

**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**LABORATUVAR ÖLÇEKLİ HAREKETLİ YATAKLI BİYOFİLM  
REAKTÖRÜNDE ANAMMOX KÜLTÜRÜNÜN ZENGİNLEŞTİRİLMESİ VE  
DİNAMİK SİMÜLASYONLA PROSES KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Muhammet Burak BOZÇELİK**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Çevre Bilimleri, Mühendisliği ve Yönetimi Programı**

**EKİM 2020**



**İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**LABORATUVAR ÖLÇEKLİ HAREKETLİ YATAKLI BİYOFİLM  
REAKTÖRÜNDE ANAMMOX KÜLTÜRÜNÜN ZENGİNLEŞTİRİLMESİ VE  
DİNAMİK SİMÜLASYONLA PROSES KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**Muhammet Burak BOZÇELİK  
(501171722)**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**

**Çevre Bilimleri, Mühendisliği ve Yönetimi Programı**

**Tez Danışmanı: Prof. Dr. Hayrettin Güçlü İNSEL  
(Varsa)Eş Danışman: Doç. Dr. Diğdem GÜVEN**

**EKİM 2020**



İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501171722 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Muhammet Burak BOZÇELİK, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “LABORATUVAR ÖLÇEKLİ HAREKETLİ YATAKLI BİYOFİLM REAKTÖRÜNDE ANAMMOX KÜLTÜRÜNÜN ZENGİNLEŞTİRİLMESİ VE DİNAMİK SİMÜLASYONLA PROSES KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

**Tez Danışmanı :** **Prof. Dr. Hayrettin Güçlü İNSEL** .....

Istanbul Teknik Üniversitesi

**Eş Danışman :** **Doç.Dr. Diğdem GÜVEN** .....

**Jüri Üyeleri :** **Prof. Dr. Emine ÇOKGÖR** .....

Istanbul Teknik Üniversitesi

**Prof. Dr. Çiğdem GÖMEÇ** .....

Istanbul Teknik Üniversitesi

**Prof. Dr. Bülent MERTOĞLU** .....

Marmara Üniversitesi

**Teslim Tarihi** : **10 Eylül 2020**

**Savunma Tarihi** : **05 Ekim 2020**





*Aileme ve Sevdiklerime,*



## ÖNSÖZ

Yüksek lisans tez çalışmam boyunca bilgi ve desteği ile yanımda olan değerli tez danışmanım Prof. Dr. Hayrettin Güçlü İNSEL'e,

Tez çalışmamın her aşamasında bilgi, yardım ve desteği ile her konuda yanımda olan ve gösterdiği özveri ile çok büyük katkı sağlamış olan değerli eş danışmanım Doç. Dr. Diğdem Güven'e

Tez sürecinde değerli katkılarından dolayı jüri üyelerim Prof. Dr. Emine ÇOKGÖR, Prof. Dr. Çiğdem GÖMEÇ ve Prof. Dr. Bülent MERTOĞLU'na,

Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Çürütücü Çıkış Sularında Anaerobik Amonyum Oksidasyonu Prosesi ile Azot Giderimi Ön Etüt Projesi'ndeki katkılarından dolayı tüm TÜBİTAK ve İSKİ çalışanlarına,

Çalışmaya sınır ötesinden yaptığı kritik ve önemli katkılarından dolayı Dr. Imre Takacs'a,

Hayatım boyunca her zaman yanımda olan ve beni bugünlerime getiren sevgili annem Zerrin ÖZAY, babam sayın Seyfi BOZÇELİK, değerli kardeşim Ayşenur Hande BOZÇELİK'e ve tüm aile büyüklerime,

Ve son olarak geleceğim ve tek gerçeğim olan Büşra OSMANOĞLU'na en içten sevgilerim ile teşekkür ediyorum.

