amonyak giderimi için sıyırma kuleleri, biyolojik sistemler, adsorpsiyon gibi geleneksel yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler su kontaminasyonu, ısı kaynağı, güvenlik ve desarj standartları gibi faktörlerle sınırlanmaktadır. Bazı durumlarda mevcut yöntemler masraflı ve yetersiz kalabilmektedir. Örneğin, biyolojik sistemler hem ucuz hemde verimli olmalarından dolayı sızıntı suyu arıtımında en iyi seçenek durumundadır. Ancak yüksek amonyak konsantrasyonları mikroorganizmalar için toksik olduğundan istenilen verim elde edilemez. Dolayısıyla karşılaşılan problemlerin üstesinden gelinmesi için daha iyi ve daha yeni arıtım tekniklerinin arayışı süreklilikle devam etmektedir (Wiszniewski *et al.* 2006).

Yuan *et al.* (2016), gaz sıvı kondaktörü olarak kullanılan döner dolgu yataklı bir sistem ile atıksudan amonyak giderimi üzerine çalışmıştır. Ortam sıcaklığında çalıştırdıkları prosesi hem 350 ml hacimde laboratuvar hem de 24 L hacimde pilot ölçekli olarak işletmiştir. Laboratuvar ölçeğinin başlangıç konsantrasyonunu 1000 mg/L, pilot sisteminkini ise 5630 mg/L olarak belirlemiştir. Sirkülasyon hızı, sıvı debisi ve hava debisinin sıvı-gaz transfer katsayısı (K_{LA}) ve giderim verimine etkisini araştırmışlardır. Sürekli çalıştırılan pilot sistemde 4,6 dk kalış süresi, 5 L/dk sıvı debisi, 1500 L/dk hava debisi, 1000 rpm rotasyonda %95 verime ulaşmış ve $K_{La} = 0,027$ 1/s bulmuştur.

Limoli *et al.* (2016), çalışmalarında büyük baş hayvan gübresiyle çalışan anerobik çürütücüden çıkan atık çamurda amonyak gidermiştir. Toplam amonyak azotu 4000 ile 5000 mg/L arasında olan ham atık çamurun türbülanslı bir karışım sağlayarak amonyak giderimi etkisini araştırmayı amaçlayarak farklı pH, sıcaklık ve toplam katının giderim verimine etkisini incelemiştir. Amonyak sıyırma tankında pH 10 ve sıcaklık 23°C'de 24 saatte %88,7 toplam amonyum azotunun giderimini inhibe edebilecek tuzluluk seviyesine ulaşmadan sağlamıştır.

Membran distilasyonu ile amonyak gideriminin araştırıldığı başka bir çalışmada hollow fiber batık membran ile membran distilasyonu kıyaslanmış ve modifiye edilmiş membran distilasyonu üzerinde besleme suyu pH'sı, debisi, sıcaklığı ve başlangıç konsantrasyonu parametrelerinin amonyak sıyırma etkisini incelemiştir. Besleme suyu pH'sının ve sıcaklığının etkin rol oynadığını görmüştür. Modifiye edilmiş membran distilasyon sistemi ile 500 mg/L başlangıç konsantrasyonunda pH= 12,2, besleme suyu 50°C ve süzöntü 28°C sıcaklıkta, 105 dk'da %99,5 arıtım verimine ulaşmıştır (Qu *et al.* 2013).

Dong and Sartaj (2016), havalandırma öncesi mikrodalga radyasyonu uygulayarak sentetik atıksu ve sızıntı suyundan amonyak gidermeyi amaçlamıştır. Farklı mikrodalga güçleri ve sürelerinde, 10 dk havalandırılmış numunelerde amonyak sıyırma verimini incelemiştir. Sızıntı suyunun toplam amonyum azotu konsantrasyonu 4000 mg/L iken sentetik atıksu için başlangıçı 2700 mg/L olarak belirlemiştir. Sentetik suda mikrodalga için 150 ml'lik beher, sızıntı suyunda ise 1 L'lik beher kullanmıştır. Sentetik suda maximum %88,7 verime, sızıntı suyunda ise %70 verime ulaşmıştır. Araştırmanın sonucunda amonyak sıyırmasının mevcut deney sisteminde pH ve mikrodalga enerjisine bağlı olduğunu görmüştür. 100 ml sulu çözelti için optimum şartlar olarak pH 11 ve 78 kj'luk enerji çıkışında sentetik suda %76,3 verime ulaşmıştır.

Başka bir çalışmada amonyak azotunun sulu çözeltilerden ultrasonic ses ile giderilmesi çalışılmıştır. Başlangıç pH'sı, başlangıç konsantrasyonu, ultrasonic güç yoğunluğu ve sonifikasyon süresinin amonyak giderimine etkisini araştırmıştır. Yükselen giriş konsantrasyonunun giderim veriminde azalmaya sebep olduğu ve pH 11 seviyesinde verimin yükseldiğini görmüştür. Yüksek giriş konsantrasyonu aynı zamanda sonokimyasal reaksiyonları etkileyerek kavitasyon kabarcıklarının ısını değiştirdiğinden, negatif etki oluşturduğunu görmüştür. 250 ml'lik çözeltilere 25±2°C'de pH 8,2-11 aralığında uygulanan 60-600 sn gibi sonifikasyon sürelerinin amonyak azotunu %90 giderilebileceğini bulmuştur (Öztürk ve Bal 2015).

Huang *et al.* (2014), strüvit çöktürmesiyle deponi sahası sızıntı suyundan fosfat kaynağı olarak atık fosforik asit kullanımı ile amonyak giderilmesini incelemiştir. Yüksek Al^{+3} içeriğinden dolayı fosforik asit, strüvit çöktürmesini arttırdığını ve artan çökelpmenin amonyak gideriminde artış sağladığını görmüştür. Ancak kaynak olarak fosforik asit eklenmesi amonyak gideriminde gerekli olan pH dengesini korumada kullanılan NaOH'in miktarının artmasına sebep olmuştur. Bu durumda alkali ortamın korunması amacıyla MgO eklemesinin etkisinde araştırmıştır. Çalışmalarında 250 ml sızıntı suyuna Mg:N:P oranı 1,5:1:1 olacak şekilde MgO ve atık fosforik asit eklemiştir. Ekonomik analiz yapılarak atık fosforik asit ve ucuz elde edilen MgO'nun strüvit ile çöktürme işleminde kullanılan diğer kimyasallardan %68 daha ucuz olduğunu ve amonyak azotunun pH 8'de %83 giderilebildiğini tespit etmiştir.

Sülfat radikaline dayalı bir oksidasyon sistemi kullanan Deng and Ezyske (2011) yaşlı sızıntı suyundan dirençli organik ve amonyak giderimini incelemiştir. Sıcaklık kontrolünde aktif edilen persulfat ($S_2O_8^{2-}$) ile etkili oksidantlar üretmiştir. Başlangıç pH'sı, sıcaklık ve kimyasal dozlama parametrelerinin amonyak giderimine etkisini araştırdıkları çalışmada pH 8,3, sıcaklık $50^{\circ}C$ ve $S_2O_8^{2-}:12COD_0=2$ oksidant ile %91 KOI ve %100 amonyak verimine ulaşmıştır. Diğer oksidantlara kıyaslandığında OH⁻ radikalinin amonyak sıyırmadığını, daha zayıf olduğunu ve sülfat oksidasyonunun sızıntı suyu arıtımında etkili olduğunu görmüştür (Deng and Ezyske 2011).

Sun *et al.* (2015), ardışık kesikli reaktör ve yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı kullanarak zengin amonyum içerikli sızıntı suyundan organik madde ve azotun giderilmesi üzerine çalışmıştır. Ham sızıntı suyu ile sürekli beslemeli $30\pm 2^{\circ}C$ 'de çalışan anaerobik reaktörün hacmi 3 L, ortam sıcaklığında işletilen ardışık kesikli reaktörün ise 12 L olarak tasarlamıştır. 24 saat alıkoyma süresine sahip anaerobik ve arkasına 8 saat havalandırma-0,5 saat çökelpme-2 saat anoksik-0,5 saat çökelpme-0,5 saat boşalma evreleriyle işletmiştir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyonu mümkün kılan sistem sayesinde %99,8 amonyak azotu giderimi sağlamıştır.

Biyolojik ön arıtım uygulanmış sızıntı suyundan anodik oksidasyon yoluyla azot ve organik kirliliğin giderimini amaçlayan Fernandes *et al.* (2014) Ti/Pt/PbO₂, Ti/Pt/SnO₂-Sb₂O₄ ve bor kaplı elmas anotların performansını incelemiştir. 200 ml çözeltide 0,3 A akım ve 22-25°C'lerde 6 saat çalıştırılan başlangıç konsantrasyonu 480 mg/L olan sızıntı suyunda Ti/Pt/PbO₂ anoduyla %90 amonyak azotu giderimini sağlamıştır.

Liu *et al.* (2012), çalışmalarında mezofilik ve atmosferik şartlar için granüler çamur yataklı bioreaktörde yüksek amonyak azotuna sahip sızıntı suyunun biyolojik arıtımındaki inhibe edici özelliklerini araştırmıştır. Bu amaçla hem 540 mg/L NH₃-N sahip kompost tesisi sızıntı suyu hem de 2700 mg/L NH₃-N deponi sahası sızıntı suyu karşılaştırılmıştır. 6 L hacimli reaktör 34-36°C sıcaklıkta sabit tutulmuş 18 saat hidrolik kalış süresinde kompost tesisi suyunu arıtan reaktörün diğerine nazaran daha kötü bir performans sergilediğini ve 1500-3000 mg/L konsantrasyonun biyolojik sistemi inhibe ettiğini görmüştür.

Raut-Jadhav *et al.* (2016), hidrojen peroksit (H₂O₂) ve Ozon (O₃) ilavesiyle kombine edilmiş hidrodinamik kavitasyon sistemini kullanarak endüstriyel pestisit çıkış sularının toksisitesini azaltmayı ve biyo-parçalanabilirliğini arttırmayı amaçlamıştır. Reaktör hacmi 6 L ve 6 bar başıta, pH= 7'de 90 dk çalıştırılan sistemde seyreltme oranı, ozon debisi, hidrojen peroksit miktarı parametrelerinin KOI, TOK ve biyo-bozunabilirliğe etkisini incelemiştir. Kavitasyon etkisiyle birlikte 3 g/saat ozon kullanımı ile biyo-parçalanabilirlik oranının 0,121'den 0,324'e çıktığını ve TOK giderim oranının 5 kat, 10 g/saat H₂O₂ kullanımıyla ise 10 kat arttığını bulmuştur. Seyreltmenin ise kavitasyonda KOI, TOK ve biyo-parçalanabilmede bir etkisinin olmadığını görmüştür.

Hidrodinamik kavitasyon ön arıtımı ile buğday samanından biyogaz üretimini geliştirmeyi hedefleyen Patil *et al.* (2016) dönüş hızı, saman:su oranı, proses süresinin kavitasyon sistemiyle gaz üretimine etkisini araştırmıştır. 12 mm çaplı deliklerin kullandığı 15 L su kapasiteli sistem sayesinde ham malzemede metan oranı 31,8 ml iken ön arıtıma tutulmuş örnekte 77,9 ml bulmuştur. Bu sayede proses hızlandırıcı

olarak kavitasyon sisteminin biyogaz üretiminde kullanılabileceğini ve diğer kimyasal artıma teknikleriyle daha da geliştirilebileceğini görmüştür.

Parthasarathy *et al.* (2016), palmye yağı fabrikası atıksuyunda aktif karbon ve ultra ses kavitasyonu vasıtasıyla iyileştirme yapmayı planlamıştır. Aktif karbon ve kavitasyonu ayrı ayrı ve birlikte inceleyen ekip, 4700 mg/L KOI ve 1800 mg/L TKM konsantrasyonuna sahip 100 ml numune için 200 g/L adsorbent dozunda, pH= 8,3'te, 2 saat temas süresinde 200 rpm çalkalama ile %100 TKM ve KOI verimine, ultrases kavitasyonunda ise 200 ml numuneye uygulanan 20 kHz frekans %50(maximum 1000 W-%100) genlikle 90 dk'da %95 TKM ve %80 KOI giderimi sağlamıştır. İki sistem arda arda olacak şekilde optimize edilip, 50 g/L adsorbent dozunda 30 dk temas süresinin ardından uygulanan %50 genlikte 15 dk ultrases kavitasyonu %100 KOI ve %83,33 TKM giderimine, yine 50 g/L dozda %50 genlikte 15 dk hibrit çalıştırıldığında ise %73,08 KOI ve %98,33 TKM giderimine ulaşmıştır.

Yaşlı sızıntı sularının biyolojik bozunabilirliğini geliştirmek amacıyla hidrodinamik kavitasyon uygulayan Bis *et al.* (2015), üç farklı kavitasyon plakası ve işletme parametrelerini çalışmıştır. 64 mm çapta 10 mm kalınlıktaki plakarı 3/10 mm çaplı merkezde konik delik, 1 mm x 5 mm boyutlu 5 dikdörtgen delik, 1 mm çaplı 1'i merkezde olmak üzere 9 silindirik delik şeklinde konfigüre edilmiş olarak sırasıyla 0,033, 0,2976, 0,3852 kavitasyon sayılarında kullanmıştır. Biyolojik bozunurluk özelliğinin belirlenmesi için çözünmüş ve toplam organik karbon analizlerini yapmıştır. Hacmi 30 L olan kavitasyon reaktörü 7 bar basınçta 30 sirkülasyon devri (28 dk) ile çalıştırıldığında 3/10 mm çaplı plaka ile biyo bozunabilirlik oranının %22 arttırdığını görmüştür.

Li *et al.* (2014), hidrodinamik kavitasyonun alg uzaklaştırmadaki etkisini ve bu azalmaya sebep olabilecek mekanizmayı aydınlatmayı hedeflemiştir. pH 8,3-8,9 arasında laboratuvar ortamında üretilen alg kültürleri 5 L hacimli kavitasyon reaktöründe 0,5 L/dk hava ve 6-14 L/dk debiyle birlikte uzaklaştırmıştır. 150 ml olarak alınan numuneleri 3 gün süreyle inkübatöre almıştır. 5 dk'dan fazla kavitasyon süresinin

alg üremesini %84 azaltmasıyla, kavitasyon süresinin alg üremesindeki azalmayla doğrudan ilişkili olduğunu, kavitasyonun fotosentetik özelliği 2. üreme günü sonunda %90 azaltarak zarar verdiğini, algleri birleştirerek zeta potansiyelinin artmasına sebep olduğunu görmüştür. Hidrodinamik kavitasyonun ötrofik su ortamlarından alg uzaklaştırmada herhangi bir ikincil kirliliğe sebep olmadığından dolayı sürdürülebilir bir teknoloji olduğu sonucuna varmıştır.

İlaç endüstrisi atıksuyundan klofibrinik asit, ibuprofen, naprokse gibi bazı ilaç kalıntılarının hidrodinamik kavitasyon ile uzaklaştırılmasını inceleyen Zupanc *et al.* (2014), sıcaklık, kavitasyon süresi ve H₂O₂ dozlamasının arıtım verimi üzerindeki etkisini araştırmıştır. 2,5 L hacimli 100 kPa basınçlı reaktörde 90 mm çapa sahip 2 disk 2800 rpm’de ters yönde döndürülerek kavitasyon gerçekleştirilmiştir. Optimum şartlar olarak 50°C sıcaklık, 15 dk kavitasyon süresi ve 340 mg/L H₂O₂’de sentetik suda ayrı ayrı %47-84 kirletici verimlerine ulaşılmıştır. Başlangıç kirletici konsantrasyonu 360-6330 ng/L olan gerçek atıksuyun kompleks yapısından dolayı kavitasyon süresi 30 dk’ya getirildiğinde ve biyolojik arıtıma ön arıtım olarak kullanıldığında genel performansın %39-56’dan %54-67’ye çıktığı görülmüştür.

Çevre mühendisliği alanında kullanımına yeni başlanan bir sistem olan Hidrodinamik kavitasyon sistemi, sıvı ortamındaki basınç değişimi etkisinde gaz veya buhar kabarcıklarının oluşumu ve patlaması ile aşırı reaktif radikallerin üretimi ve bu sayede kimyasal proseslerin hızlandırılmasıdır. Bu amaçla birçok alanda kimyasal prosesleri hızlandırılmasından dolayı tercih edilir hale gelmiştir (Kumar and Moholkar 2007). Son yıllarda yapılan genellikle laboratuvar ölçekli çalışmalara göre hidrodinamik kavitasyonun, farklı modifikasyonlarla biyolojik sistemlerdeki çıkış suyunun kalitesini arttırması ve çeşitli atıksularda hibrit ve kombine şekillerde uygulanarak arıtma performansını geliştirmesi incelenmiştir. Bu nedenle, öncelikle pilot ölçekli hidrodinamik kavitasyon sisteminin amonyak giderim performansının araştırılması, ardından deponi sahası sızıntı suyunda amonyak azotu gideriminin incelenmesi amaçlanmıştır. Sistemin optimum performansının tespiti için sentetik atıksu ile orifis çapı, kavitasyon sayısı, hava debisi, sıcaklık, başlangıç konsantrasyonu parametrelerine

göre kesikli çalışmalar yapılmıştır. Devamında sürekli işletilen sistemde farklı hidrolik kalış süreleri araştırılarak sistemin sürekliliği hakkında fikir oluşturulması hedeflenmiştir. Son olarak sızıntı suyunda yapılan çalışmalar ile hidrodinamik kavitasyonun deponi sahası sızıntı suyundan amonyak sıyırma performansı araştırılmıştır.



2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Azot Kavramı

Azot renksiz, tatsız ve kokusuz olan bir gazdır. Dünya atmosferinin %78'ini oluşturan azot gazı tüm canlıların yapısında bulunur.

2.1.1. Azotlu bileşikler

Azot bileşikleri tüm canlı organizmalarda bulunmaktadır. Bazı azot formları bitkisel ve hayvansal kaynaklardan ve bunların fosillerinden gelmektedir. Azotun bileşiklerinin farklı oksidasyon kademeleri doğada birçok organizmanın yaşama ve üremesi için gerekli besi maddesidir. Azotun doğal döngüsü bakteri faaliyetleri ve atmosfer olayları sonucu gerçekleşmesinden dolayı azot kimyası karmaşıktır.

Azot oksidasyon kademeleri ve oluşan bileşikler çevresel açıdan büyük önem arz etmektedir. Bu bileşikler Çizelge 2.1'de verilmiştir (Hill *et al.* 2005).

Çizelge 2.1. Sucul ortamda azot formları

| Azot formları | Kısaltma | Açıklama |
|-----------------------|---------------|---|
| Amonyak Gazı | NH_3 | NH_3 |
| Amonyum İyonu | NH_4^+ | NH_4^+ |
| Toplam Amonyak Azotu | TAN^a | $NH_3 + NH_4^+$ |
| Nitrit | NO_2^- | NO_2^- |
| Nitrat | NO_3^- | NO_3^- |
| Toplam İnorganik Azot | TIN^a | $NH_3 + NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$ |
| Toplam Kjeldahl Azotu | TKN^a | $Organik N + NH_3 + NH_4^+$ |
| Organik Azot | $Organik N^a$ | $TKN - (NH_3 + NH_4^+)$ |
| Toplam Azot | TN^a | $Organik N + NH_3 + NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$ |

2.1.2. Azot bileşiklerinin çevresel önemi

Azot bileşiklerinin çevreye olan etkilerinin belirlenmesinden dolayı atıksu yönetiminde giderek artan bir önem arz etmektedirler. Azot formları nitrifikasyonla oksijen azalmasına, sucul bitkilerin aşırı büyümesine, sucul yaşamda toksik etkilere, klor dezenfeksiyonun etkisinde azalmaya ve insan sağlığını tehdit edecek unsurlara sebep olmaktadır.

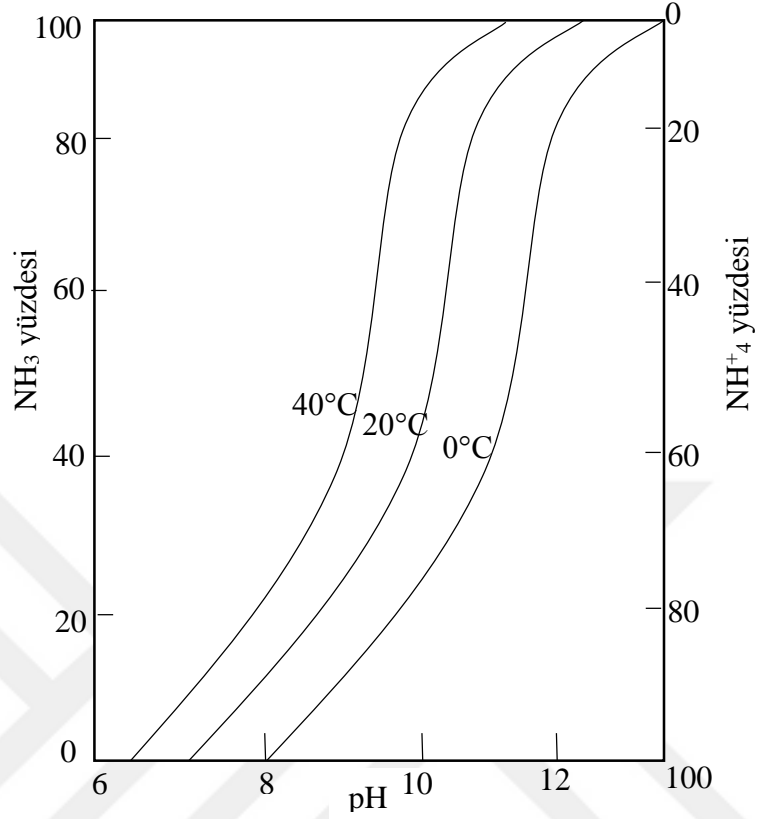
Ötrofikasyon, su içerisindeki azot ve fosfor miktarının doğal olmayan kaynaklardan dolayı artmasıyla oluşan aşırı besi maddesi birikmesidir. Artan besi miktarı üremeyi tetikler ve su canlıların aşırı çoğalması bulanıklığa ve su yüzeyinin ölen alglerle yeşil renge bürünmesine sebep olmaktadır. Ancak asıl sorun oksijen miktarının suyun yüzeyine yakın olan bölgeler dışında azalması ve ışık geçirgenliğinin engellenerek foto-planktonların fotosentezini etkilemesidir. Bu durum balık ölümlerine de yol açmaktadır.