Ekim 2020

Muhammet Burak BOZÇELİK  
(Çevre Mühendisi)



## İÇİNDEKİLER

### Sayfa

ÖNSÖZ .....	vii
İÇİNDEKİLER .....	ix
KISALTMALAR .....	xi
SEMBOLLER .....	xiii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xv
ŞEKİL LİSTESİ.....	xvii
ÖZET .....	xix
SUMMARY .....	xxi
<b>1. GİRİŞ.....</b>	<b>1</b>
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi .....	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı .....	2
<b>2. BİYOLOJİK AZOT GİDEREN PROSESLER.....</b>	<b>5</b>
2.1. Azot Döngüsü ve Azotun Çevresel Önemi .....	5
2.2. Konvansiyonel Azot Giderimi .....	8
2.2.1. Nitrifikasyon.....	11
2.2.2. Denitrifikasyon .....	11
2.3. Yenilikçi Azot Giderim Prosesleri .....	13
2.3.1. SHARON prosesi .....	13
2.3.2. ANAMMOX prosesi .....	14
2.3.2.1 Anammox bakterileri .....	14
2.3.2.2 pH ve sıcaklık etkisi .....	16
2.3.2.3 Çözünmüş oksijen etkisi.....	17
2.3.3. SHARON-ANAMMOX.....	18
2.3.4. DEMON® .....	19
2.3.5. CANON .....	20
2.4. Biofilm Anammox Prosesi .....	21
2.5. Anammox Kinetiğinin Belirlenmesi ve Modellemesi.....	25
<b>3. MATERYAL VE METOT .....</b>	<b>33</b>
3.1. Reaktör Özellikleri ve İşletimi .....	33
3.2. Reaktör Besleme Rejimi.....	34
3.2.1 Anammox zenginleştirme için standart besleme çözeltisi. ....	35
3.2.2 İBAAT sentrat suyu ve pilot KNT çıkış suyu özellikleri.....	36
3.3. Numune Alma ve Analiz Yöntemleri.....	37
3.4. Dinamik Simülasyon ve Proses Çözümü .....	38
<b>4. DENEYSEL ÇALIŞMA VE BULGULAR .....</b>	<b>41</b>
4.1. Anammox Reaktörü İşletimi ve Reaktör Performansı .....	41
4.2. Simülasyon Sonuçları.....	50
<b>5. SONUÇ VE ÖNERİLER .....</b>	<b>57</b>
<b>6. KAYNAKLAR.....</b>	<b>59</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ.....</b>	<b>71</b>



## KISALTMALAR

<b>AGH</b>	: Azot Giderim Hızı
<b>AKM</b>	: Askıda Katı Madde
<b>AKR</b>	: Ardışık Kesikli Reaktör
<b>AMX</b>	: Anaerobik Amonyum Oksidasyonu Mikroorganizması
<b>ANAMMOX</b>	: Anaerobik Amonyum Oksidasyonu
<b>AOB</b>	: Amonyum Oksitleyici Bakteriler
<b>ASM</b>	: Aktif Çamur Modeli / Activated Sludge Model
<b>AYH</b>	: Azot Yükleme Hızı
<b>BOİ</b>	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
<b>CANON</b>	: Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite
<b>ÇBS</b>	: Çamur Bekletme Süresi
<b>ÇO</b>	: Çözünmüş Oksijen
<b>DEMON®</b>	: Deammonification
<b>DNA</b>	: Deoksiribonükleik Asit
<b>EPS</b>	: Hücre Dışı Polimerik Madde / Extracellular Polymeric Substance
<b>HBS</b>	: Hidrolik Bekletme Süresi
<b>HYBR</b>	: Hareketli Yataklı Biyo Reaktör
<b>IFAS</b>	: Integrated Fixed Film Activated Sludge Reactor
<b>ILAB</b>	: Internal Loop Airlift Bioparticle
<b>İBAAT</b>	: İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
<b>KN</b>	: Kısmi Nitrifikasyon
<b>KNT</b>	: Kısmi Nitrifikasyon Tankı
<b>KOİ</b>	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>MBBR</b>	: Moving Bed Biofilm Reactor
<b>MLE</b>	: Modifiye Ludzack Ettinger
<b>NOB</b>	: Nitrit Oksitleyici Bakteriler
<b>OHO</b>	: Heterotrofik Organizma
<b>ORP</b>	: Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli
<b>SHARON</b>	: Single Reactor System for High Ammonium Removal Over Nitrite
<b>TİK</b>	: Toplam İnorganik Karbon

**TKN** : Toplam Kjeldahl Azotu  
**UAKM** : Uçucu Askıda Katı Madde



## SEMBOLLER

<b>Asp.carrier</b>	: Biyofilm taşıyıcısının spesifik yüzeyi
<b>b<sub>AMX</sub></b>	: AMX'lerin ölüm hızı
<b>b<sub>AOB</sub></b>	: AOB'lerin ölüm hızı
<b>b<sub>OHO</sub></b>	: OHO'ların ölüm hızı
<b>icarrier</b>	: Taşıyıcılarla doldurulmuş hacmin reaktör hacmine oranı
<b>i<sub>CV,BIO</sub></b>	: Uçucu katılar içindeki biyokütlenin KOİ'si
<b>i<sub>CV,XB</sub></b>	: Uçucu katılar içindeki biyo-ayırıştır KOİ
<b>i<sub>CV,XE</sub></b>	: Uçucu katılar içindeki içsel solunum ürünlerinin KOİ'si
<b>i<sub>CV,XU</sub></b>	: Uçucu katılar içindeki biyo-ayırışamaz partiküler organikler
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AMX,AS</sub></b>	: AMX için CO <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AMX,pH,AS</sub></b>	: AMX için bikarbonatın yarı-doygunluğu
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AOB,AS</sub></b>	: AOB'ler için CO <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AOB,pH,AS</sub></b>	: AOB'ler için bikarbonatın yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AOB,pH,sidestream</sub></b>	: AOB'ler için bikarbonatın yarı-doygunluğu (Yan akımda)
<b>K<sub>CO<sub>2</sub>,AOB,sidestream</sub></b>	: AOB'ler için CO <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (Yan akımda)
<b>K<sub>MEOL,OHO,AS</sub></b>	: OHO'lar için metanolün yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>NH<sub>x</sub>,AMX,AS</sub></b>	: AMX için NH <sub>x</sub> 'in yarı-doygunluğu
<b>K<sub>NH<sub>x</sub>,AOB,AS</sub></b>	: AOB'ler için NH <sub>x</sub> 'in yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>NO<sub>2</sub>,AMX,AS</sub></b>	: AMX için NO <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu
<b>K<sub>NO<sub>x</sub>,AMX,AS</sub></b>	: AMX için NO <sub>x</sub> 'in yarı-doygunluğu
<b>K<sub>NO<sub>x</sub>,AOB,AS</sub></b>	: AOB'ler için (anoksik koşullarda) NO <sub>x</sub> 'in yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>NO<sub>2</sub>,OHO,AS</sub></b>	: OHO'lar için NO <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>NO<sub>3</sub>,OHO,AS</sub></b>	: OHO'lar için NO <sub>3</sub> 'ün yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>O<sub>2</sub>,AOB,AS</sub></b>	: AOB'ler için O <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>O<sub>2</sub>,AOB,sidestream</sub></b>	: AOB'ler için O <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (Yan akım)
<b>K<sub>O<sub>2</sub>,OHO,AS</sub></b>	: OHO'lar için O <sub>2</sub> 'nin yarı-doygunluğu (AS)
<b>K<sub>SB,ana,AS</sub></b>	: Fermentasyonda OHO'lar için kolay biyo-ayırıştır substratın yarı-doygunluğu (AS)

$K_{SB,AS}$	: OHO'lar için kolay biyo-ayırıştır substratın yarı-doygunluğu (AS)
$K_{VFA,AS}$	: OHO'lar için VFA'nın yarı-doygunluğu (AS)
$K_{VFA,FERM,AS}$	: Fermentasyonda OHO'lar için VFA'nın yarı-doygunluğu (AS)
$K_{iO_2,AMX,AS}$	: AMX için $O_2$ 'nin yarı-inhibisyonu (AS)
$n$	: Biyofilm tabaka sayısı
$X_{TSS,spec}$	: Biofilm spesifik kütlesi
$q_{HYD}$	: Hidroliz hızı
$\mu_{AMX}$	: AMX maksimum spesifik çoğalma hızı
$\mu_{AOB}$	: AOB'lerin maksimum spesifik çoğalma hızı
$\mu_{FERM,OHO}$	: OHO'ların fermentasyon çoğalma hızı
$\mu_{OHO}$	: OHO'ların maksimum spesifik çoğalma hızı
$\eta_{OHO,anox}$	: OHO'ların anoksik çoğalması için indirgenme faktörü
$\theta_{\mu,AMX}$	: Anammox çoğalması için Arrhenius katsayısı
$\theta_b,AMX$	: Anammox çoğalması için Arrhenius katsayısı