Sucul ortamda yüksek oksijen konsantrasyonunun korunması yüksek yaşam formlarının yaşamının devamı için önemlidir. Alt değer olarak 5 mg/L oksijen konsantrasyonu birçok balık formu için gereklidir. Çeşitli faktörlerden etkilenmekte olan oksijen konsantrasyonuna asıl etken olan organik maddenin parçalanması ve amonyum iyonun nitrifikasyonudur.



Amonyum organik maddenin parçalanmasıyla ve hayvansal atıklardan gelen ürea ve ürik asidin parçalanmasından oluşur. Nitrifikasyon bakterileri amonyumu enerji kaynağı olarak kullanarak nitrit ve nitrata çevirirler.

Protein → Amino asit → Ürea ve ürik asit → Amonyum → Nitrit → Nitrat



Şekil 2.1. pH ve sıcaklığa göre amonyum ve amonyak arasındaki denge

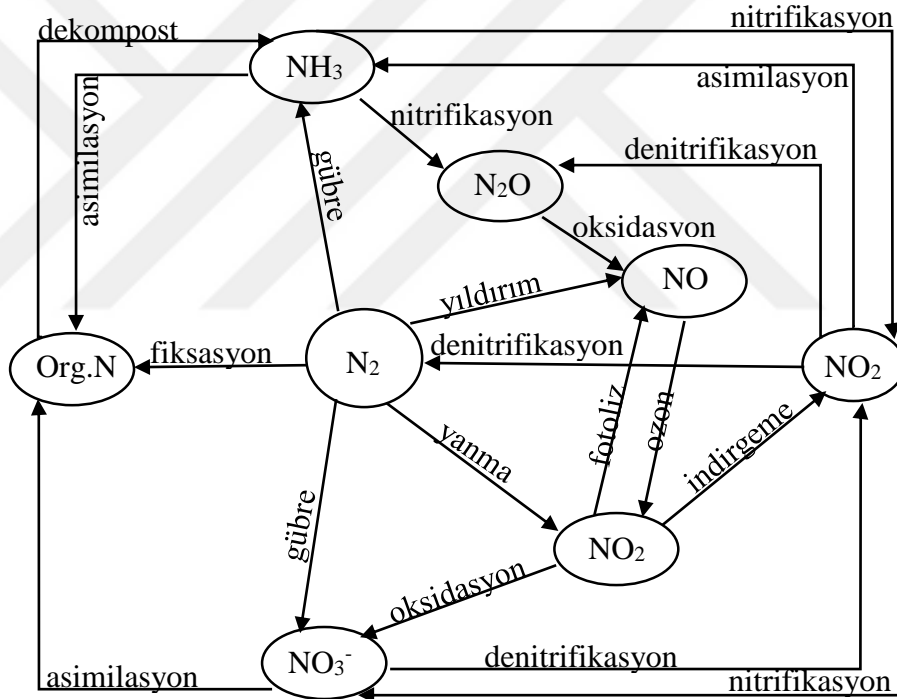
Azotlu nutrientler sucul bitkiler büyümesi için gerekli olsada, bazı azot formları sucul ortamda yaşamsal faaliyetlerini sürdüren diğer organizmaların yaşamını etkileyen şartlar oluşturmaktadır. İyon formundaki amonyumun zararsız olmasına rağmen, bir diğer azot formu olan amonyak azotu balıklar için aşırı toksik etki göstermektedir. Amonyum ve amonyak arasındaki denge pH'ya bağlıdır. Şekil 2.1'de bu pH'ya göre amonyum ve amonyak arasındaki denge gösterilmiştir.

Bebekler için nitrat konsantrasyonu yüksek su kullanıldığında, nitrat sindirim sırasında nitrite indirgenir. Bebeklerde nitriti okside edecek enzimin yetersiz olmasından dolayı nitrit kandaki hemoglobin ile reaksiyona girerek kan hücrelerinin oksijen taşıma kapasitesinin bebeklerin nefessiz kalmasına ve zamanla mavileşmeyle birlikte boğulmasına sebep olur. Mavi bebek sendromu olarak adlandırılan bu sorunun yaşanmaması için içme suyunda NO_3^- desarj standardı konulmuştur. Amerika Birleşik

devletlerinde bu sınır 10 mg/L, Avrupa ülkelerinde 30-100 mg/L arasında, ülkemizde ise 50 mg/L olarak belirlenmiştir (Davis 2010).

2.1.3. Azot döngüsü

Azotun temel kaynağı atmosferdir ve %76,8 oranında azot içermektedir. Ancak atmosferdeki serbest azot (N_2) canlılar tarafından kullanılabilir değildir. Canlılar tarafından kullanılabilir formlara dönüşmesi azot döngüsüyle mümkün hale gelir. Azot döngüsü Şekil 2.2’de şematik olarak gösterilmiştir.



Şekil 2.2. Azot döngüsü

Atmosfer azotu yıldırım, volkanik faaliyetler, azot sabitleyen bakteriler ve algler tarafından devamlı olarak atmosferden uzaklaştırılır. Elektriksel fırtınalar vasıtasıyla havadaki azotun (N_2), NO'ya oksidasyonu gerçekleşir. NO atmosferde ozon tabakasında nitrite (NO_2^-) oksitlenir ve aynı zamanda fotoliz ile indirgenerek tekrar NO formuna dönüşür. NO_2^- tekrar oksitlenerek nitrat (NO_3^-) formunu oluşturur. Nitratlar yağışlarla toprağa girerek bitkiler tarafından kullanılırlar. Atmosferdeki azotun döngüye

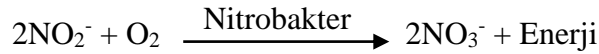
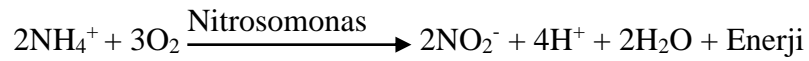
girmesinde en etkin rolü azot sabitleyen bakteriler gerçekleştirirler. Bu bakteriler ölmüş canlılardaki organik maddeyi parçalayarak nitrata çevirirler. Toprakta ve bazı bitki köklerinde bulunan azot bağlayıcı bakteriler sayesinde bitkiler nitrata yapısına katar. Bu şekilde besin zincirine dahil olan azot önce otçullara, ardından da etçillerin yapısına geçer. Ölen bitki ve hayvanlar, ayrıştırıcılar tarafından parçalandığında azot nitrit ve nitrat halinde döngüye katılmış olur (Sawyer *et al.* 2013).

2.2. Azot Giderim Yöntemleri

Azot formlarının su ve atıksulardan giderilmesi adına kullanılan klasik arıtma teknikleri; biyolojik nitrifikasyon ve denitrifikasyon, hava sıyırma, kırılma noktası klorlaması, iyon değişimi, membran filtrasyonu ve çöktürmedir.

2.2.1. Biyolojik azot giderimi

Biyolojik azot gideriminde nitrifikasyon için aerobik bir ortam ve denitrifikasyon içinse anoksik bir ortam gerektirir. nitrifikasyon amonyumu nitrata dönüştürürken denitrifikasyon nitratin azot gazına dönüşmesidir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyonun gerçekleşmesi için ihtiyaç duyulan şartlar birbirlerinden çok farklıdır. Aerobik nitrifikasyonu reaksiyonları aşağıdaki gibidir.

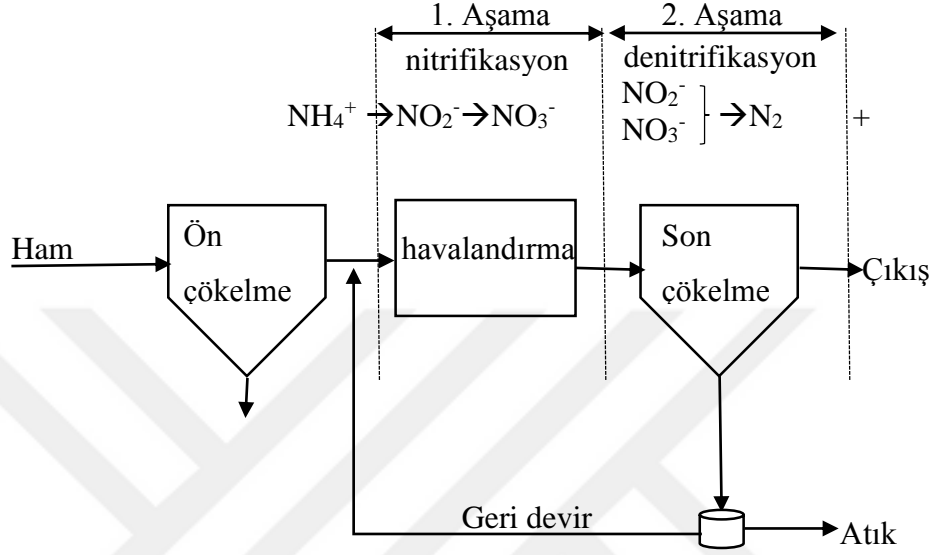


Biyolojik azot gideriminin denitrifikasyon aşamasında nitrat (NO_3^-), azot oksit (NO), di azot mono oksit (N_2O) ve azot gazına (N_2) indirgenir.



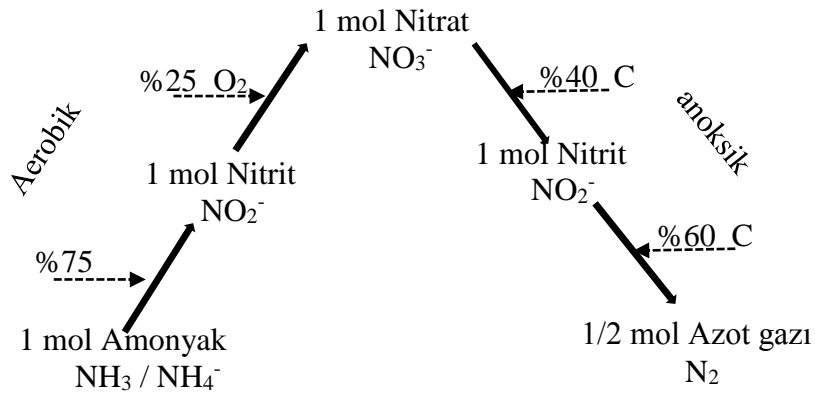
Bu indirgenme reaksiyonları nitrat varlığında ve oksijenin yokluğunda gerçekleşebilir.

Denitrifikasyonu iki basamakta gerçekleşir. Şekil 2.3’de birinci kısımda nitrat (NO_3^-) nitrite (NO_2^-) indirgenir, ikincisinde ise nitrit, azot gazına indirgenir.



Şekil 2.3. İki aşamalı nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesi

Nitrifikasyon için az karbon kaynağının varlığı istenirken denitrifikasyonda karbon kaynağı gereklidir. Gerekli karbon kaynağı evsel atıksu ilavesi veya etanol, metanol, asetat ile sağlanır. Denitrifikasyonun tamamen gerçekleşebildiği durumda nitratın tamamı son ürün olan azot gazına dönüşür. Dönüşümlerdeki karbon ve oksijen ihtiyacı Şekil 2.4’de sunulmuştur.



Şekil 2.4. Nitrifikasyon-denitrifikasyonda azot formlarının dönüşümü

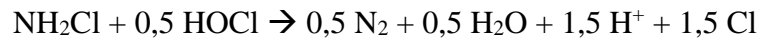
Biyolojik azot gideriminin gerçekleşmesi için nitrifikasyon ve denitrifikasyonun (1) aerobik sonrası anoksik tank, (2) anoksik sonrası aerobik tank, (3) ardışık kesikli benzeri reaktörlerde birlikte olacak şekilde yapılabilir (Rıffat 2013).

2.2.2. Fiziksel-kimyasal yöntemlerle azot giderimi

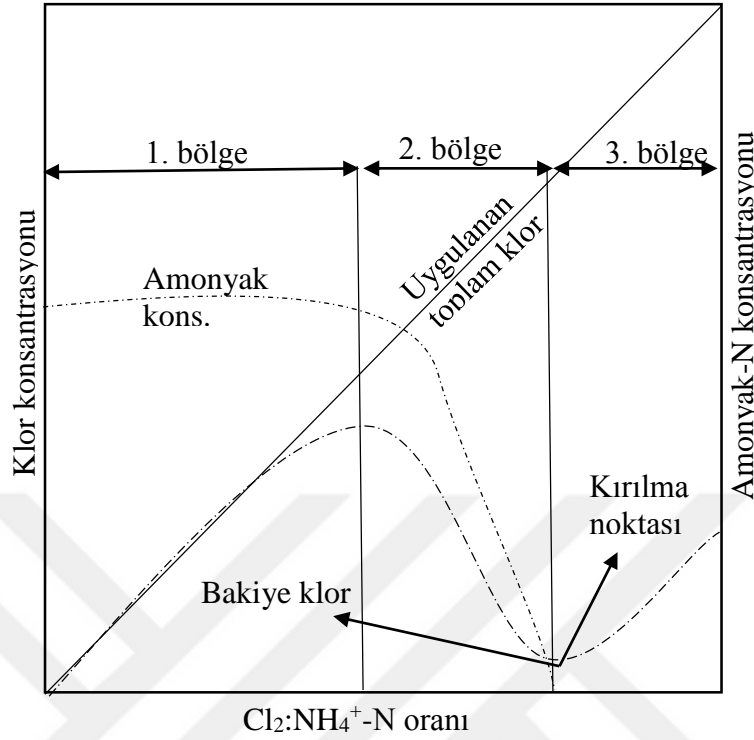
Azot gideriminde en etkili teknik biyolojik arıtım olmasına rağmen bazı atıksu içeriği dolayısıyla biyolojik arıtmaya uygun değildir. Bu sebeple fiziksel-kimyasal tekniklerin geliştirilmesi gerekmiştir. Bu amaçla kullanılan arıtma prosesleri hava ile sıyırma, kırılma noktası klorlaması, iyon değişimi, membran prosesleri ve çöktürmedir.

2.2.2.a. Kırılma noktası klorlaması

Kırılma noktası klorlaması amonyum azotunu azot gazına okside edebilecek miktarda klorun atıksuya eklenmesidir. 1 mg/L amonyak azotunun giderilebilmesi için 9-10 mg/L klorun suya eklenmesi gereklidir. Amonyum iyonu ile klor arasındaki reaksiyonlar aşağıda gösterilen iki aşamada gerçekleşir.



Eklenecek kimyasallar suyun çözülmüş katı madde miktarını ve maliyeti artırır. Ancak bu method ile amonyum konsantrasyonu tamamen giderilebilir ve diğer prosesler için alan ihtiyacının karşılanamadığı tesislerde kullanılabilir. Kırılma noktası klorlamasının en büyük dezavantajı nitrit ve nitrat bu yöntemle sulardan uzaklaştırılmazlar.



Şekil 2.5. kırılma noktası klorlaması

Şekil 2.5’de görüldüğü gibi 1. Alanda monokloraminler oluşur. 2. Alanda oksidasyon sonucu amonyak azalması ve dikloramin oluşumu gerçekleşir. 3. Alanda ise kırılma sonrası az miktarda dikloramin ve nitrat konsantrasyonunda artış gözlenir.

2.2.2.b. İyon değişimi

İyon değişimi bir reçine vasıtasıyla aynı değerlikli iyonların reçineyle temas ettiklerin değişmesidir. Reçinedeki tüm değişim yüzeyleri tükendiğinde, reçine yenilenmelidir. Zeolit ve sentetik iyon değişimi reçineleri amonyum iyonlarının uzaklaştırılması için kullanılabilir. Su içerisindeki iyonların formu pH ile değiştiğinden istenilen iyon değişiminin gerçekleşebilmesi için pH kontrolü çok önemlidir. Zeolitle optimum amonyum iyonlarının değişimi için pH 4-8 aralığında olmalıdır. pH’nin bu değerin altına düşmesi azotun hiçbir formunun giderilememesi ile sonlanacaktır.

İyon değişimi amonyumun atıksulardan uzaklaştırılması için oldukça etkili olmasına rağmen yüksek konsantrasyonlarda reçine değişiminin sıklaşmasına sebep olur.

2.2.2.c. Membran prosesleri

Membran ayırma prosesleri, elektro-dializ, ters osmoz, ultra filtrasyon vb. atıksu arıtımında giderek artan öneme sahiptirler. Membrane iki faz arasında bariyer görevi gören katı, jel hatta sıvı olabilir.

Bu tarz sistemler ile arıtılmak istenen azotlu bileşikler amonyum veya nitrat formundadır.

2.2.2.d. Çöktürme

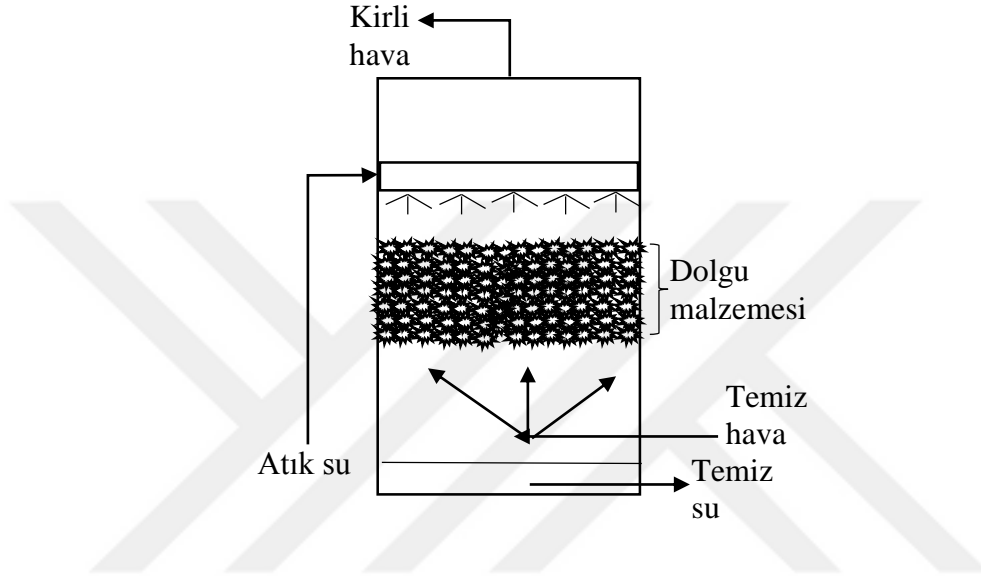
Farklı kimyasalların eklenmesiyle çözünmüş haldeki bileşiklerin çözünmeyen formlara dönüştürülmesidir. Ancak birçok azot formu suda çöünebilir olduğundan çöktürme işlemleri kolay uygulanabilir değildir. Bu yolla giderilmesi istenen azot protein veya amonyum formlarında olmalıdır.

Genellikle üç aşamada uygulanır. Bunlar; (1) çöktürme amaçlı kimyasal maddenin eklenmesi, (2) flokulasyon işlemleri, (3) tercihe göre bir ayırma prosesinin uygulanmasıdır.

2.2.2.e. Hava ile sıyırma

Sulu çözeltide amonyum iyonlarının gaz formundaki amonyağa çevrilmesiyle gerçekteştirilen giderim yöntemidir. İki azot formu arasındaki denge pH'ya bağlı olduğundan hava ile sıyırma proseslerinde pH 11 ve üzerine getirilir. pH 11-11,5 değerinde amonyağın %99'u gaz fazında bulunur. Bu amaçla kullanılan geleneksel sıyırma kuleleri diğer sıyırma prosedürlerine nazaran daha az maliyetli olduğu için

yüksek amonyum konsantrasyonuna sahip endüstriyel atıksuların azot giderimi için tercih edilmektedir. Aynı zamanda sulu çözeltilerden hidrojen sülfid, uçucu organikler ve amonyağın giderimi için sık tercih edilen yöntemdir. Örnek bir sıyırma kulesi Şekil 2.6'da verilmiştir (Sorensen and Jorgensen 1993; Noyes 1994).



Şekil 2.6. Klasik gaz sıyırma ünitesi

Sıcaklık ve pH'ya bağlı olarak amonyum iyonları ve amonyak arasındaki bağlantı Şekil 2.1'de gösterilmiştir. Geleneksel sıyırma kuleleriyle amonyak sıyırmada oluşan problemler; soğuk iklimlerde buzlanma dolayısıyla verimde azalma, pH ayarlaması için kalsiyum karbonat (CaCO_3) kullanıldığında yatağa eklenmesi, amonyak gazının atmosfere salınmasıyla kaynaklanan hava kirliliğidir. Hava kirliliği kontrolü için çıkış yapan gaz sülfirik asit (H_2SO_4) ile yıkanarak amonyum sülfat şeklinde geri toplanabilir (Sedlak 1991).

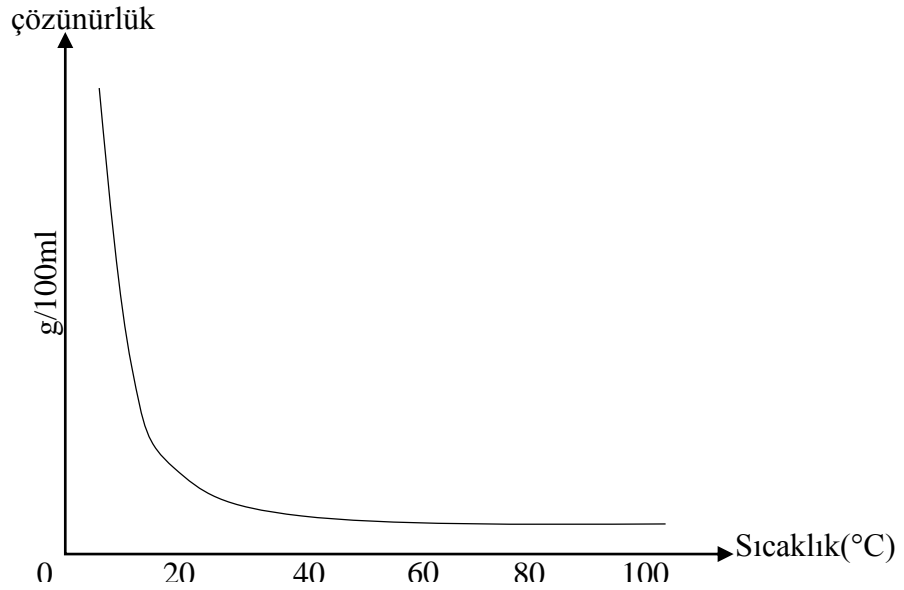
2.2.3. Henry yasası

Sıvı içerisinde gazların denge konsantrasyonu Henry yasası ile hesaplanabilir. Henry yasasına göre: Sabit sıcaklıkta, belli sıvı hacminde çözünecek gaz miktarı gazın kısmi basıncıyla orantılıdır.

$$K_h = \frac{P_{\text{gaz}}}{C_{\text{denge}}} \quad (2.1)$$

- C_{denge} = Denge halinde sıvı içerisinde çözülmüş gaz konsantrasyonu
- P_{gaz} = sıvı üzerinde gazın kısmi basıncı
- K_h = Belli sıcaklıkta Henry sabiti

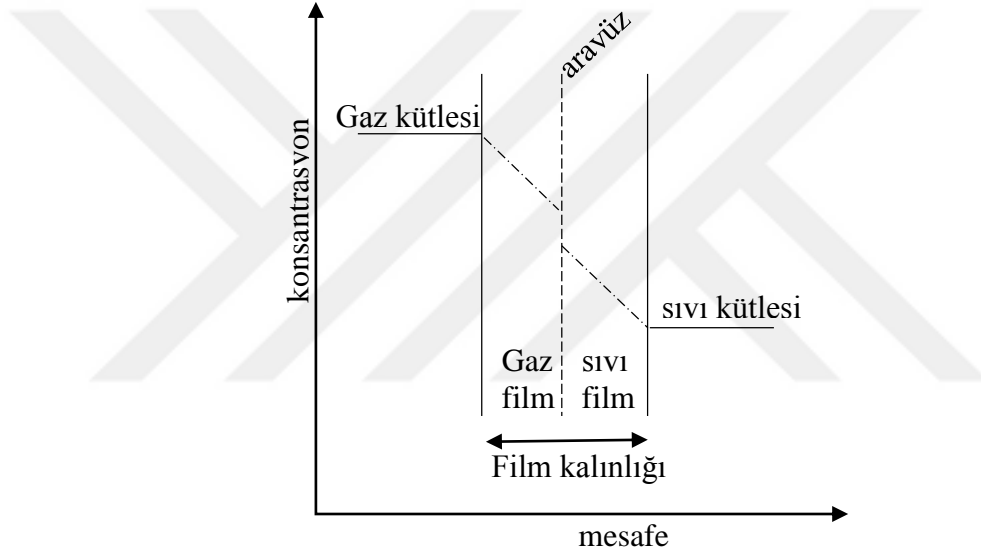
Henry sabiti sıcaklıkla orantılıdır ve artan sıcaklık ile gazların çözünürlüğü azalır. Amonyak gazının sıcaklığa bağlı çözünürlüğü Şekil 2.7'de sunulmuştur (Hill *et al.* 2005).



Şekil 2.7. Amonyakın sıcaklığa bağlı olarak çözünürlük değişimi

2.2.4. Gaz transferi

Gaz transferini açıklayan 1923 yılında Lewis ve Whitman tarafından geliştirilen iki film teorisinin en açıklayıcı model olduğu kabul edilir. İki film teorisi, kütle transferinin gerçekleştiği gaz ve sıvı fazları arasında biri gaz ve diğeri de sıvı olmak üzere iki film tabakası olduğunu öngörür. Bu tabakalar arasında kütle transferine karşı bir direnç vardır. Şematik görünüm Şekil 2.8’de sunulmuştur.



Şekil 2.8. İki film teorisi

Havalandırma, sıyırma, sirkülasyona dayalı sistemlerde gaz-sıvı kütle transferine bağlı olarak sürücü kuvvet denge halinden uzaklaşmayla oluşur. Kısacası gaz fazı için sürücü kuvvet kısmı basınç, sıvı fazında ise kirletici konsantrasyonudur. Gazın transferi 4 aşamada açıklanabilir.

1. Çözünmüş haldeki gazın sıvı halden gaz hale geçmesi,
2. Gaz haldeki kirleticinin önce sıvı film tabakasından geçmesi,
3. Ardından da sıvı seviyesi üzerinde oluşmuş gaz film tabakasından geçmesi,
4. Son aşamada gaz halindeki kirletici gaz (atmosfer) kütle boyunca dağılmasıdır.

Bu aşamalardan gazın sıvı filmde difüzyonu en yavaş gerçekleşen kısımdır ve sınırlayıcı faktör olarak sistemi yavaşlatır. Transfer oranı tahmini, Fick yasasıyla açıklanabilir.

$$N = -D.A.\frac{dc}{dy} \quad (2.2)$$

- N = Birim zamanda kütle transferi
- A= Difüzyonun gerçekleştiği bölgenin kesit alanı,
- dc/dy = kesit alanı dik konsantrasyonu gradyanı,
- D = difüzyon katsayısı

Çözeltinin türbülanslı olması veya çok iyi karışmanın sağlanması halinde, gaz-sıvı arayüzünden transfer oranı kontrol faktörü haline gelir. Oksijen, karbondioksit gibi düşük çözünürlüğe sahip gazlarda sıvı film tabakası transfer hızını kontrol eden faktörken, amonyak gibi yüksek çözünürlüğe sahip gazlarda gaz film tabakasıdır (Sorensen and Jorgensen 1993; Sawyer *et al.* 2003).

2.3. Deponi Sahası Sızıntı Suları

Katı atık deponi sahalarının oluşturduğu problemlerden biride sızıntı sularıdır. Çöp içerisinde nem, yağmur suları ve yüzeysel sular sızarken geçtiği katı atıkla reaksiyona girerler. Bu sebeple içerdikleri yüksek miktarda organik madde, azotlu madde, ağır metal, organik-inorganik tuzlardan dolayı hem toprak kirlenmesine hem de yer altı sularının kirlenmesine sebep olurlar. Deponi sahasının üzerinin kapanmasından sonra sızıntı suları 30-50 sene daha oluşmaya devam ederler.

2.3.1. Sızıntı suları karakterizasyonu

Sızıntı suları özellikleri çeşitli faktörlere göre değişiklik gösterirler. Katı atık içeriği, atık yaşı, depolama süresi, jeolojik durum, deponi sahası çevresi, sıcaklık, nem oranı, pH, iklimsel olaylar sızıntı suyu içeriğini değiştiren unsurlardır.

Çizelge 2.2. Yaşa göre deponi sahası sızıntı suyu özellikleri (Renou *et al.* 2008)

| Parametre | Genç | Orta | Yaşlı |
|-----------------------|---------------------|---------------------------------|----------------------|
| Yaş | <5 | 5-10 | >10 |
| pH | 6,5 | 6,5-7,5 | >7,5 |
| KOI(mg/L) | >10000 | 4000-10000 | <4000 |
| BOI ₅ /KOI | >0,3 | 0,1-0,3 | <0,1 |
| Organik bileşenler | %80 uçucu yağ asidi | 5-30 % UYA humik ve fulvik asit | humik ve fulvik asit |
| Ağır Metal | düşük-orta | düşük | düşük |
| Biyobozunurluk | yüksek | orta | az |

Yaşa göre deponi sahası sızıntı suyu özelliklerinin değişimi Çizelge 2.2’de verilmiştir. Yüksek çözülmüş organik madde, uçucu yağ asit miktarı deponi sahasının yaşının ilerlemesiyle yerini biyolojik olarak parçalanamayan ürünlere bırakır. Zamanla biriken inert maddeler artımında zorlaşmasına yol açmaktadır.

2.3.2. Sızıntı suyunun çevresel etkileri

Organik madde sızıntı sularının içerisindeki ana kirliliklerden biridir. Yeraltına veya yüzeysel sulara karışan sızıntı sularının yüksek organik kirliliği, aerobik mikroorganizmaların faaliyetleriyle bozulurlar. Çözülmüş oksijenin azalmasına sebep olan bu durum sonucu sudaki canlıların yaşamını etkiler. Ortamın anaerobik şartlara girmesiyle anaerobik mikroorganizmalar tarafından organik maddenin parçalanması devam eder. Anaerobik faaliyetlerin sonucu oluşan tehlikeli ürünler CH₄, CO₂ ve NH₃ su kalitesini bozarlar. Organik maddeler, uçucu organik bileşikler ve uçucu olmayan

organik bileşikler olarak iki gruba ayrılırlar. Bu iki grupta, 1,2 dikloroethan, diklorometan, trikloroethan, tetrakloroethan, toluen gibi toksik ve kanserojen karbon bazlı organikleri barındırırlar.

Sızıntı suları farklı azot bileşikleri bünyesinde bulundurabilir. Amonyum azotu ($\text{NH}_4\text{-N}$), organik azot ve nitrat sızıntı sularının yaşının belirlenmesinde indikatör olarak kullanılabilirler. $\text{NH}_4\text{-N}$ ve Org-N organik maddenin parçalanması sonucu oluşurlar ve anaerobik ortamda kararlı haldedirler. $\text{NO}_3\text{-N}$ ise anerobik ortamda kullanılır. Ayrıca $\text{NH}_4\text{-N}$ insan ve sucul yaşam organizmaları için akut toksisite gösterir (Ngo *et al.* 2009).

2.3.3. Sızıntı suları arıtımı

Sızıntı suları birbirine benzer özellik göstermeyebilirler. Farklı katı atık içerisinde süzülen sular farklı niteliktedir. Aynı zamanda sızıntı suyu özellikleri zamana bağlı olarak da değişiklik göstermekte olduğundan seçilen arıtma tekniği değişik sızıntı sularına karşı esneklik gösterebilmelidir. Sızıntı suyu yaşı ve organik madde kompozisyonu hakkındaki bilgi uygun arıtma tekniklerinin seçiminde etkilidir.

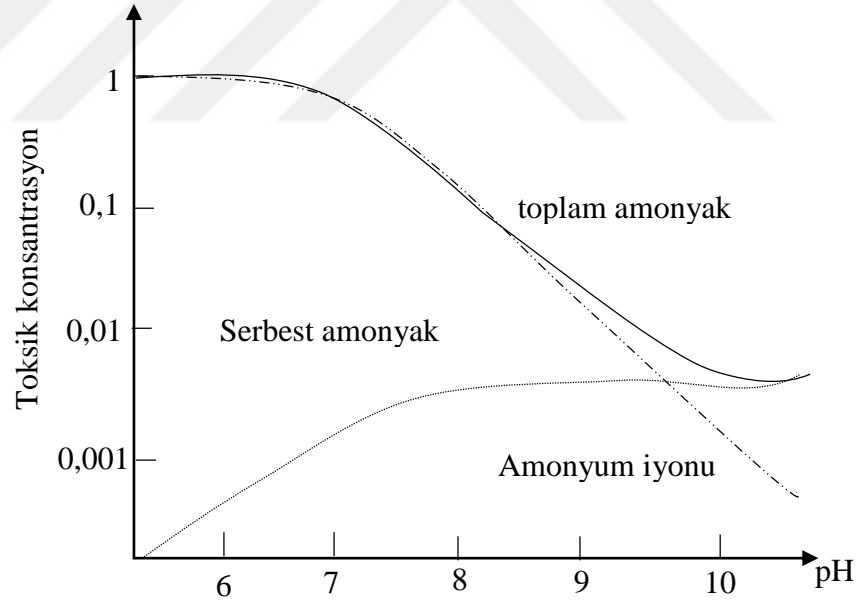
Bazı deponi sahası sızıntı suları kanalizasyona verilerek evsel atıksuyla birlikte arıtılmaktadır. Ancak sızıntı suyu içerisindeki ağır metaller zamanla evsel atıksu arıtma tesislerinin çamurunda birikirler. Bu durum ağır metal kirliliği yüksek olan çamurun tehlikeli hale gelmesine ve bertarafının zorlaşmasına sebep olur. Yapılan çalışmalar mevcut tesislerde sızıntı sularının daha iyi arıtılmasına yönelik iyileştirmeler sağlamıştır ve desarj stardartlarına uygun çıkış suyu eldesi mümkündür. Ancak yüksek amonyak azotu olan sızıntı suları evsel atıksuyla karışım oranı artarsa, aktif çamur sistemindeki mikroorganizmalar için toksit etki göstermekle beraber mikroorganizmaya gerekli fosforunda yetersiz kalmasına sebep olur.

Sızıntı suları arıtımında kullanılan teknikler biyolojik arıtım ve fiziko-kimyasal arıtım olarak iki farklı şekilde veya birlikte kullanılırlar. Biyolojik arıtım teknikleri olarak aktif çamur, biyolojik dönerdisk, ardışık kesikli reaktörler, sulak alanlar, havalandırma

lagünleri, membran biyoreaktörler, anaerobik çürütücü filtreleri kullanılırlar. Fiziko-kimyasal arıtım olarak koagülasyon-flokülasyon, hava sıyırma, çöktürme, aktif karbon adsorpsiyonu, flotasyon ve kimyasal oksidasyon kullanılmaktadır (Renou *et al.* 2008).

2.4. Amonyak Toksisitesi

Amonyum iyonları ile amonyak arasında bir denge vardır. Bu denge toksisite açısından oldukça önemlidir. Serbest amonyak, amonyum iyonlarına göre çok daha toksik etki gösterir. Nötr molekül olmasından dolayı su organizmalarının epitelyal membranlarına daha kolay difüze olurlar. Amonyak toksisitesinde en etkili unsur pH değeridir. Şekil 2.9’da görüldüğü gibi artan pH ile denge serbest amonyaka kayar ve artan serbest amonyak ile toksisite artar.



Şekil 2.9. Amonyak toksisitesinin pH'ya göre değişimi

Serbest amonyanın toksisitesi sıcaklıkla değişir ve balıklar için 5°C’de 25°C’ye göre 4 kat daha toksik özellik gösterir. pK_a katsayısı sıcaklığın fonksiyonudur ve sıcaklığın artmasıyla pK_a azalır. Çizelge 2.3’de amonyak toksisitesinin sıcaklığa göre değişimini göstermektedir.

Çizelge 2.3. Sıcaklık ile serbest amonyak yüzdesi arasındaki ilişki(pH=8,2)

| Sıcaklık, °C | pKa | %serbest amonyak |
|--------------|-------|------------------|
| 0 | 10,40 | 1,24 |
| 5 | 9,94 | 1,80 |
| 10 | 9,78 | 2,59 |
| 15 | 9,61 | 3,71 |
| 20 | 9,45 | 5,30 |
| 25 | 9,29 | 7,52 |

Tuzluluk veya iyon kompozisyonunda pH ve sıcaklık kadar olmasa da amonyağın toksisitesinde etkisi vardır. pK_a aynı zamanda iyon kompozisyonunda bağlıdır. İyon artışı serbest amonyağın miktarının ve toksisitenin azalmasını sağlar. Çizelge 2.4’de amonyak toksisitesinin sıcaklığa göre değişimini göstermektedir (EPA 1998).

Çizelge 2.4. Tuzluluk ile serbest amonyak yüzdesi arasındaki ilişki(pH=8,2)

| Tuzluluk, °C | İyon şiddeti | pKa | %serbest amonyak |
|--------------|--------------|------|------------------|
| 0 | 0 | 9,40 | 3,82 |
| 20 | 0,4 | 9,46 | 3,41 |
| 25 | 0,5 | 9,48 | 3,19 |
| 30 | 0,6 | 9,49 | 3,12 |
| 36 | 0,75 | 9,51 | 2,98 |

Amonyak içeren atıkların bakteri, alg, zooplankton ve balıklar için toksik etkisi evrensel bir sorundur. Bazı balık cinsleri için amonyak azotunun LC50-96 h değeri 0,32-3,10 mg/L olarak bulunmuştur. Amonyak konsantrasyonu 55 mg/L olduğunda foto sentetik karbon fiksasyonunu yapan deniz diyatomelelerinin faaliyetlerini %90 inhibe etmiştir. Fotosentezi inhibe eden 36 mg/L serberst amonyak konsantrasyonu, pH 8’de oksidasyon havuzlarında toksik etki göstermiştir (Cheung *et al.* 1995).

Sızıntı sularında yüksek konsantrasyonlarda bulunan amonyağın eğer biyolojik sistemlerle arıtımı yapılacaksa, amonyağın uzaklaştırılması için ön arıtım gereklidir.

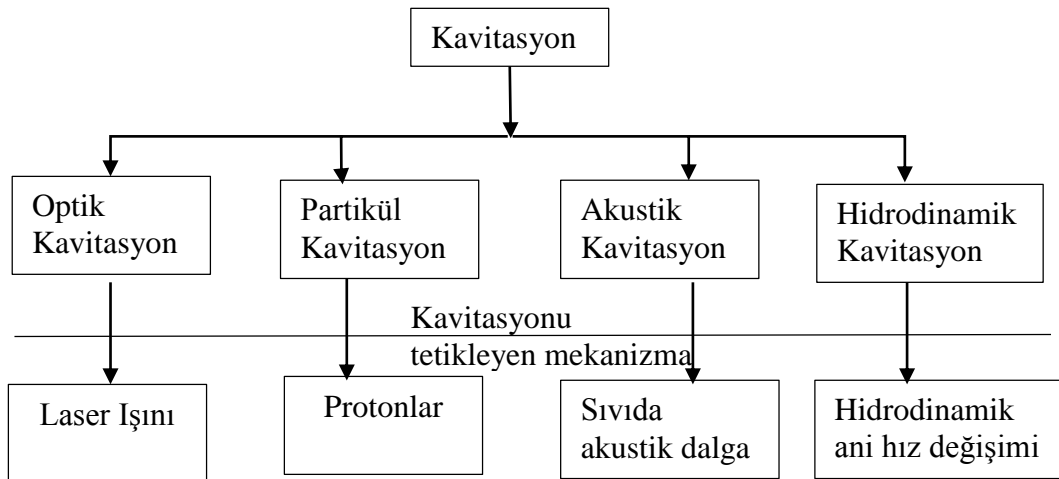
Amonyak konsantrasyonunun sızıntı suyunun toplam toksisitesine katkısı %58,7 olduğu ve bu değer pH'ya bağlı olarak değiştiği bulunmuştur (Osada *et al.* 2011).

2.5. Kaviteasyon

Kaviteasyon, sıvı içerisinde kabarcıkların oluşması ve bu kabarcıkların faaliyetlerini ifade eden fiziksel bir olaydır. Sıvı içerisinde belli bir noktada basıncın azalması ve sıvı kaynama noktasının düşmesi sonucu sıvıda bulunan çeşitli çözülmüş gazların ve su buharının aniden kabarcıklar oluşturarak sıvıdan ayrılmasıyla gerçekleşir. Bu kabarcıklar farklı şekillerde sıvı içerisinde oluşturulabilir. Kabarcık oluşturma yöntemine göre kaviteasyon tipleri farklılık gösterirler.

2.5.1. Kaviteasyon çeşitleri

Kaviteasyonda kabarcıklar sıvı içerisinde farklı şekillerde oluşturulabilir. Oluşturma yöntemine göre kaviteasyon çeşitleri farklı adlandırılırlar. Şekil 2.10'da kaviteasyon çeşitleri ve nasıl oluşturuldukları görülmektedir.



Şekil 2.10. Sıvılarda kaviteasyon ve kaviteasyon tetikleyen mekanizmalar

- Hidrodinamik kavitasyon, sistemdeki sıvı akış hızının değişmesiyle sağlanan basınç değişimi ile olur.
- Akustik kavitasyon, sıvı içerisinde ultra ses geçirilmesiyle sağlanan basınç değişimleri ile olur.
- Optik kavitasyon, sıvıya verilen yüksek yoğunlukta ışık veya lazer ile sıvının kırılması ile olur.
- Partikül kavitasyon, proton vb. element ile kabarcık odasında sıvının kırılmasıdır (Shah *et al.* 1999).

2.5.2. Kavitasyonu etkileyen faktörler

Sıvının fiziksel özelliklerinin yanında kavitasyon oluşumunu etkileyen çeşitli faktörler vardır. Statik basınç, akustik yoğunluk, akustik frekans, ortam gazları, sıvının termal özellikleri, sıvının safsızlığı, sıvı içerisinde çözülmüş gazların safsızlığı ve reaktör özellikleri gibi faktörler kabarcıkların oluşum ve sönmesinde farklı etkilere sahip olabilirler. Çizelge 2.5'te faktörler ve etkisi gösterilmiştir.