## ÇİZELGE LİSTESİ

### Sayfa

Çizelge 2.1. : Taşıyıcı malzeme türlerinin Anammox biyokütle oluşumuna etkisi...	25
Çizelge 2.2. : Günümüzde sık kullanılan kinetik denklemler.....	27
Çizelge 2.3. : Bazı çalışmalarda kullanılan parametreler ve değerleri.....	31
Çizelge 3.1. : Reaktör faz dönemlerine ait bilgiler.....	35
Çizelge 3.2. : Sentetik atıksuya ait reçete.....	35
Çizelge 3.3. : Sentrat ve KNT çıkış suyu analizi sonuçları.....	37
Çizelge 4.1. : Reaktörün faz dönemlerine ait bilgiler ve sonuçlar.....	47
Çizelge 4.2. : Simülasyona tanımlanan biyofilm ve taşıyıcı materyal bilgileri.....	53
Çizelge 4.3. : Anammox organizma kinetikleri (AMX).....	53
Çizelge 4.4. : Proses kinetikleri (20 °C için).....	54
Çizelge 4.5. : Çalışma sonuçlarının karşılaştırılması.....	55



## ŞEKİL LİSTESİ

### Sayfa

Şekil 2.1. : Biyolojik azot döngüsü.....	6
Şekil 2.2. : Azot giderimi sınıflandırılması.....	7
Şekil 2.3. : Planktomisetler ve Anammox bakterilerinin filojenik analizlere göre yerleri.....	16
Şekil 2.4. : DEMON® prosesi boyunca ÇO ve pH'ın değişimi.....	20
Şekil 2.5. : AOB ve Anammox bakterilerinin biyofilm tabakaları.....	23
Şekil 3.1. : Reaktör gösterimi.....	34
Şekil 3.2. : Taşıyıcı malzeme.....	34
Şekil 3.3. : Laboratuvar ölçekli Anammox HYBR (MBBR) reaktörü proses Konfigürasyon .....	38
Şekil 4.1. : Hacimsel azot yükleme ve giderim hızları.....	48
Şekil 4.2. : Reaktör $\text{NH}_4^-$ -N ve $\text{NO}_3^-$ -N giriş-çıkış profilleri.....	48
Şekil 4.3. : Reaktör $\text{NO}_2^-$ -N ve $\text{NO}_3^-$ -N giriş-çıkış profilleri.....	49
Şekil 4.4. : Reaktör işletimi boyunca elde edilen anammox stokiyometrisi.....	49
Şekil 4.5. : Reaktör işletimi boyunca pH giriş ve çıkış değerleri.....	49
Şekil 4.6. : Similasyon sonuçlarına $\text{NH}_4^+$ -N profili.....	50
Şekil 4.7. : Similasyon sonuçlarına $\text{NO}_2^-$ -N profili.....	50
Şekil 4.8. : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı Anammox bakteri profili...51	
Şekil 4.9. : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı AOB profili.....	52
Şekil 4.10. : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı NOB bakteri profili.....	52



# LABORATUVAR ÖLÇEKLİ HAREKETLİ YATAKLI BİYOFİLM REAKTÖRÜNDE ANAMMOX KÜLTÜRÜNÜN ZENGİNLEŞTİRİLMESİ VE DİNAMİK SİMÜLASYONLA PROSES KİNETİĞİNİN BELİRLENMESİ

## ÖZET

Azot içeren atıksular su kaynaklarına deşarj edildiğinde çözünmüş oksijen konsantrasyonunun azalmasına ve ötrofikasyona sebep olarak su ekosisteminin dengesini bozarken, su kaynağının içme suyu olarak kalitesi de düşer. Atıksu içerisindeki azot bileşikleri, çevreye ve insan sağlığına olan zararlı etkileri sebebiyle bertaraf edilmek zorundadır.