Çizelge 2.5. Kavitasyonu etkileyen faktörler, özellikleri ve etkileri

| Faktörler | Fiziksel özelliği | Etkisi |
|---------------|---|---|
| Sıcaklık | Sıvı buhar basıncı Termal aktivite | Kabarcık sönme yoğunluğu İkincil reaksiyon oranı |
| Statik basınç | Toplam uyg. basınç Gaz çözünürlüğü | Kabarcık sönme yoğunluğu Kabarcık içeriği |
| Ortamdaki gaz | Termal iletkenlik Kimyasal reaktivite Gas çözünürlüğü | Kabarcık sönme yoğunluğu İkincil reaksiyon oranı Kabarcık içeriği |
| Sıvı çeşidi | Buhar basıncı Yüzey gerilimi Viskozite Kimyasal reaktivite | Kabarcık sönme yoğunluğu Geçiş kavitasyon eşiği Geçiş kavitasyon eşiği İkincil reaksiyon oranı |

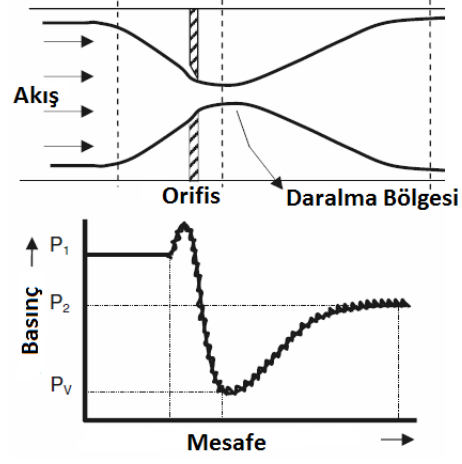
2.5.3. Hidrodinamik kaviteasyon

Hidrodinamik kaviteasyon akışkan haldeki sıvının hızının sistemin geometrisine bağlı olarak değişmesiyle oluşan basınç değişimi neticesinde oluşur. Orifis, vana veya venturi ile hidrodinamik kaviteasyon oluşturulabilir. Orifis sonrası sıvının püskürmesi genişlemesi ve basıncın eski haline dönmesiyle birlikte kabarcıklar söner. Ancak basınç orifisten geçiş sonrası hemen basınç değerine dönemez ve sistemin geometrik şekline bağlı olarak basınç kaybı olur. Basınç düşüşü ve daralma sonrası basınç değişiminin kaviteasyonun yoğunluğuna büyük etkisi vardır. Bu sebeple istenilen kaviteasyon yoğunluğuna ulaşılması için uygun geometrik şekil kullanılmalıdır. Kaviteasyon yoğunluğunu ifade eden kaviteasyon sayısının (C_v) hesabı aşağıdaki gibidir.

$$C_v = \frac{P_2 - P_1}{\frac{1}{2} \rho v_{th}^2} \quad (2.3)$$

- P_2 = Orifis sonrası basınç,
- P_1 = Sıvının buhar basıncı,
- ρ = Sıvının yoğunluğu,
- v_{th} = geometrik şekilden geçişte sıvının akış hızı,

İdeal kaviteasyon için kaviteasyon sayısı (C_v) birden az olduğu durumda gerçekleşir. C_v akış geometrisinin fonksiyonudur ve kullanılan geometrinin alanındaki artışla birlikte artar. 0,1-1 arasındaki kaviteasyon sayısı ile kullanılan reaktörlerden maksimum fayda sağlanabilir. Super kaviteasyon olarak adlandırılan bu durumda reaktörde bulut formu oluşur ve kaviteasyon kabarcıklarında sönmeye olmaz. Seçilen geometrik şekilden sıvının geçişi esnasındaki basınç değişimi Şekil 2.11'deki gibidir (Bagal and Gogate 2014).



Şekil 2.11. Hidrodinamik kavitasyon orifisinde basınç değişimi

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Kullanılan atıksu

Sentetik çalışmalar için kullanılan atıksu Sigma-Aldrich marka NH_4Cl katısından hazırlanmıştır.

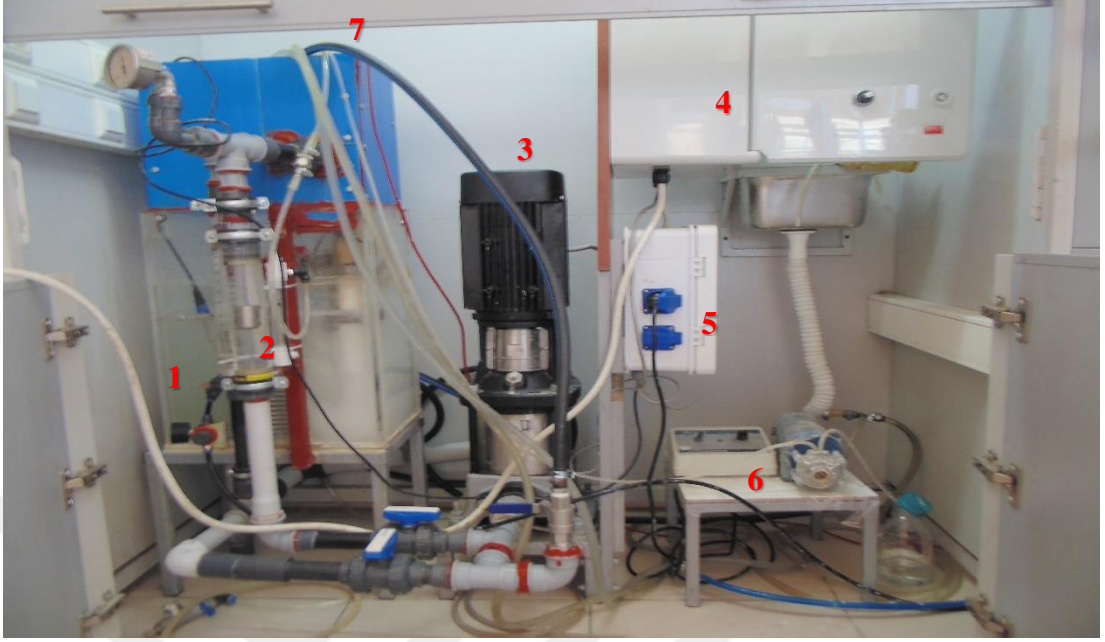
Sızıntı suyu çalışmaları için kullanılan sızıntı suyu Erzurum katı atık deponi sahasından alınmıştır. Atıksu özellikleri Çizelge 3.1’de sunulmuştur. pH ayarlaması için Sigma-Aldrich marka NaOH katısı kullanılmıştır.

Çizelge 3.1. Deponi sahası sızıntı suyu fiziksel ve kimyasal özellikleri

| Parametre | Deponi sahası sızıntı suyu |
|----------------------|----------------------------|
| TC (mg/L) | 4207 |
| TOC (mg/L) | 1328 |
| IC (mg/L) | 2880 |
| TN (mg/L) | 3225 |
| ÇKOI (mg/L) | 4410 |
| TKOI (mg/L) | 3800-4760 |
| PKOI (mg/L) | 350 |
| NH_4 (mg/L) | 2760 |
| pH | 8,23 |
| Tuzluluk (%) | 22,2 |
| Cl^- (mg/L) | 4650 |

3.1.2. Deney sistemi

Pilot ölçekli kavitasyon sistemi hem sentetik atıksu hem de sızıntı suyu çalışmalarında kullanılmıştır. Sistemin görüntüsü Şekil 3.1’de sunulmuştur.



Şekil 3.1. Hidrodinamik kaviteasyon sisteminin resmi

- | | |
|---|-------------------|
| 1. Çift bölmeli soğutuculu kaviteasyon reaktörü | 5. pH kontrolörü |
| 2. Debi ölçer | 6. Baz pompası |
| 3. Yüksek basınç pompası | 7. Numune musluğu |
| 4. Motor güç konvertörü | |

Çalışmalarda kaviteasyon reaktöründe 25 L sentetik veya sızıntı atıksuyu kullanılmıştır. Atıksu reaktörün alt kısmından çekilerek Grundfos marka 2,2 kw lik motor ile venturi tip 5 mm ve 7 mm orifislerden geçirilmiştir. Düşük kaviteasyon sayısına inilebilmesi için 10 bar'a kadar dayanıklı ekipmanlar kullanılmıştır. İstenilen kaviteasyon sayısının ayarlanması için motor güç yönetimini sağlayan Mitsubishi marka D700-SC konvertör kullanılmıştır. Havalı çalışmalarda Özen Compressor marka 2,2 kw'lik 200 L kapasiteli kompresör kullanılmıştır. Atıksular reaktöre konulmadan önce istenilen sıcaklığa Julobo marka ısıtıcı ile getirilmiştir. Reaktör sıcaklığı çalışmalarda sabit tutulmuş ve sıcaklık kontrolü için thermocouple on-off ve buna bağlı olan Noah marka şebeke suyunu açıp kapatan oransal vana kullanılmıştır. Deneyle sabit pH'da yapılmıştır ve Eutech marka pH kontrolörü kullanılarak 10 N'lik NaOH ile pH 11'de tutulmuştur. Sürekli çalışmalarda sürekli besleme/çıkış için Masterflex marka peristaltik pompa kullanılmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Amonyak konsantrasyonunun belirlenmesi

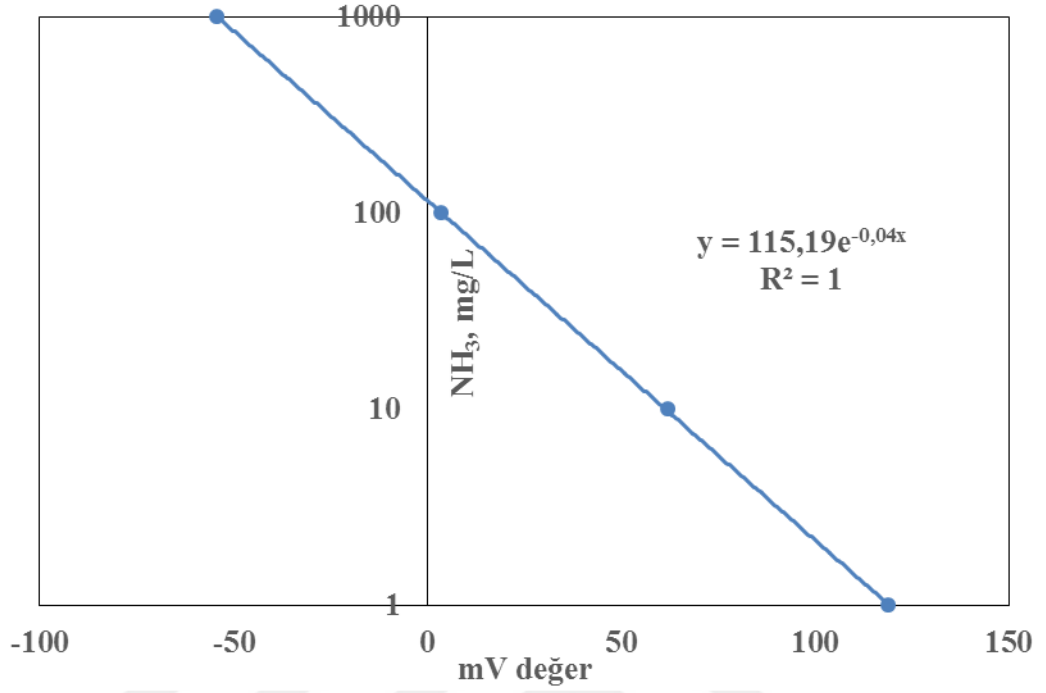
Numunelerde amonyak konsantrasyonunun belirlenmesi için Thermo marka Orion A+ elektrod kullanılmıştır.

İyon seçici elektrod ile amonyak tayini için öncelikle 1, 10, 100, 1000 mg/L konsantrasyonlarında 100'er ml'lik seri NH₄Cl katısı kullanılarak hazırlanır. Ölçüme en düşük konsantrasyonlu çözeltilerden başlanarak 150 ml'lik behere aktarılan her çözeltiliye iyon seçici elektrod daldırılır. 1 ml 10 N'lik NaOH ilave edilerek sabit mV değerine ulaşması beklenir ve okunan değer not edilir. Serideki her çözelti için aynı işlem tekrarlandıktan sonra konsantrasyon mV değerlerinin grafiği çizilerek kalibrasyon eğrisi oluşturulur.

İyon seçici elektrod kullanım sıklığına göre membran değişimine ve yeni kalibrasyona ihtiyaç duyabilirler. Kullanım sıklığına bağlı olarak bir hafta ile bir ay arasında değişim yapılması ve sıklıkla 10 mg/L'lik standart ile kalibrasyon kontrolü yapılmalıdır. Aşağıdaki çizelge ve grafikte çalışmalarımızda kullanılmış kalibrasyon eğrilerinden biri örnek olarak sunulmuştur.

Çizelge 3.2. İyon seçici elektrot ile amonyak tayininde örnek kalibrasyon

| | | | | |
|---------------------|-------|------|-----|-------|
| Konsantrasyon, mg/L | 1 | 10 | 100 | 1000 |
| mV değerleri | 117,8 | 61,9 | 3,5 | -54,4 |

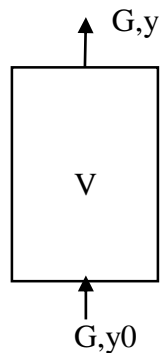


Şekil 3.2. NH₃ kalibrasyon etğrisi örneği

3.2.2. Hava sıyrma ile amonyak gideriminin modellenmesi

Kesikli ve sürekli çalışmaların modellenmesi yapılmıştır.

3.2.2.a. Kesikli çalışmaların modellenmesi



Şekil 3.3. Kesikli amonyak sıyrma sistemi şematik gösterimi

Şekil 3.3'deki şematik gösterim kullanılarak (3.1) numaralı denklem yazılabilir.

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

$y_0 = 0$ olduğu kabulü ile (3.1) numaralı denklem yeniden düzenlenirse

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

şeklinde yazılır.

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

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

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

ve (3.4) numaralı denklem integre edilirse

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left(\frac{-G}{V} \frac{H}{P_T} t\right) \quad (3.5)$$

denklem elde edilir.

Reaktör içerisindeki basınç ile atmosfer basıncı farklı olduğundan (3.5) numaralı denklemde

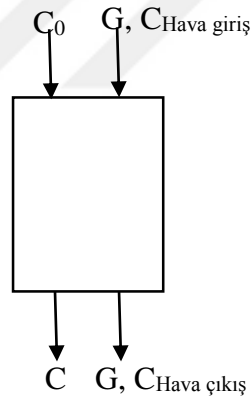
$$\frac{H}{P_T} = K_H \quad (3.6)$$

yazılırsa

$$\frac{C}{C_0} = \exp\left(\frac{-GtK_H}{V}\right) \quad (3.7)$$

denklemi elde edilir ve bu denklem STATISTICA 5.0 non-lineer regresyon modülü kullanılarak Henry sabiti yeniden hesaplatılmıştır.

3.2.2.b. Sürekli çalışmaların modellenmesi



Şekil 3.4. Sürekli amonyak giderimi sistemi şematik gösterimi

Şekil 3.4 deki şematik gösterim kullanılarak (3.8) numaralı denklem yazılabilir.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q.(C_0 - C)}{V} - \frac{G.C_{hava}}{V} \quad (3.8)$$

(3.8) numaralı denklem çözülürse,

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q.C_0 - Q.C - G.C_{hava}}{V} \quad (3.9)$$

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q.C_0 - Q.C_{hava}}{V} - \frac{Q.C}{V} \quad (3.10)$$

3.10'da C bilinmeyenleri bir tarafa toplanırsa,

$$\frac{dC}{dt} + \frac{Q.C}{V} = \frac{Q.C_0 - G.C_{hava}}{V} \quad (3.11)$$

haline gelir ve,

$$y' + p(x).y = q(x) \quad (3.12)$$

3.12 birinci dereceden lineer diferansiyel bir denklemdir ve çözümü,

$$y = y_0 \cdot \exp\left(-\int p(x)\right) + \exp\left(-\int p(x)\right) \int \exp(p(x)).q(x).dx \quad (3.13)$$

Şeklindedir. Denklem 3.11'i buna göre çözersek,

$$C = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V}.t\right) + \exp\left(-\frac{Q}{V}.t\right) \cdot \int \exp\left(\frac{Q}{V}.t\right) \cdot \frac{Q.C_0 - G.C_{hava}}{V} .dt \quad (3.14)$$

Elde edilir. 3.14'ün integre edilirse,

$$C = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V}.t\right) + \frac{Q.C_0 - G.C_{hava}}{V} \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V}.t\right) \cdot \int_0^t \exp\left(\frac{Q}{V}.t\right) .dt \quad (3.15)$$

$$C = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V} \cdot t\right) + \frac{Q \cdot C_0 - G \cdot C_{hava}}{V} \cdot \frac{V}{Q} \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V} \cdot t\right) \left(\exp\frac{Q}{V} \cdot t - 1\right) \quad (3.16)$$

$$C = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{Q}{V} \cdot t\right) + \frac{Q \cdot C_0 - G \cdot C_{hava}}{Q} \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{Q}{V} \cdot t\right)\right) \quad (3.17)$$

$t \rightarrow \infty$ olduğunda sistem dengeye gelir ve kararlı halde devam ederse,

$$C = \frac{Q \cdot C_0 - G \cdot C_{hava}}{Q} \quad (3.18)$$

Denklemi kalır,

$$C_{Hava} = K_H C \quad (3.19)$$

$$C = \frac{Q \cdot C_0 - G \cdot K_H \cdot C}{Q} \quad (3.20)$$

(3.19) numaralı eşitlik (3.18) numaralı denklemde yerine yazılırsa,

$$C = \frac{GC_0}{Q + GK_H} \quad (3.21)$$

denkleme elde edilir.

- C: t anında 1 mol sudaki NH_3 'ün molü
- C_0 : Başlangıçta 1 mol sudaki NH_3 'ün molü
- C_{Hava} : Hava ile sisteme giren NH_3 'ün konsantrasyonu (mol NH_3 /mol H_2O)
- G: Birim zamanda sisteme verilen hava (mol Hava/dak)
- H: Henry sabiti (atm(mol H_2O /mol Hava))
- K_H : Birimsiz Henry sabiti (mol H_2O /mol Hava)
- P_T : Reaktör içerisindeki basınç (atm)
- t: Zaman (dakika)
- V: Sistemdeki toplam suyun hacmi (mol H_2O)
- y_0 : Sisteme giren 1 mol havadaki NH_3 'ün molü
- y: Sistemi terkeden 1 mol havadaki NH_3 'ün molü

4. ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMALAR

4.1. Kesikli Çalışmalar

Hidrodinamik kaviteasyon reaktörümüzün amonyak giderme performansını belirlemek amacıyla sentetik su ile yapılan kesikli çalışmalarda orifis çapı, kaviteasyon sayısı, hava debisi, sıcaklık, başlangıç konsantrasyonu etkileri araştırılmıştır.

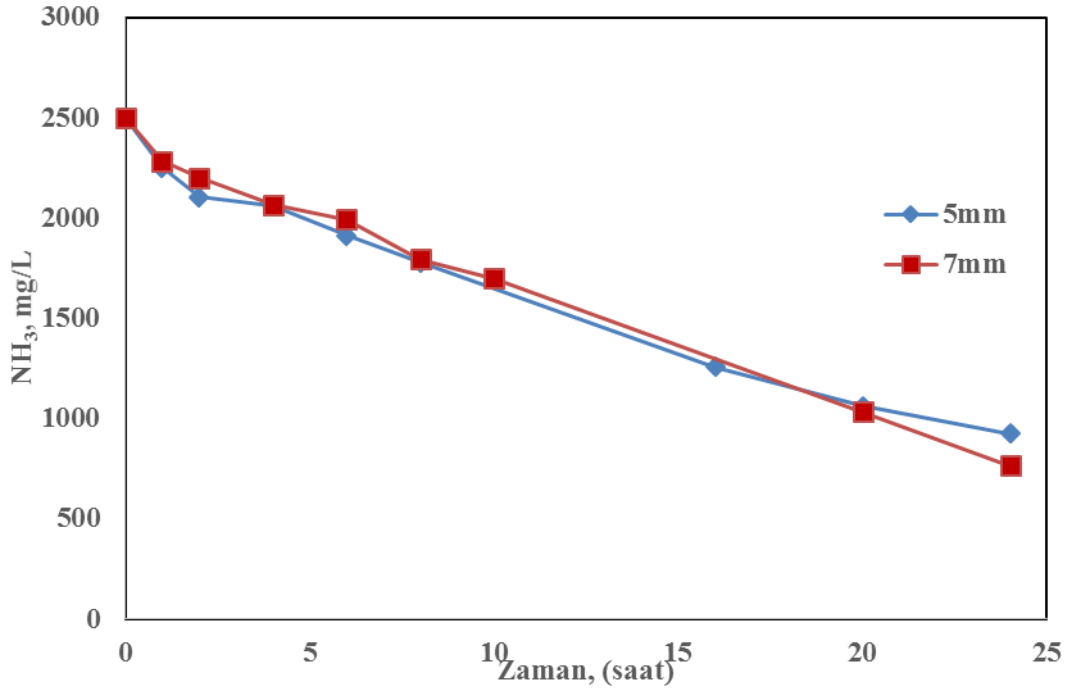
4.1.1. Orifis Çapı

Hidrodinamik kaviteasyon farklı geometrik şekillere sahip orifis, vana veya venturi ile sağlanabilir. Aynı geometrik yapıya sahip ancak farklı boşluk hacminde, 5 ve 7mm olarak iki farklı venturi tipinin etkisi incelenmiştir ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.1’de verilmiştir.

Başlangıç amonyak konsantrasyonu 2500 mg/L, sabit sıcaklık 30°C, kaviteasyon sayısı 0,28 ve havasız olarak 5 ve 7mm çaplar aynı kaviteasyon sayısında çalıştırılmıştır.

Çizelge 4.1. Farklı orifis çaplarının reaktör performansına etkisi

| Orifis çapı | | | | | |
|-------------|------------------------|----------|----------|------------------------|----------|
| 5mm | | | 7mm | | |
| Zaman(h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | Zaman, h | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2499 | 0,0 | 0 | 2501 | 0,0 |
| 1 | 2253 | 9,9 | 1 | 2281 | 8,8 |
| 2 | 2104 | 15,8 | 2 | 2201 | 12,0 |
| 4 | 2063 | 17,5 | 4 | 2064 | 17,5 |
| 6 | 1912 | 23,5 | 6 | 1991 | 20,4 |
| 8 | 1779 | 28,8 | 8 | 1795 | 28,3 |
| 16 | 1256 | 49,7 | 10 | 1697 | 32,2 |
| 20 | 1062 | 57,5 | 20 | 1033 | 58,7 |
| 24 | 923 | 63,1 | 24 | 766 | 69,4 |



Şekil 4.1. Farklı orifis çaplarının reaktör performansına etkisi

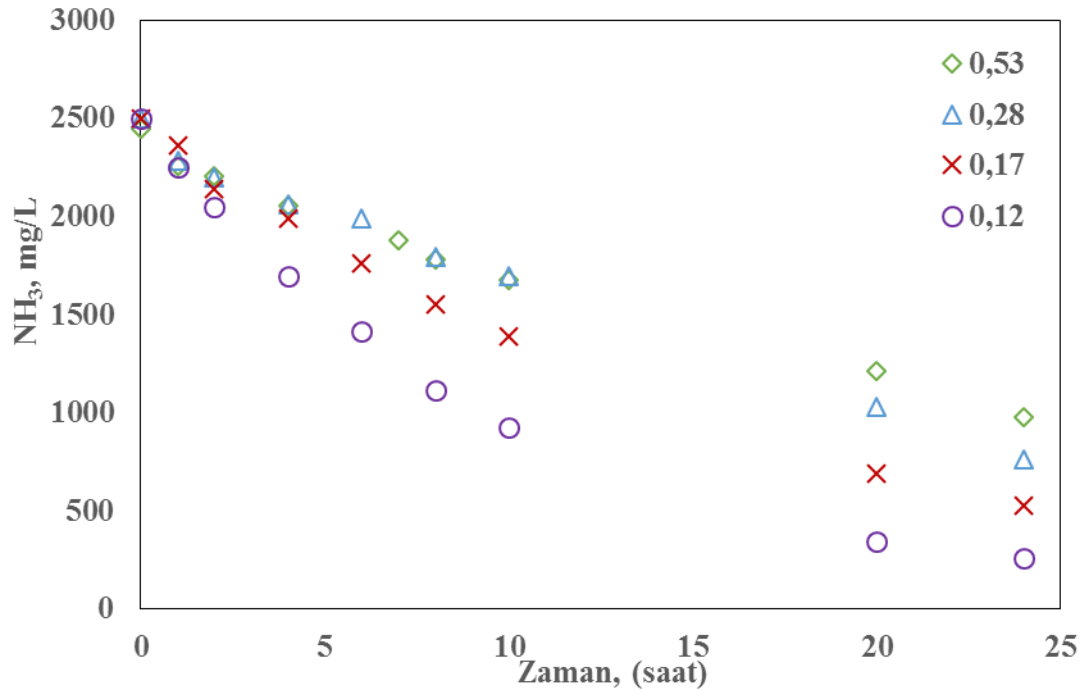
Ortak kavitasyon sayısı 0,28 için yapılan deneylerde 5 mm ve 7 mm orifis çapları 24 saate kadar yakın performans göstermiştir. Şekil 4.1’de görüldüğü gibi 24 saatte 7 mm’lik orifis ile %69 arıtım verimine ulaşılmıştır. 5 mm orifis çapı ile çalışılırken motor %52, 7mm’de ise %38 kapasitede çalışmıştır. Dolayısıyla 7 mm orifis ile motor kapasitesi artırılarak daha düşük kavitasyon sayısına inilebileceğinden ve 7 mm orifisin farklı hava debilerini çalışmaya uygun olması sebebiyle çalışmanın devamında 7 mm orifis kullanılmıştır.

4.1.2. Kavitasyon sayısı

Farklı kavitasyon sayılarında hidrodinamik kavitasyon reaktörünün NH_3 giderim performansı araştırılmıştır. Bu amaçla 0,53, 0,28, 0,17 ve 0,12 kavitasyon sayıları havasız, 30°C sabit sıcaklıkta 7 mm Orifis çapı ile 2500 mg/L başlangıç konsantrasyonunda çalışılmıştır ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.2’de verilmiştir.

Çizelge 4.2. Farklı kavitasyon sayılarının zamana göre amonyak giderimleri

| Kavitasyon Sayısı | | | | | | | | |
|-------------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|
| 0,53 | | | 0,28 | | 0,17 | | 0,12 | |
| (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2449 | 0,0 | 2501 | 0,0 | 2501 | 0,0 | 2500 | 0,0 |
| 1 | 2260 | 7,7 | 2281 | 8,8 | 2365 | 5,4 | 2253 | 9,9 |
| 2 | 2207 | 9,9 | 2201 | 12,0 | 2140 | 14,4 | 2047 | 18,1 |
| 4 | 2054 | 16,1 | 2064 | 17,5 | 1991 | 20,4 | 1696 | 32,2 |
| 6 | 1881 | 23,2 | 1991 | 20,4 | 1759 | 29,7 | 1417 | 43,3 |
| 8 | 1778 | 27,4 | 1795 | 28,3 | 1554 | 37,9 | 1114 | 55,4 |
| 10 | 1675 | 31,6 | 1697 | 32,2 | 1389 | 44,5 | 923 | 63,1 |
| 20 | 1211 | 50,5 | 1033 | 58,7 | 693 | 72,3 | 347 | 86,1 |
| 24 | 980 | 60,0 | 766 | 69,4 | 528 | 78,9 | 263 | 89,5 |

**Şekil 4.2.** Farklı kavitasyon sayılarının sistem performansına etkisi

Şekil 4.2'ye göre kavitasyon sayısı azaldıkça sistem performansı artmıştır. Başlangıç konsantrasyonu 2500 mg/L olan atıksu farklı kavitasyon sayılarında 24 saatte sırasıyla 980 mg/L, 766 mg/L, 528 mg/L ve 263 mg/L konsantrasyona inmiştir. Düşen

kavitasyon sayısı ile oluşan kabarcık çaplarının küçülmesi, sayılarının artması ve sönmesini daha uzun sürmesi nedeniyle amonyak giderimi artmıştır. En iyi sonuç olarak %89,5 arıtma verimine ulaşılan 0,12 kavitasyon sayısı seçilerek çalışmalara devam edilmiştir.

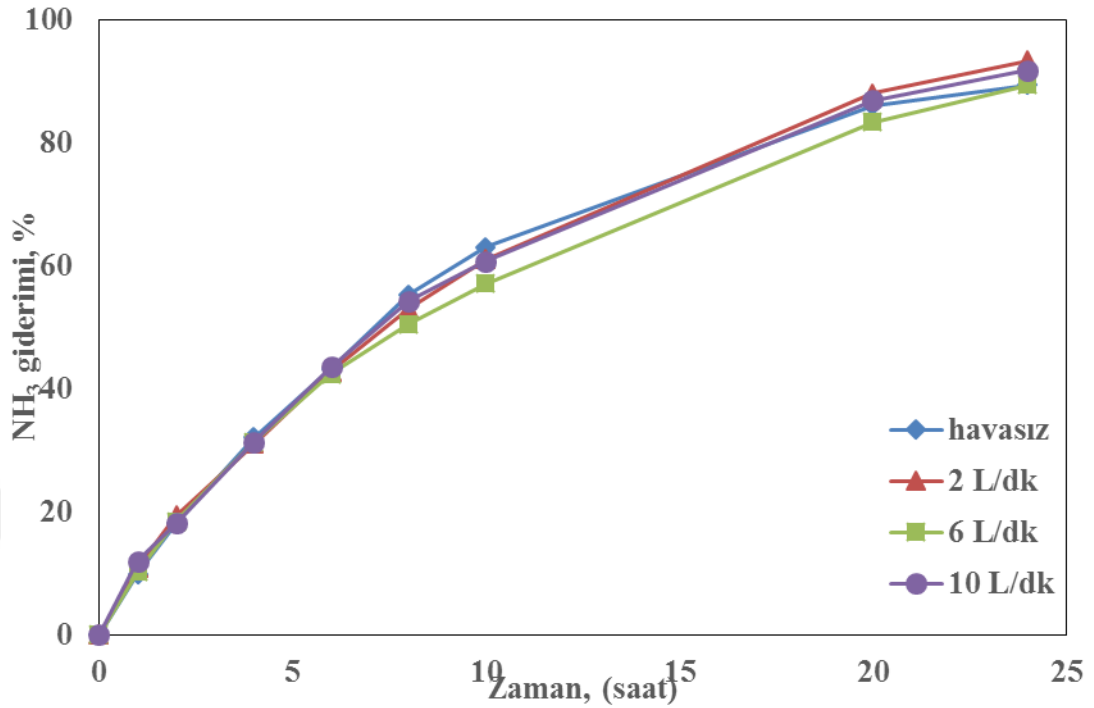
4.1.3. Hava debisi

Hidrodinamik kavitasyonla amonyak sıyırma prosesini daha hızlandırmak amacıyla farklı debilerde hava verilmiştir. 2 L/dk, 6 L/dk, 10 L/dk hava debileriyle havasız performanslar karşılaştırılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu 2500 mg/L, 7 mm Orifis, 0,12 kavitasyon sayısı, 30°C sabit sıcaklık, pH 11 şartlarında gerçekleştirilen deney sonuçları Çizelge 4.3'te sunulmuştur.

Çizelge 4.3. Farklı Hava debilerinin zamana göre amonyak giderimleri

| Hava Debisi | | | | | | | | |
|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|
| Havasız | | | 2 L/dk | | 6 L/dk | | 10 L/dk | |
| (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2500 | 0,0 | 2562 | 0,0 | 2562 | 0,0 | 2501 | 0,0 |
| 1 | 2253 | 9,9 | 2282 | 11,0 | 2300 | 10,2 | 2201 | 12,0 |
| 2 | 2047 | 18,1 | 2064 | 19,4 | 2089 | 18,5 | 2048 | 18,1 |
| 4 | 1696 | 32,2 | 1766 | 31,1 | 1759 | 31,3 | 1718 | 31,3 |
| 6 | 1417 | 43,3 | 1464 | 42,9 | 1475 | 42,4 | 1412 | 43,6 |
| 8 | 1114 | 55,4 | 1203 | 53,0 | 1267 | 50,5 | 1142 | 54,3 |
| 10 | 923 | 63,1 | 997 | 61,1 | 1097 | 57,2 | 981 | 60,8 |
| 20 | 347 | 86,1 | 304 | 88,1 | 424 | 83,5 | 327 | 86,9 |
| 24 | 263 | 89,5 | 167 | 93,5 | 268 | 89,5 | 204 | 91,9 |

Amonyanın uçucu olmasından dolayı düşük hava debilerinde dahi havasız şartlara nazaran sıyırma performansının artması beklenir. Beklendiğinin aksine Şekil 4.3'te görüldüğü üzere 2 L/dk, 6L/dk ve 10 L/dk hava debileri amonyak gideriminde ciddi bir fark oluşturmamıştır.



Şekil 4.3. Farklı hava debilerinin sistem performansına etkisi

Hidrodinamik kavitezyon basınç farkıyla kabarcıklar oluşturur ve bir süre sonra bu kabarcıklar söner. Sistem bu sayede havasız şartlarda Çizelge 4.3'te görüldüğü gibi 24 saatte %89,5 verim sağlamıştır. Düşük hava debisinde sisteme verilen havanın oluşturduğu hava kabarcıkları gerek kabarcık çapları gerekse miktarı bakımından kavitezyon etkisine nazaran yetersiz olduğu, dolayısıyla havasız şartlardaki amonyak giderim performansını çok fazla etkilemediği düşünülmektedir. Bu sebeple hava kabarcıklarının 2, 6 ve 10 L/dk'ya nazaran değiştiğinin gözlemlendiği 15, 20 ve 25 L/dk hava debileri araştırılmıştır ve sonuçları Çizelge 4.4'te verilmiştir.

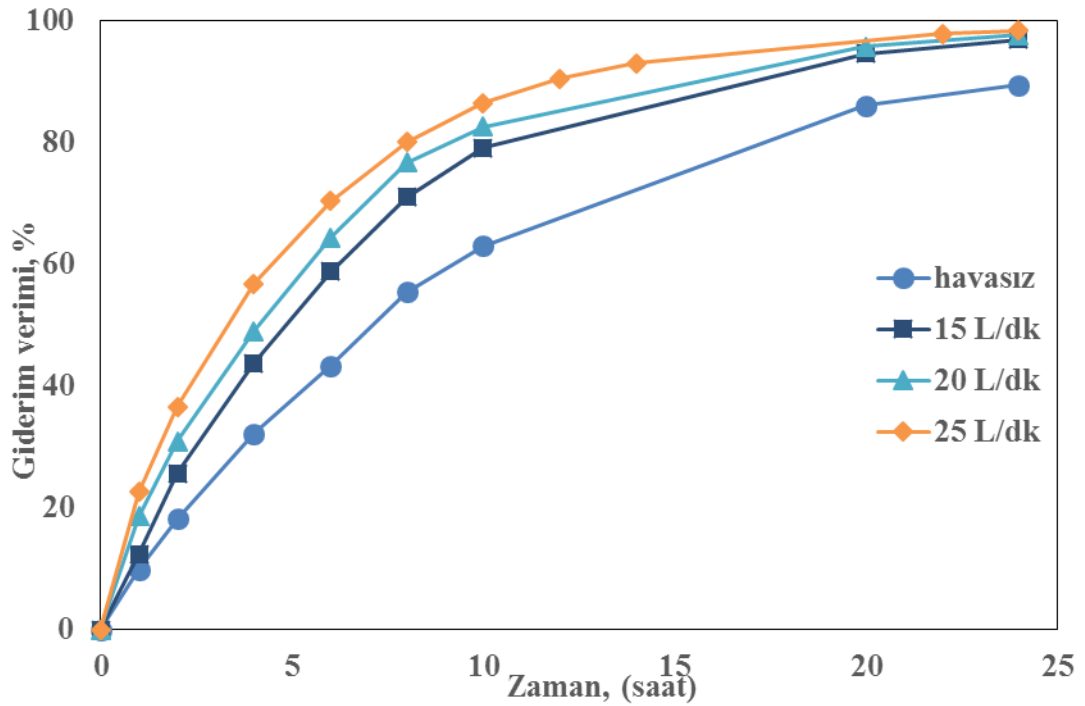
Çizelge 4.4. Yüksek hava debilerinin zamana göre amonyak giderimleri

| Hava Debisi | | | | | | | | |
|-------------|------------------------|----------|---------|------------------------|----------|---------|------------------------|----------|
| 15 L/dk | | | 20 L/dk | | | 25 L/dk | | |
| (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2501 | 0,0 | 0 | 2506 | 0,0 | 0 | 2482 | 0,0 |
| 1 | 2192 | 12,4 | 1 | 2040 | 18,6 | 1 | 1921 | 22,6 |
| 2 | 1860 | 25,6 | 2 | 1731 | 30,9 | 2 | 1573 | 36,6 |

Çizelge 4.4. (devam)

| | | | | | | | | |
|----|------|------|----|------|------|----|------|------|
| 4 | 1406 | 43,8 | 4 | 1277 | 49,0 | 4 | 1071 | 56,8 |
| 6 | 1029 | 58,9 | 6 | 891 | 64,4 | 6 | 736 | 70,4 |
| 8 | 724 | 71,1 | 8 | 583 | 76,7 | 8 | 493 | 80,1 |
| 10 | 522 | 79,1 | 10 | 436 | 82,6 | 10 | 333 | 86,6 |
| 20 | 135 | 94,6 | 20 | 105 | 95,8 | 22 | 53 | 97,9 |
| 24 | 77 | 96,9 | 24 | 59 | 97,7 | 24 | 39 | 98,4 |

Yüksek hava debisinin kullanılması havasız şartlara göre daha fazla amonyak giderimi sağlamıştır. Şekil 4.4'teki grafik incelendiğinde 15, 20 ve 25 L/dk hava debilerinin herbiri bir diğerinden daha iyi giderim sağlamışlardır. Çalışmalara yüksek hava debisi olan 25 L/dk ile devam edilmiştir.



Şekil 4.4. Yüksek hava debilerinin amonyak giderim verimleri

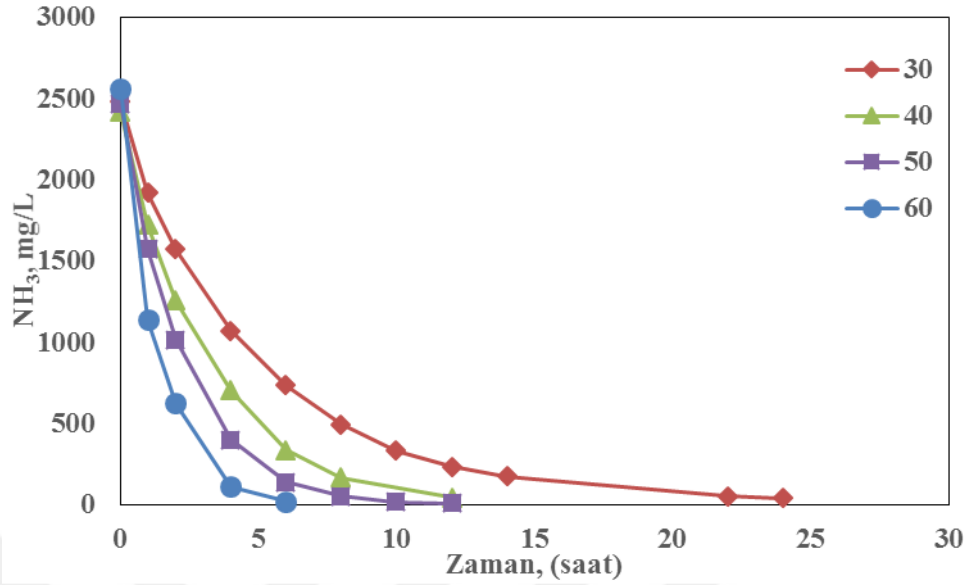
4.1.4. Sıcaklık

Hidrodinamik kaviteasyon reaktöründe sıcaklık etkisini araştırmak amacıyla 2500 mg/L başlangıç konsantrasyonunda, 7 mm orifis çapında, 0,12 kaviteasyonda, pH 11'de çalışılmıştır. Artan sıcaklığın giderim verimine etkisini görmek için 30°C, 40°C, 50°C, 60°C'de çalışma yapılmıştır.

Çizelge 4.5. Farklı sıcaklıkların zamana göre amonyak giderimi

| Sıcaklık | | | | | | | | |
|----------|---------------------------|------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|---------------------------|-------------|
| 30°C | | | 40°C | | 50°C | | 60°C | |
| (h) | NH ₃ , mg/L | Verim % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2482 | 0,0 | 2418 | 0,0 | 2472 | 0,0 | 2564 | 0,0 |
| 1 | 1921 | 22,6 | 1724 | 28,7 | 1573 | 36,4 | 1138 | 55,6 |
| 2 | 1573 | 36,6 | 1257 | 48,0 | 1017 | 58,9 | 626 | 75,6 |
| 4 | 1071 | 56,8 | 705 | 70,8 | 401 | 83,8 | 111 | 95,7 |
| 6 | 736 | 70,4 | 336 | 86,1 | 141 | 94,3 | 19 | 99,3 |
| 8 | 493 | 80,1 | 168 | 93,1 | 50 | 98,0 | | |
| 10 | 333 | 86,6 | 46 | 98,1 | 18 | 99,3 | | |
| 12 | 236 | 90,5 | | | 7 | 99,7 | | |
| 22 | 53 | 97,9 | | | | | | |
| 24 | 39 | 98,4 | | | | | | |

Çizelgede 4.5'te görüldüğü gibi sıcaklığın yükselmesi amonyak gideriminde oldukça etkilidir. ngrldğ üzere artan sıcaklıkla birlikte Henry sabitide artmaktadır. Bunun sonucu olarak amonyak gazının suda çözünürlüğü azalması sistem performansını arttırmaktadır. Hidrodinamik kaviteasyon alışma Őartlarından dolayı reaktördeki sıvıyı soğutma olmadığında yüksek sıcaklıklara çıkarabilmektedir. 60°C'de 6 saat sürede amonyak konsantrasyonu 19 mg/L indirilmiştir. 50°C ve 40°C sıcaklıklarında 10 saatte amonyak konsantrasyonunu 100 mg/L altına inmiştir. Şekil 4.5'te sıcaklığa bağlı olarak zamanla amonyak konsantrasyonlarının değişimi sunulmuştur. Kalan çalışmalarda sıcaklık 30°C'de sabit tutulup diğer parametrelerin optimum değerleri araştırılmıştır.



Şekil 4.5. Sıcaklığın amonyak giderimine etkisi

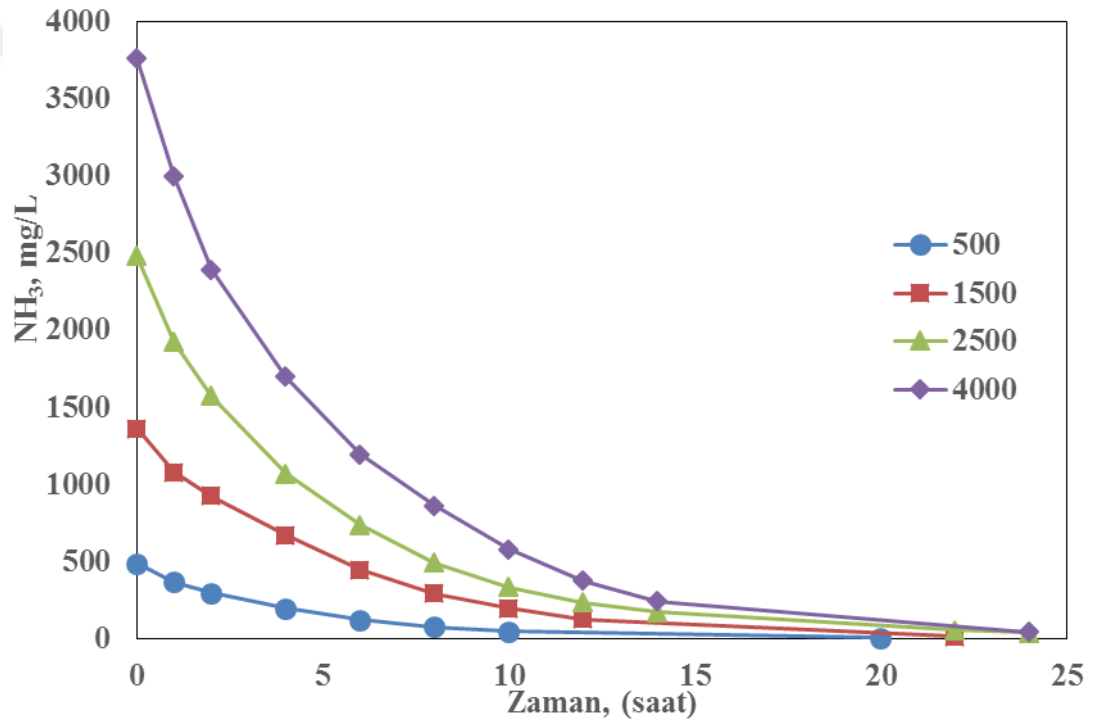
4.1.5. Başlangıç konsantrasyonu

Sentetik atıksu çalışmalarımızda sızıntı suyunun konsantrasyonu olan başlangıç konsantrasyonu 2500 mg/L seçilmiştir. Hidrodinamik kaviteasyonun farklı başlangıç konsantrasyonlarındaki arıtım performansını incelemek amacıyla 500, 1500, 2500 ve 4000 mg/L konsantrasyonlar ile çalışmalarda yapılmıştır.

Çizelge 4.6. Farklı başlangıç konsantrasyonlarının amonyak giderimi

| Başlangıç Konsantrasyonu | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------------|---------|-----------|----------------------|------|-----------|----------------------|------|-----------|----------------------|------|
| 500 mg/L | | | 1500 mg/L | | | 2500 mg/L | | | 4000 mg/L | | |
| h | NH ₃ mg/L | Verim % | h | NH ₃ mg/L | % | h | NH ₃ mg/L | % | h | NH ₃ mg/L | % |
| 0 | 486 | 0,0 | 0 | 1363 | 0,0 | 0 | 2482 | 0,0 | 0 | 3764 | 0,0 |
| 1 | 366 | 24,8 | 1 | 1080 | 20,7 | 1 | 1921 | 22,6 | 1 | 2995 | 20,4 |
| 2 | 295 | 39,4 | 2 | 925 | 32,1 | 2 | 1573 | 36,6 | 2 | 2394 | 36,4 |
| 4 | 196 | 59,7 | 4 | 672 | 50,7 | 4 | 1071 | 56,8 | 4 | 1697 | 54,9 |
| 6 | 122 | 75,0 | 6 | 447 | 67,2 | 6 | 736 | 70,4 | 6 | 1193 | 68,3 |
| 8 | 77 | 84,2 | 8 | 294 | 78,5 | 8 | 493 | 80,1 | 8 | 861 | 77,1 |
| 10 | 47 | 90,3 | 10 | 196 | 85,6 | 10 | 333 | 86,6 | 10 | 579 | 84,6 |
| 20 | 4 | 99,2 | 12 | 126 | 90,7 | 12 | 172 | 93,1 | 14 | 240 | 93,6 |
| 24 | | | 22 | 12 | 99,1 | 24 | 39 | 98,4 | 24 | 41 | 98,9 |

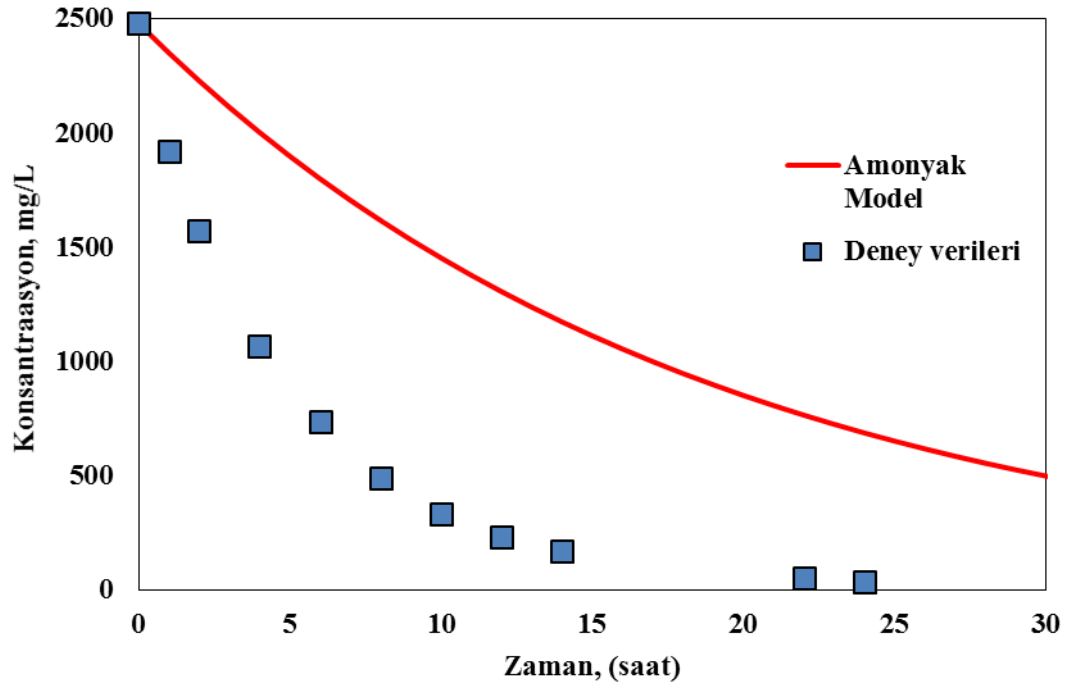
7 mm orisfis çapı, 0,12 kavite sayı, pH 11, Sıcaklık 30°C şartlarında gerçekleştirilen deney verileri Çizelge 4.6'da verilmiştir. Farklı başlangıç konsantrasyonlarının hidrodinamik kaviteyonda saatlik % amonyak giderim performansını çok fazla değiştirmediği ancak düşük başlangıç konsantrasyonunda istenilen amonyak düzeyine daha kısa sürede ulaşıldığı görülmüştür. 500 mg/L ile başlanan deneyde 8 saate amonyak 100 mg/L'nin altına indirilmiştir. Başlangıç konsantrasyonlarının zamana göre değişimi Şekil 4.6'da sunulmuştur.



Şekil 4.6. Başlangıç konsantrasyonunun amonyak giderimine etkisi

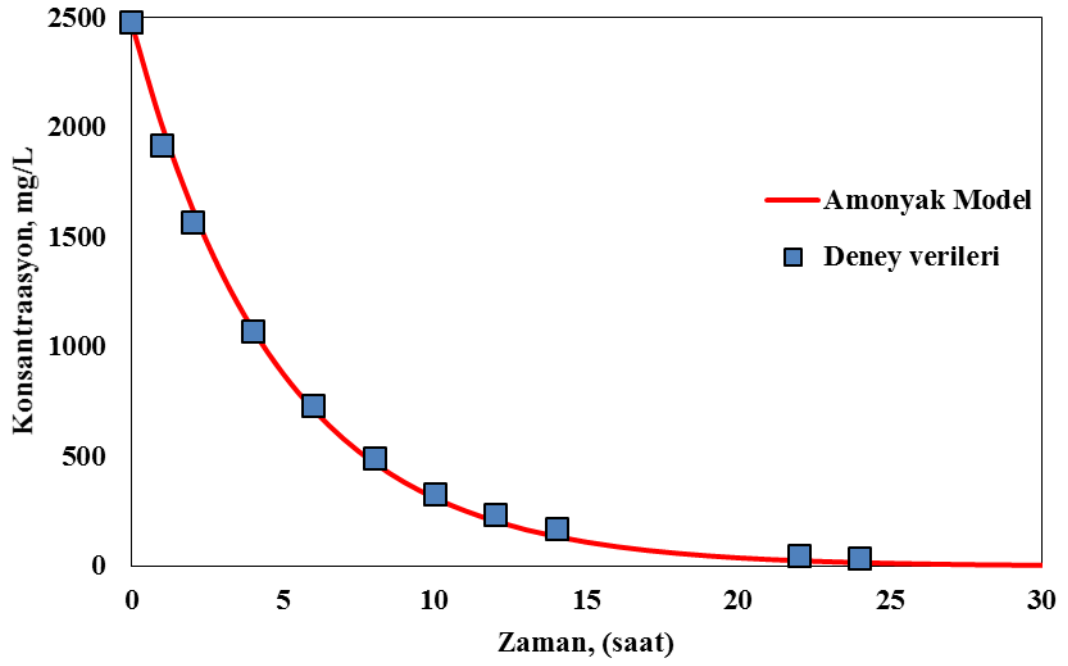
4.1.6. Kesikli çalışmaların modellenmesi

Hava sıyırma ile amonyak giderimi modellenmiştir. Modelde sıcaklığa göre yeni henry değeri, Erzurum ilinde gerçekteşen deneyin atm basıncı verileride dikkat alınmıştır. Örnek model olan Şekil 4.7'de 30°C sabit sıcaklıkta, pH 11'de, 25 L/dk hava debisinde 7 mm orisfis ile 0,12 kaviteyonda gerçekteşmesi beklenen zamana göre amonyak giderimi gösterilmiştir.



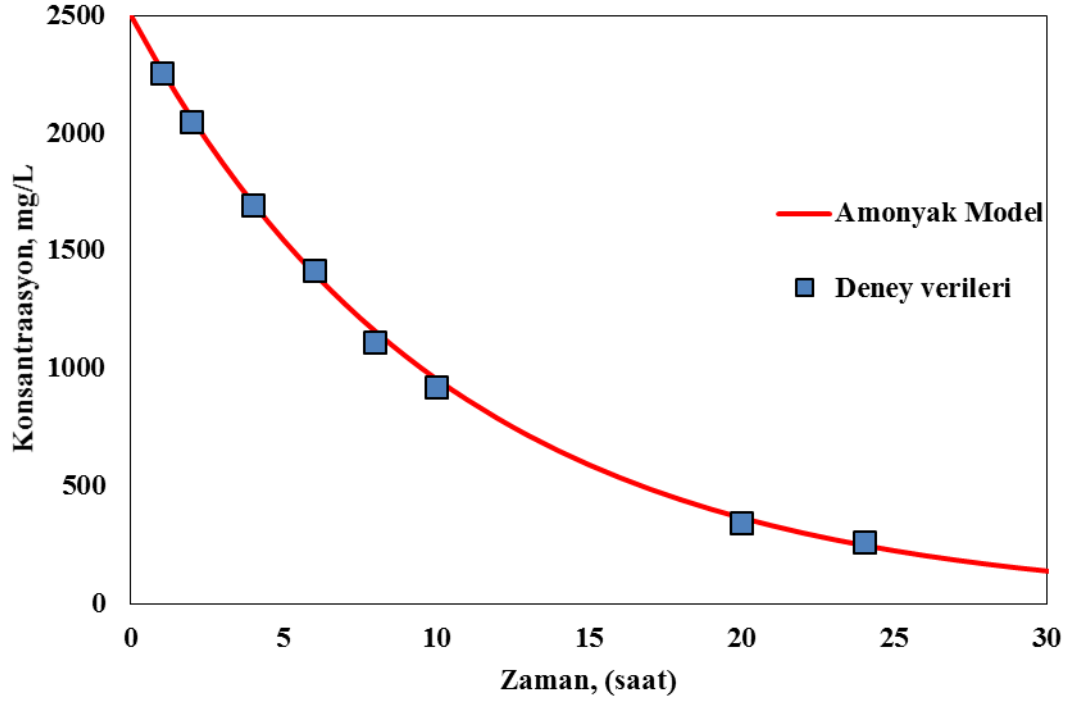
Şekil 4.7. Kesikli çalışma model örneği

Modellemenin klasik hava sıyrma metoduna dayalı olması hidrodinamik kavitasyonun etkisi hakkında bilgi sunmaktadır. Şekil 4.7’de deney verilerinin modelden çok daha iyi sonuç verdiği görülmektedir.



Şekil 4.8. Uyarlanmış modelin havalı deneysel veriler ile karşılaştırması

Modele göre hidrodinamik kaviteasyon reaktöründe 97 L/dk hava verildiğinde Şekil 4.8 görüldüğü üzere aynı sonuçlar sağlanabilmektedir.



Şekil 4.9. Uyarlanmış modelin havasız deneysel veriler ile karşılaştırılması

Hidrodinamik kaviteasyon hava ilavesi olmadan da amonyak gideriminde etkili sonuçlar vermiştir. Havasız çalışmalar model ile kıyaslandığında hava etkisi varmış gibi sonuçlar çıkmıştır. Şekil 4.9'da havasız çalışmaların uyarlanmış modelle kıyaslaması sunulmuştur. Uyarlamanın sağlanması için model göre 45 L/dk hava verilmesi gerekmektedir. Karşılaştırılan deney şartları havasız, pH 11, sıcaklık 30°C, 7mm orifis, 0,12 kaviteasyon ve 2500 mg/L konsantrasyondur.

4.2. Sürekli Çalışmalar

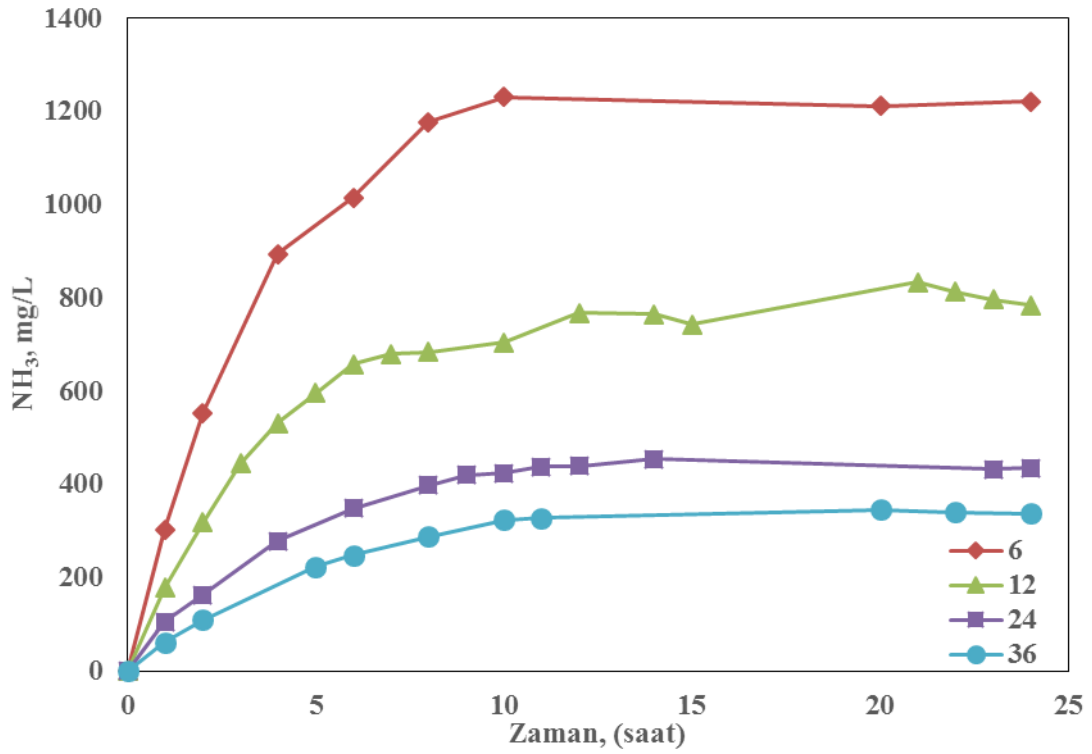
4.2.1. Hidrolik kalış süresi

Kesikli çalışmalarla belirlenen optimum şartlarda hidrodinamik kaviteasyon sistemi süreli işletilerek farklı hidrolik kalış sürelerinin denge konsantrasyonuna etkisi araştırılmıştır. Bu amaçla 6, 12, 24 ve 36 saatlik hidrolik kalış süreleri çalışılmıştır.

Sıcaklık 30°C, pH 11, 25 L/dk hava debisi, 2500 mg/L konsantrasyon, 7 mm orifis ve 0,12 kavitasyonda gerçekleştirilen deney verileri Çizelge 4.7’de verilmiştir.

Çizelge 4.7. Farklı hidrolik kalış sürelerinin amonyak giderimi

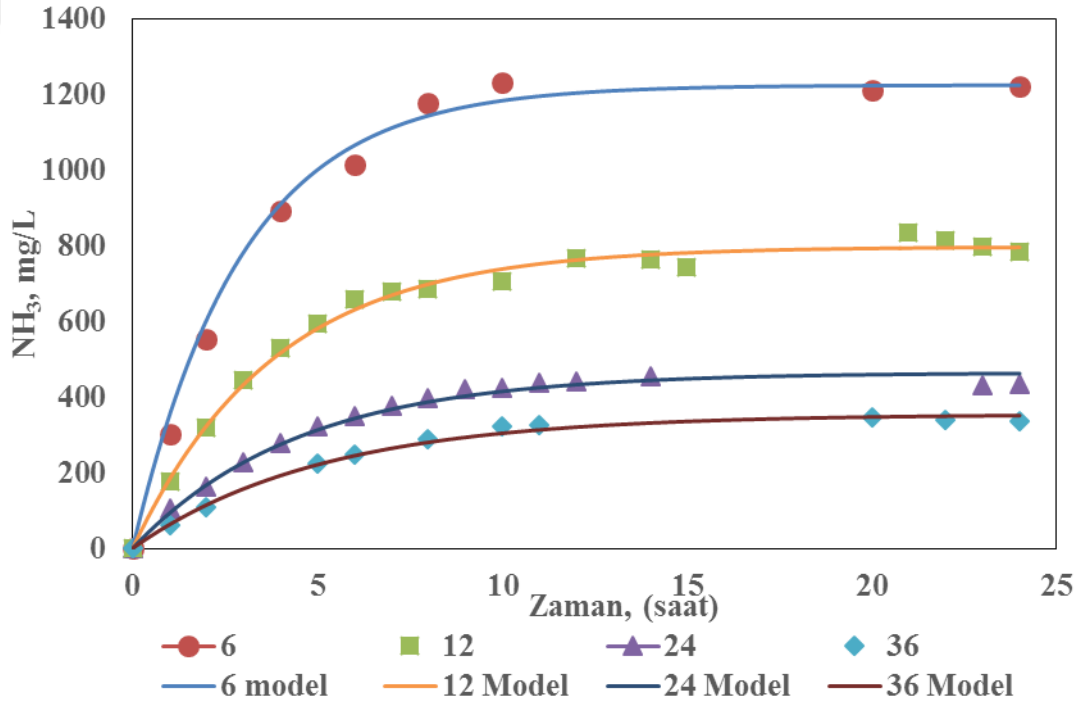
| Hidrolik kalış süresi | | | | | | | |
|-----------------------|------------------------|---------|------------------------|---------|------------------------|---------|------------------------|
| 6 saat | | 12 saat | | 24 saat | | 36 saat | |
| h | NH ₃ , mg/L | h | NH ₃ , mg/L | h | NH ₃ , mg/L | h | NH ₃ , mg/L |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1 | 303 | 1 | 178 | 1 | 105 | 1 | 61 |
| 2 | 554 | 2 | 318 | 2 | 163 | 2 | 109 |
| 4 | 894 | 4 | 531 | 4 | 278 | 4 | 224 |
| 6 | 1016 | 6 | 658 | 6 | 348 | 6 | 248 |
| 8 | 1177 | 8 | 685 | 8 | 399 | 8 | 288 |
| 10 | 1232 | 10 | 705 | 10 | 424 | 10 | 324 |
| 20 | 1212 | 22 | 814 | 14 | 455 | 20 | 345 |
| 24 | 1222 | 24 | 784 | 24 | 435 | 24 | 334 |



Şekil 4.10. Hidrolik kalış süresinin amonyak giderimine etkisi

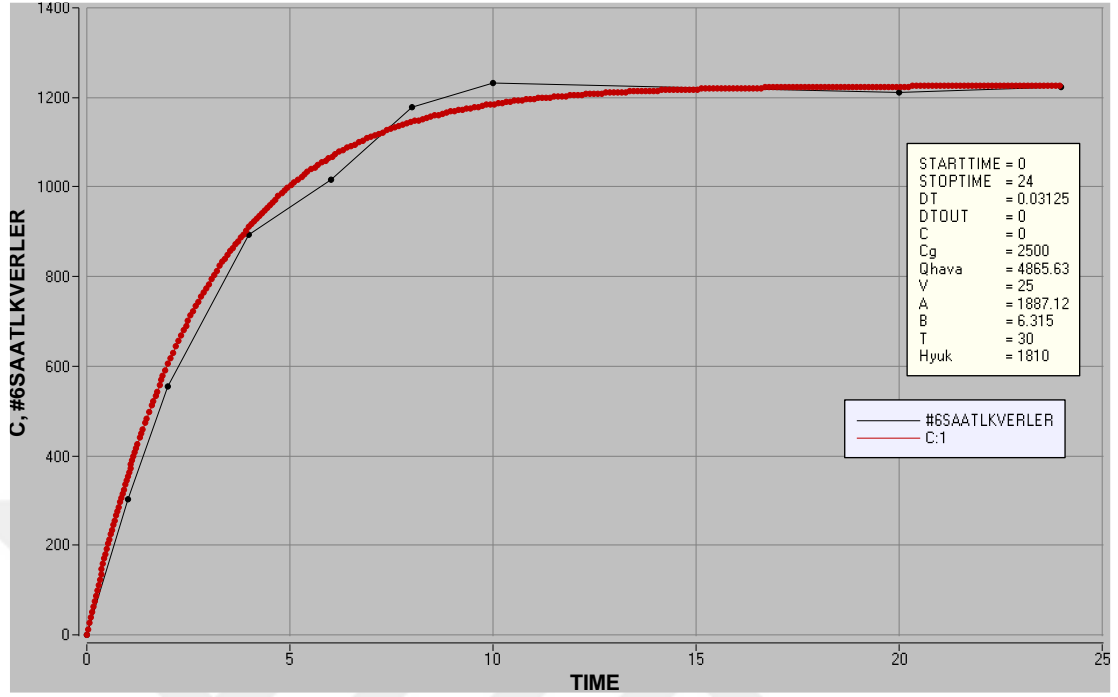
Reaktörde amonyak içermeyen su ile başanan hidrolik kalış süresi çalışmalarında, farklı HKS'lerinin denge konsantrasyonuna ulaşma süresinde etkisinin olmadığı ancak düşük HKS yüksek amonyak konsantrasyonunda dengeye geldiği görülmüştür. 6, 12, 24 ve 36 saatlik kalış sürelerinin için sırasıyla 10. Saatte 1232, 705, 424 ve 324 mg/L amonyak konsantrasyonlarına ulaşılmıştır. Şekil 4.10'da görüldüğü gibi 10. Saatten sonra denge hali 24 saatlik deney süresince devam etmiştir.

4.2.2. Sürekli çalışmaların modellenmesi



Şekil 4.11. Sürekli model ile deneysel verilerin karşılaştırılması

Şekil 4.11'de farklı hidrolik kalış sürelerinde yapılan çalışma verileri kullanılmıştır. Diğer şartlar sabit tutularak sadece hidrolik kalış süresinin 6 saat olarak değiştirildiği deneyin verileri ve model uyumu Şekil 4.12'de sunulmuştur.



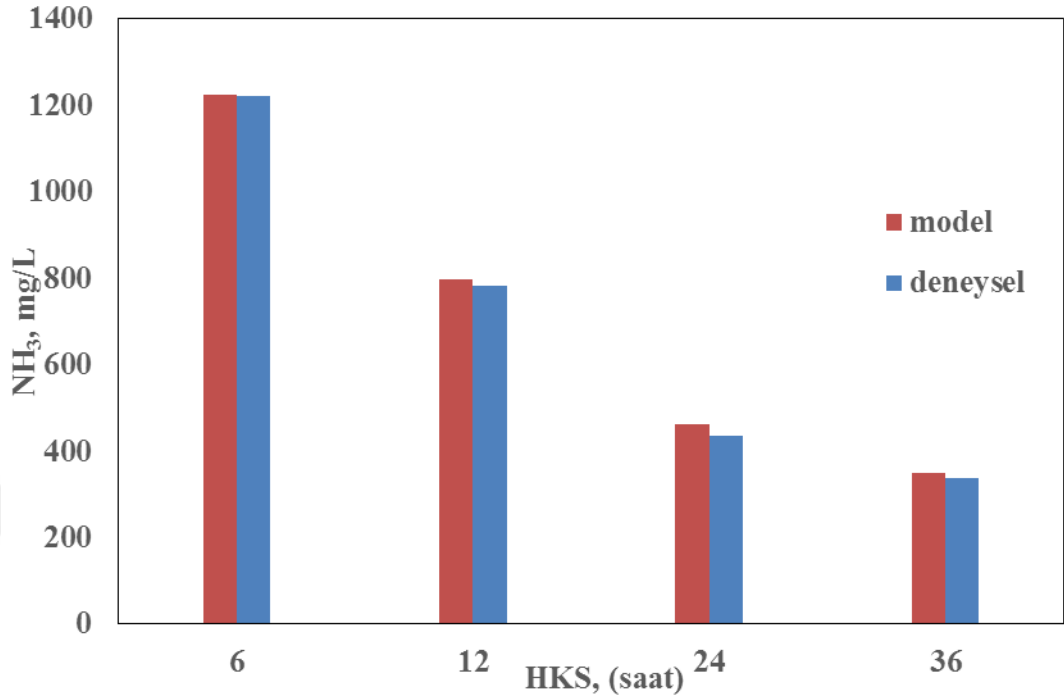
Şekil 4.12. Sürekli model ile deneysel verilerin karşılaştırılması(HKS=6saat)

Farklı hidrolik kalış süreleri ile yapılan sürekli deneylerden oluşturulan modelin tahmin edilen değerlere ulaştığı ve modelin farklı sürekli şartlar için uygulanabilir olduğu görülmüştür. Çizelge 4.8’de farklı hidrolik kalış sürelerinin deneysel ve modele göre 24. Saat konsantrasyonları sunulmuştur.

Çizelge 4.8. Farklı hidrolik kalış sürelerinde 24. Saatin model ve deneysel verileri

| Hidrolik kalış | Deneysel | Verilen hava | Model | Gerekli hava |
|----------------|----------|--------------|---------|--------------|
| 6 | 1221,68 | 25 L/dk | 1225,52 | 81,09 L/dk |
| 12 | 784,41 | 25 L/dk | 796,49 | 82,20 L/dk |
| 24 | 435,43 | 25 L/dk | 462,73 | 85,39 L/dk |
| 36 | 337,09 | 25 L/dk | 351,39 | 78,67 L/dk |

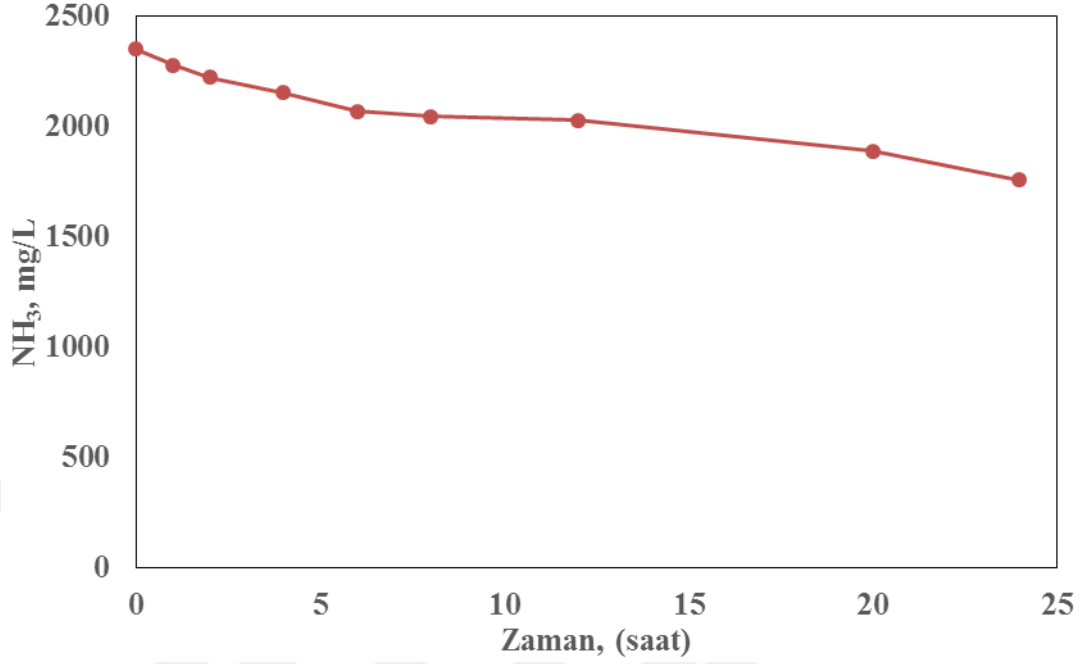
Sürekli beslemeli deneylerde hava debisi 25 L/dk sabit olarak seçilmiştir. Klasik hava ile sıyırma modeline göre deney şartlarında kavitezyon reaktörü ile ulaşılan konsantrasyona, model ile ulaşmak için yaklaşık 80 L/dk hava verilmesi gerekmektedir. Farklı HKS’leri için model ve deneysel verilerin karşılaştırılması Şekil 4.13’te sunulmuştur.



Şekil 4.13. Farklı hidrolik kalış sürelerinde model ve deneysel verilerin karşılaştırılması

4.3. Sızıntı Suları Uygulamaları

Sentetik atıksu ile hidrodinamik kaviteasyonunun çalışma prensibi ve optimum performansının belirlenmesinin ardından deponi sahası sızıntı suyunda uygulanabilirliği araştırılmıştır. Bu amaçla optimum amonyak giderim veriminin sağlandığı şartlarda sızıntı suları ile deneyler yapılmıştır. pH 11, 7 mm orifis, 0,17 kaviteasyon sayısı, 2 L/dk hava debisi, 40°C sabit sıcaklıkta yapılan deney sonuçları Şekil 4.14’de sunulmuştur.



Şekil 4.14. Sızıntı suyunda zamana bağlı amonyak giderimi

Seçilen şartlarda sızıntı suyundan amonyak giderimi 24 saat %27 gibi çok düşük verimle sonuçlanmıştır. Bunun sebebi sızıntı suyunda havalı deneylerin reaktörde aşırı köpürme sorunu oluşturması ve sistemin stabil çalışmamasıdır. Sıvı tabakasının hemen üzerinde oluşan köpük tabakası sıyrılan amonyağın sıvıdan ayrılmasını engellemektedir. Aşırı köpürme sorununun aşılması için çeşitli köpük kırıcılar kullanılabilir. Köpük kırıcı kullanılması atıksu içerisindeki organik madde miktarını arttıracığı veya sonraki prosesler için problem teşkil edeceğinden kavitasyon reaktörünün sızıntı suyundan amonyak gideriminin araştırılması için havasız olarak çalışmalara devam edilmiştir.

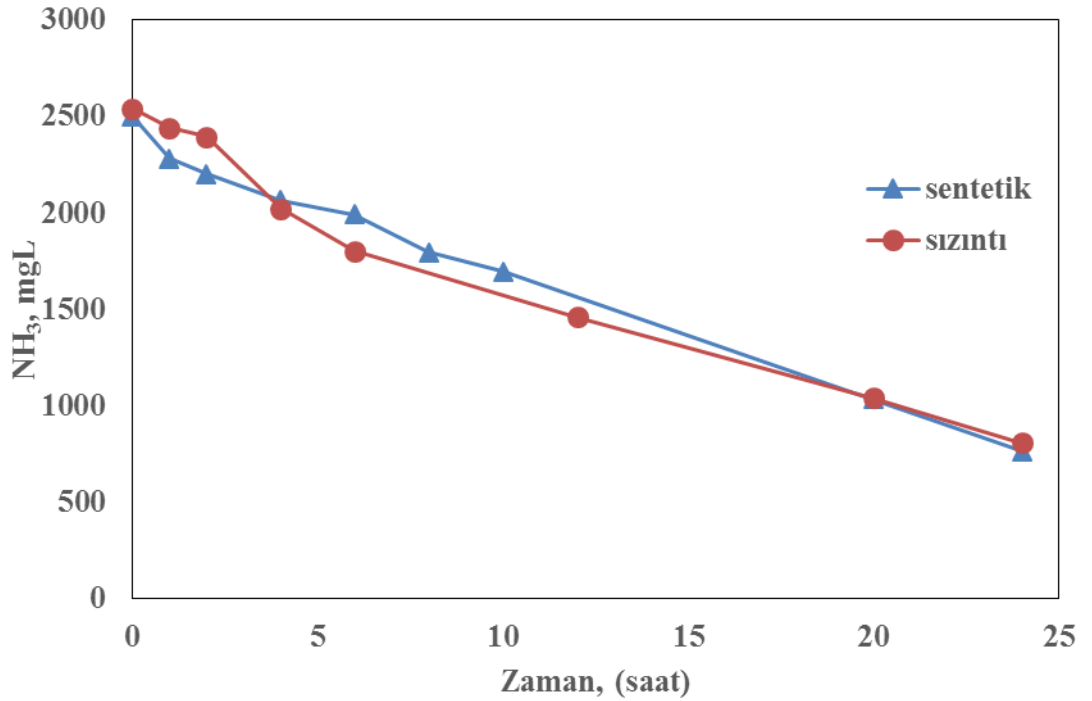
4.3.1. Orifis çapı

Sızıntı sularının yapısında çeşitli bileşenleri bulundurması ve aşırı köpüklenmeye sebep olabilmesinden dolayı sızıntı suyuna uygun orifis çapının belirlenmesi gereklidir.

Bunun için sabit sıcaklık 30°C, kavite sayı 0,28 ve havasız olarak çalıştırılan 5 ve 7 mm orifis çaplarının amonyak giderimindeki etkisi araştırılmış ve sentetik atıksu ile karşılaştırması yapılmıştır ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.9'da verilmiştir.

Çizelge 4.9. Sızıntı suyundan amonyak gideriminde orifis çapının etkisi

| Orifis çapı | | | | | |
|-------------|------------------------|----------|----------|------------------------|----------|
| 5mm | | | 7mm | | |
| Zaman(h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | Zaman, h | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2528 | 0,0 | 0 | 2540 | 0,0 |
| 1 | 2234 | 11,7 | 1 | 2441 | 3,9 |
| 2 | 2146 | 15,1 | 2 | 2392 | 5,8 |
| 4 | 2054 | 18,8 | 4 | 2022 | 20,4 |
| 6 | 1989 | 21,3 | 6 | 1801 | 29,1 |
| 8 | 1903 | 24,7 | 12 | 1462 | 42,5 |
| 18 | 1168 | 53,8 | 20 | 1040 | 59,0 |
| 24 | 866 | 65,8 | 24 | 809 | 68,2 |



Şekil 4.15. 7 mm orifis ile sentetik ve sızıntı suyunun karşılaştırması

Çizelge 4.9’da görüldüğü üzere sızıntı suyundan amonyak gideriminde 5 ve 7 mm orifis çapları yaklaşık performans göstermişlerdir. Aynı zamanda Şekil 4.15’te görüldüğü üzere sentetik atıksu çalışmasıyla benzerlik göstermektedir. Farklı kavitasyon sayılarının sızıntı suyundaki etkisini araştırmak üzere çalışmalara 7 mm’lik orifis ile devam edilmiştir.

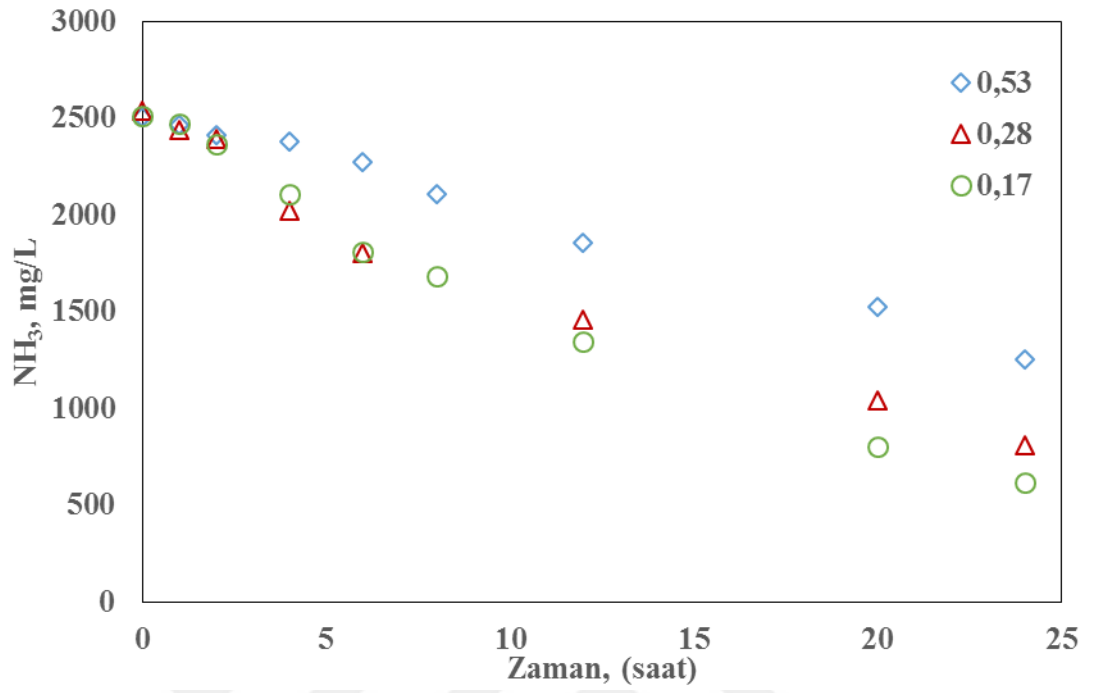
4.3.2. Kavitasyon sayısı

Sentetik çalışmalarda 0,12 kavitasyon sayısının en iyi sonuç verdiğini görmüştük. Sızıntı suyunda uygulanan aynı kavitasyon sayısı aşırı sirkülasyon sonucu yüzeyde zamanla köpük tabakasının oluşmasına sebep olmuştur. Çok yüksek miktarda olmamasına rağmen yüzeyi kısmen kaplayan köpük giderimi etkilemiştir. Bu sebeple 0,53, 0,28 ve 0,17 kavitasyon sayıları sızıntı suları için çalışılmıştır. pH 11, sıcaklık 30°C ve havasız olarak 7 mm orifis ile gerçekleştirilen deney sonuçları Çizelge 4.10’da sunulmuştur.

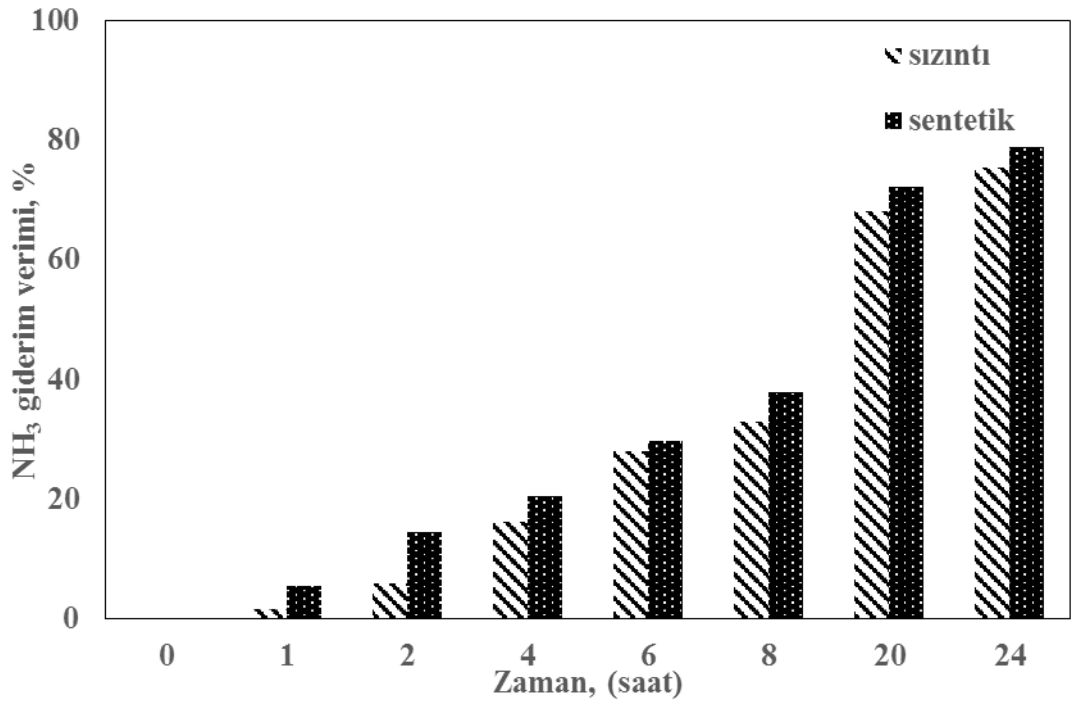
Çizelge 4.10. Sızıntı suyundan amonyak gideriminde kavitasyon sayısı etkisi

| Kavitasyon Sayısı | | | | | | | | |
|-------------------|------------------------|----------|------|------------------------|----------|------|------------------------|----------|
| 0,53 | | | 0,28 | | | 0,17 | | |
| (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % | (h) | NH ₃ , mg/L | Verim, % |
| 0 | 2503 | 0,0 | 0 | 2540 | 0,0 | 0 | 2513 | 0,0 |
| 1 | 2463 | 1,6 | 1 | 2441 | 3,9 | 1 | 2473 | 1,6 |
| 2 | 2414 | 3,5 | 2 | 2392 | 5,8 | 2 | 2366 | 5,8 |
| 4 | 2376 | 5,1 | 4 | 2022 | 20,4 | 4 | 2107 | 16,1 |
| 6 | 2274 | 9,2 | 6 | 1801 | 29,1 | 6 | 1810 | 28,0 |
| 8 | 2107 | 15,8 | 12 | 1462 | 42,5 | 8 | 1684 | 33,0 |
| 12 | 1854 | 25,9 | 20 | 1040 | 59,0 | 12 | 1346 | 46,4 |
| 20 | 1524 | 39,1 | 24 | 809 | 68,2 | 20 | 800 | 68,1 |
| 24 | 1253 | 49,9 | | | | 24 | 617 | 75,4 |

24 saatlik deney süresinde 0,17 kavitasyon sayısında %75 amonyak giderim verimi sağlanmıştır. Diğer kavitasyon sayılarının zamana göre değişimi Şekil 4.16’da gösterilmiştir.



Şekil 4.16. Farklı kavitasyon sayılarının sızıntı suyundan amonyak giderimi



Şekil 4.17. 0,17 kavitasyon sayısında sentetik ve sızıntı suyunun karşılaştırması

Sızıntı sularında havasız şartlarda amonyak gideriminde kavitasyon sayısının düşmesiyle sıvı sirkülasyonunda artmakta ve zamanla köpürme başlamaktadır. Şekil 4.17'de sentetik ve sızıntı suyundan amonyak giderimi 0,17 kavitasyon için karşılaştırılmıştır.

Sentetik ve sızıntı suyunun karşılaştırılması pH 11, sıcaklık 30°C, 7 mm orifis ile havasız ve 0,17 kavitasyonda gerçekleştirilmiştir. Sentetik suyun % amonyak giderim verimleri sızıntı suyundan her saat diliminde biraz yüksektir. Bunun sebebi sızıntı suyunun kompleks yapısının amonyak giderim performansına etkisinden olduğu düşünülmektedir. 24 saat sonunda sentetik su için %78, sızıntı suyu için ise %75 verim elde edilmiştir.

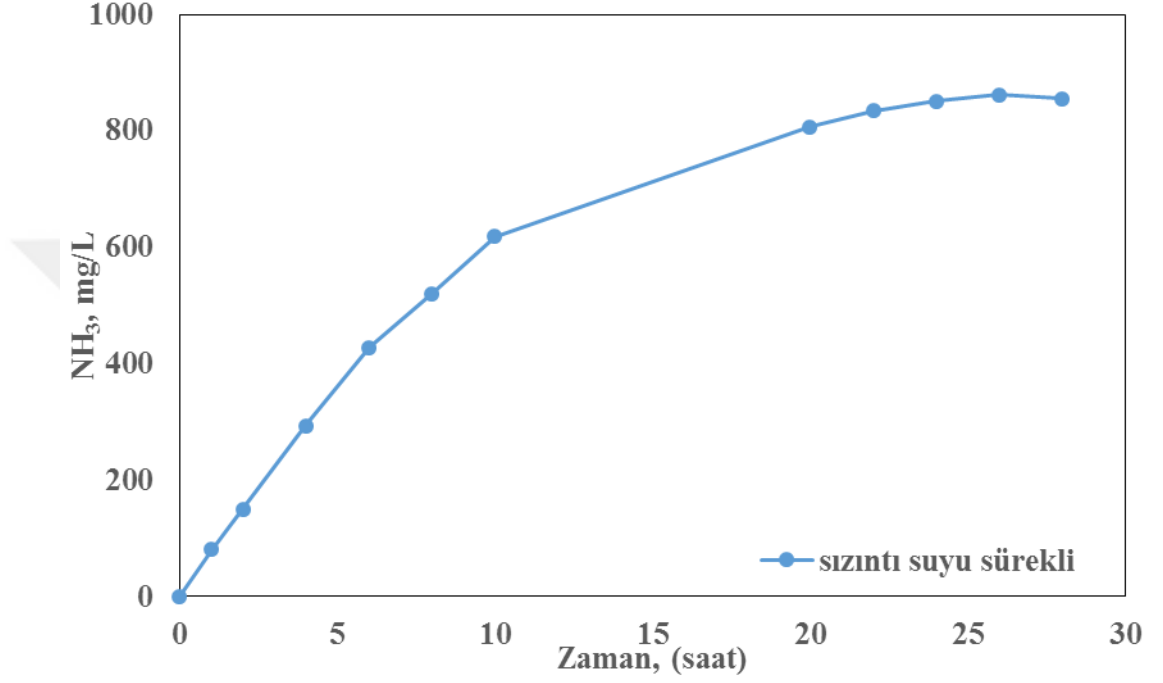
4.3.3. Sızıntı suyunda sürekli çalışmalar

Sızıntı sularının sürekli beslemeli çalışan HDK reaktöründe amonyak giderimi performansının incelenmesi amacıyla pH 11, sıcaklık 30°C, 7 mm orifis, 0,17 kavitasyon sayısı ve havasız şartlarda 24 saat hidrolik kalış süresinde çalışılmıştır ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.11'de verilmiştir.

Çizelge 4.11. Sızıntı suyundan sürekli besleme ile amonyak giderimi

| Zaman, h | NH ₃ , mg/L |
|----------|------------------------|
| 0 | 0 |
| 1 | 81 |
| 2 | 150 |
| 4 | 293 |
| 6 | 428 |
| 8 | 521 |
| 10 | 618 |
| 20 | 807 |
| 22 | 834 |
| 24 | 851 |
| 26 | 862 |
| 28 | 855 |

Yukarıdaki çizelgede görüldüğü gibi sürekli beslemeli sistemde 20 saatte 807 mg/L denge konsantrasyonuna ulaşılmıştır. Şekil 4.18’de zamana göre amonyak konsantrasyonunun değişimi sunulmuştur.



Şekil 4.18. Sızıntı suyundan sürekli sistemde NH₃ konsantrasyonunun değişimi

5. SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Pilot ölçekli HDK reaktöründe amonyak giderimi performansının belirlenmesi için sentetik atıksu ile kesikli ve sürekli çalışmalar yapılmıştır. Laboratuvarında hazırlanan sentetik atık su ile optimum şartların tespitinin ardından Erzurum katı atık deponi sahasından getirilen sızıntı sularından amonyak giderimi için kesikli ve sürekli çalışmalar yapılmıştır. Farklı orifis çapı, kavitasyon sayısı, hava debisi, sıcaklık ve başlangıç konsantrasyonu, hidrolik kalış süresi parametreleri araştırılmış ve her bir parametrenin toplam amonyak giderimde çeşitli etkileri olmuştur.

Sentetik atıksu ile yapılan kesikli çalışmalarda kavitasyon oluşumunu tetikleyen geometrik şekillere sahip orifislerden 5 mm ve 7 mm çaplar denenmiştir. İki farklı daralmanın karşılaştırılabilmesi ve etkisinin görülmesi için 0,28 kavitasyon sayısı ortak olacak şekilde çalışılmıştır. 24 saatlik sürede 5 mm orifis için %63,1, 7 mm orifis için %69,4 amonyak giderim verimine ulaşılmıştır. Çok ciddi bir performans farkının olmadığı, orifis çaplarının doğrudan bir etken olmadığı ve oluşturdukları kavitasyon sayılarının performansı değiştirecek unsur olduğu düşünülmüştür. 7 mm orifis daha az güç kullanımıyla aynı verimi sağlamıştır.

Aynı kavitasyon sayısında gerçekleştirilen orifis çalışmasından amonyak giderim performansı ile kavitasyon sayısının doğrudan ilişkili olduğu anlaşılmıştır. Bu sebeple farklı kavitasyon sayılarının etkisini görmek üzere 0,53, 0,28, 0,17 ve 0,12 kavitasyon sayılarında çalışılmıştır. 24 saatte havasız gerçekleştirilen deneylerde sırasıyla %60, %69,4, %78,9 ve %89,5 verim elde edilmiştir. Kavitasyon sayısının düşmesiyle amonyak giderim veriminin arttığı görülmüştür. Ancak kavitasyon sayısının daha fazla düşmesi sistemin maruz kaldığı basıncı arttırmakta ve ekipmanın sürekli çalışabilmesinde limitleyici unsur haline gelmektedir. Maximum güvenli şekilde uygulanabilen kavitasyon sayımız olan 0,12'de sistem 8 bar'da çalışmaktadır.

Havasız yapılan çalışmalardan 0,12 kavitasyon sayısının en iyi performansı vermesiyle hava ilavesinin sistem performansına ne kadar katkı sağlayacağı araştırılmıştır. Öncelikle 2, 6 ve 10 L/dk hava debisi verilmiş ve 24 saat sonundaki amonyak giderim verimlerinin havasız şartlara yakın olduğu görülmüştür. Bu sebeple daha yüksek olan 15, 20 ve 25 L/dk hava debilerinde çalışılmıştır. 24 saat sonunda 2500 mg/L olan başlangıç amonyak konsantrasyonu havasız ortamda 263 mg/L iken 15, 20 ve 25 L/dk hava ile sırasıyla 77, 59, 39 mg/L'ye düşmüştür.

Hava debisi ilavesiyle kavitasyon reaktöründen amonyak giderimi araştırılmış 25 L/dk hava debisi, sıcaklık etkisinin araştırılmasında sabit olarak verilmiştir. Sıcaklık amonyak giderimde en etkili parametredir. 30, 40, 50 ve 60°C sıcaklığında gerçekleştirilen çalışmalarda NH₃ konsantrasyonu 50 mg/L'nin altına sırasıyla 22, 10, 8 ve 6 saatte inmiştir. Sıcaklık artışıyla gaz çözünürlüğü azaldığından amonyak gazının sıyrılması kolaylaşmaktadır. Ancak diğer çalışmalarımızda sıcaklık 30°C seçilerek diğer parametrelerin etkilerinin daha kolay belirlenmesi sağlanmıştır.

Kavitasyon sisteminin farklı başlangıç konsantrasyonlardaki davranışını belirlemek amacıyla 500, 1500, 2500 ve 4000 mg/L konsantrasyonları denenmiştir. Saatlik amonyak giderim hızlarına bakıldığında başlangıç konsantrasyonunun HDK reaktörünün performansına çok fazla etki etmediği görülmüştür. Farklı giriş konsantrasyonları, istenilen amonyak düzeyine daha uzun sürede inilmesine sebep olmuştur. Başlangıç konsantrasyonlarının çalışıldığı deneyler hariç tüm çalışmalarda 2500 mg/L giriş konsantrasyonu kullanılmıştır.

Kesikli çalışmalar klasik hava ile amonyak sıyırma sistemleri baz alınarak modellenmiş ve model verileriyle deney verileri karşılaştırılmıştır. Havasız şartlarda işletilen kavitasyon sistemindeki verim model tarafından 45 L/dk hava verildiğinde, 25 L/dk hava debisi ile işletilen sistem ise 97 L/dk hava verildiğinde uyarnalabilmiştir. Bu durumun kavitasyon kabarcıklarının, hava veriyormuş gibi amonyak sıyırmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Sentetik atıksu ile sürekli beslemeli gerçekleştirilen çalışmalarda farklı hidrolik kalış sürelerinin etkisi incelenmiş ve modellenmesi yapılmıştır. 6, 12, 24 ve 36 saat HKS'nde sistem 24 saat çalıştırıldığında sırasıyla 1221, 784, 435 ve 337 mg/L konsantrasyonlarında dengeye gelmiştir. Deneysel verilere uygulanan sürekli modele göre 6, 12, 24 ve 36 saat HKS için 24. saat konsantrasyonları sırasıyla 1225, 796, 463 ve 351 mg/L olarak hesaplanmıştır. Sürekli beslemeli modelin ortalama 80 L/dk hava verildiğinde, 25 L/dk hava debisiyle işletilen deneysel verilerle uyduğu görülmüştür. Kesikli çalışmalarda olduğu gibi bu durumun kavitasyon etkisi olduğu düşünülmektedir. Beklenildiği üzere artan HKS'lerinde çıkış konsantrasyonları düşmüştür.

Hidrodinamik kavitasyon reaktörünün performansının sentetik atıksu ile belirlenmesinden sonra sızıntı sularında bazı çalışmalar gerçekleştirilerek sistemin yüksek amonyak konsantrasyonuna sahip deponi sahası sızıntı sularına uygulanabilirliği araştırılmıştır. Havalı yapılan bir deneme çalışmasıyla sızıntı suyunun havalı sistemde aşırı köpürmeye sebep olduğu ve içerdiği kompleks yapıdan kaynaklı köpürmenin kontrolünün sağlanması artımın önceliği haline geldiği görülmüştür. Köpük kontrolü için çeşitli köpük kırıcılar veya köpük sıyırma metodları kullanılabilir. Ancak HDK sistemin, sentetik çalışmada olduğu gibi havasız şartlarda sızıntı suyundan amonyak giderimini mümkün kılmasından dolayı havasız çalışmalarla devam edilmiştir.

Farklı orifis çaplarının kompleks bir su olan sızıntı suyunda amonyak giderim performansını nasıl etkilediği araştırıldığında 5 ve 7 mm orifisler 24 saatte sırasıyla %65 ve %68 artım sağlamışlardır. 7 mm orifis sentetik atıksu ile karşılaştırıldığında yaklaşık aynı performans gösterdiği görülmüştür.

Kavitasyon sayısındaki düşüşün su sirkülasyonunu değiştirdiği ve sızıntı suyunda aşırı sirkülasyonun zamanla köpük oluşturduğu gözlenmiştir. Bu sebeple kavitasyon sayısı olarak 0,53, 0,28 ve 0,17'nin sızıntı suyundaki performansı incelenmiş ve sırasıyla 24 saatte %49, %68 ve %75 olarak bulunmuştur. 0,17 kavitasyon sayısı aynı şartlardaki sentetik çalışma ile kıyaslandığında 24 saatte sızıntı suyu için %75,4, sentetik atıksu için %78,4 verime ulaşılmıştır.

Sürekli beslemeli sistemde sızıntı suyu giderim performansı 0,17 kavitasyon sayısında 24 saatlik HKS'nde havasız olarak araştırılmış ve 20 saatte amonyak konsantrasyonu 2458 mg/L'den 807 mg/L denge konsantrasyonuna indirilmiştir.

Yapılan çalışmalar neticesinde HDK reaktöründe amonyak giderim performansı için optimum şartlar belirlenmiş ve sızıntı suyundan amonyak giderebilme konusunda uygulanabilir olduğu görülmüştür. Sızıntı sularının kompleks yapısı ve aşırı köpürmeye sebep olan içeriğinden dolayı yüksek amonyak konsantrasyonunun azaltılması kolay değildir. Köpük kırıcı ilavesi veya sıyırma sistemleri yerine havasız şartlarda dahi yüksek miktarda amonyak giderim sunan hidrodinamik kavitasyon reaktörü bu konuda daha da geliştirilmeye önü açık yeni bir yaklaşımdır. pH'nın yükseltilmesi dışında atıksuya herhangi bir eklentinin yapılmaması farklı sistemlerle hibrit veya kombine çalışmasını kolaylaştırmakta ve ekstra problemler çıkarmamaktadır. Klasik hava sıyırma kulelerinin soğuk iklim şartlarındaki dezavantajı bilinmektedir. HDK sisteminin havasız ortamda dahi tatmin edici sonuçlar vermesi bir başka avantajıdır.

Kısacası hidrodinamik kavitasyon sunduğu imkanlarla problemleri atıksulardan biri olan sızıntı sularının toksik özellikteki amonyağını rahatlıkla giderebildiği ve mevcut performansın geliştirilmesinin önü açık olduğu bu çalışmada görülmektedir.

KAYNAKLAR

- Bagal, M. V., Gogate, P. R., 2014. Wastewater treatment using hybrid treatment schemes based on cavitation and Fenton chemistry: A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21, issue 1, 1-14.
- Bis, M., Montusiewicz, A., Ozonok, J., Patkowska, S. P., (2015). Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Ultrasonic Sonochemistry*, 26, 378-387.
- Cheung, K. C., Chu, L. M., Wong, M. H., 1995. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water Air and Soil Pollution*, 94, 209-221.
- Davis, M. L., (2015). Spesifik Kirleticilerin Giderimi. Su ve Atıksu Mühendisliği(Töröz, İ. Çev). Nobel yayıncılık, Ankara, Türkiye.
- Deng, Y., Ezyske, C. M., 2011. Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate. *Water Research*, 45, 6189-6194.
- Dong, S., Sartaj, M., 2016. Statistical analysis and optimization of ammonia removal from landfill leachate by sequential microwave/aeration process using factorial design and response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4, 100-108.
- Fernandes, A., Santos, D., Pacheco, M. J., Ciriaco, L., Lopes, A., 2014. Nitrogen and organic load removal from sanitary landfill leachates by anodic oxidation at Ti/Pt/PbO₂, Ti/Pt/SnO₂-Sb₂O₄ and Si/BDD. *Applied Catalysis B:Environmental*, 148-149, 288-294.
- Hill, J. W., Petrucci, R. H., McCreary, T. W., Perry, S. S., (2005). *General Chemistry*. Pearson Prentice Hall, 1073, New Jersey, USA.
- Huang, H., Xiao, D., Zhang, Q., Ding, L., 2014. Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. *Journal of Environmental Management*, 145, 191-198.
- Kumar, K. S., Moholkar, V. S., 2007. Conceptual design of a novel hydrodynamic cavitation reactor. *Chemical Engineering Science*, 62, 2698-2711.
- Li, P., Song, Y., Yu, S., (2014). Removal of microcystis aeruginosa using hydrodynamic cavitation: Performance and mechanisms. *Water Research*, 62, 241-248.
- Limoli, A., Langone, M., Andreottola, G., 2016. Ammonia removal from raw manure digestate by means of turbulent mixing stripping process. *Journal of Environmental Management*, 176, 1-10.
- Liu, J., Luo, J., Zhou, J., Liu, Q., Qian, G., Xu, Z. P., 2012. Inhibitory effect of high-strength ammonia nitrogen on bio-treatment of landfill leachate using EGSB reactor under mesophilic and atmospheric conditions. *Bioresource Technology*, 113, 239-243.
- Ngo, H. H., Guo, W., Xing, W., 2009. Applied technologies in municipal solid waste landfill leachate treatment. *Water and wastewater treatment technologies*, Vigneswaran, S., Eolss Publisher Co. Ltd., İngiltere, 199-244.
- Noyes, R. (1994). *Unit operations in environmental engineering*. Noyes Publications, 520, New Jersey, USA.

- Osada, T., Nemoto, K., Nakanishi, H., Hatano, A., Shoji, R., Naruoka, T., Yamada, M., 2011. Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates. *ISRN Toxicology*, 954626, 6 pages.
- Öztürk, Emrah., Bal, Nazire., 2015. Evaluation of ammonia-nitrogen removal efficiency from aqueous solutions by ultrasonic irradiation in short sonification periods. *Ultrasonic Sonochemistry*, 26, 422-427.
- Patil, P. N., Cogate, P. R., Csoka, L., Dregelyi-Kiss, A., Horvath, M., (2016). Intensification of biogas production using pretreatment based on hydrodynamic cavitation. *Ultrasonic Sonochemistry*, 30, 79-86.
- Phartasarathy, S., Mohammed, R. S., Fong, C. M., Gomes, R. L., Manickam, S., (2016). A novel approach of activated carbon and ultrasound cavitation for the intensification of palm oil mill effluent(POME) polishing. *Journal of Cleaner Production*, 112, 1218-1226.
- Qu, D., Sun, D., Wang, H., Yun, Y., 2013. Experimental study of ammonia removal from water by modified direct contact membrane distillation. *Desalination*, 326, 135-140.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirasspuyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468-493.
- Sawyer, N.S., McCarty, P.L., Parkin, G.F., (2013). Çevre Mühendisliği ve Bilimi için Kimya(Toroz, İ. Çev.). Nobel yayıncılık, 752, Ankara, Türkiye.
- Sedlak, R., (1991). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater principles and practice. Lewis Publishers, 288, USA.
- Shah, Y. T., Pandit, A. B., Moholkar, V. S., 1999. Cavitation Reaction Engineering. Kluwer Academic Plenum Publisher., 352, Newyork, USA.
- Sorensen, H. B., Jorgensen, S. E., (1993). The removal of nitrogen compounds from wastewater. Elsevier Science Publisher B.V., 443, Amsterdam, Netherlands.
- Sun, H., Zhao, H., Bai, B., Chen, Y., Yang, Q., Peng, Y., 2015. Advanced removal of organic and nitrogen from ammonium-rich landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 25, 1047-1051.
- U.S. EPA(Environmental Protection Agency). 1998. Update of ambient water quality criteria for ammonia. Criteria and Standards Division, Washington, D.C., EPA-882-R-98-008.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J.V., 2006. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Lett*, 4, 51-61.
- Yuan, M. H., Chen, Y. H., Tsai, J. Y., Chang, C. Y., 2016. Removal of ammonia from wastewater by air stripping process in laboratory and pilot scales using a rotating packed bed at ambient temperature. *Journal of Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 60, 488-495.
- Zupanc, M., Košjek, T., Petkovsek, M., Dular, M., Kompare, B., Sirok, B., Strazar, M., Heath, E., (2014). Shear-induced hydrodynamic cavitation as a tool for pharmaceutical micropollutants removal from urban wastewater. *Ultrasonic Sonochemistry*, 21, 1213-1221.

ÖZGEÇMİŞ

Doğum Tarihi: 19.05.1987

Doğum Yeri: Batman

Lise: (2001-2005) Kocaeli Anadolu Lisesi

Lisans: (2005-2011) Anadolu Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans: (2013-2016) Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Bilimleri Bilim Dalı

Çalıştığı Kurumlar: Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü Araştırma Görevlisi (devam ediyor)