Dünyada ve ülkemizde genel olarak azot giderimi için nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin ardışık olarak kullanımı yaygındır. Ancak nitrifikasyon prosesinin oksijen gereksinimine bağlı yüksek enerji ihtiyacı ve denitrifikasyon prosesinde ilave karbon ihtiyacı olması sebebiyle atıksu arıtma tesisleri için maddi yük oluşturmaktadır. Anaerobik amonyum oksidasyonu (Anammox) prosesi nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerine alternatif olabilecek yeni ve ekonomik bir proses olarak son yıllarda dikkat çekmektedir. Anammox prosesi anaerobik şartlar altında amonyum ve nitriti birlikte oksitleyebilen mezofilik bakteriler yardımıyla işletilmektedir. Proses sonucunda azot gazı ve bir miktar nitrat oluşmaktadır.

Bu çalışmada laboratuvar ölçekli hareketli yataklı biyofilm biyoreaktöründe Anammox biyokütlesi zenginleştirilerek farklı koşullarda işletilmesi ve elde edilen datanın dinamik simülasyon uygulamasıyla kalibre edilerek model parametreleri ve proses kinetiğinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Çalışma kapsamında atıksu arıtma tesisinden alınan aktif çamur aşısı olarak kullanılmış ve yukarı akışlı reaktör içerisinde biyofilm taşıyıcı malzeme kültür yatağı olarak hazırlanmıştır. Reaktöre aşılama yapıldıktan sonra sentetik Anammox besi ortamıyla beslenmiştir. Besi yerinde bakterilerin biyofilm oluşturabilmesi amacıyla taşıyıcı malzeme kullanılmıştır. 60. günden itibaren hareketli yataklı biyofilm reaktöründe Anammox aktivitesi görülmeye başlamıştır. Takip eden 90 gün içerisinde aktif ve baskın Anammox kültürünün zenginleştiği görülmüştür. Reaktörün farklı besleme/işletme koşullarında çalıştırılması durumunda proses işletimi incelenerek performans değerlendirmesi yapılmıştır. Ayrıca çalışma kapsamında zenginleştirme dönemine ait data serisi SUMOTM 19 (Nyons, Fransa) programı kullanarak dinamik simülasyon çalışması gerçekleştirilerek proses kinetiği ve bileşenleri ortaya konmuştur. Anammox kültürünün hareketli yataklı biyofilm reaktöründe zenginleştirilmesi durumunda Anammox kültürünün ve reaktörde etkili olan heterotrofik organizmalar ve aerobik amonyum oksitleyicilerin proses kinetiğine ait bulgular detaylı olarak ortaya konmuştur.

Çalışmada ortalama reaktör ömrü boyunca 350,42 kgN/m<sup>3</sup>.gün azot giderim hızına ulaşılmış, anammox stokiyometrisine uygun olarak NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oranı ortalama 0,22 olarak elde edilmiştir. NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oranı ise ortalama 1,4 olarak

hesaplanmıştır. Simülasyon çalışmasıyla Anammox çoğalma hızı 20 °C için 0,06, ölüm hızı 0,015 olarak tahmin edilmiştir.

Anammox zenginleştirmesinin dinamik simülasyon ile modellenmesi ve kinetiğinin belirlenmesi ile ilgili literatürde sınırlı sayıda çalışma olması nedeniyle, bu çalışma literatür açısından önemlidir.



# **ENRICHMENT OF ANAMMOX CULTURE IN LABORATORY SCALE MOVING BED BIOFILM REACTOR AND DETERMINATION OF PROCESSES KINETICS BY DYNAMIC SIMULATION**

## **SUMMARY**

When nitrogen-containing wastewaters discharged into water bodies or marine ecosystems, it disrupts the balance of the water ecosystem by causing decrease in dissolved oxygen concentration, eutrophication and the quality of the water source decreases as drinking water.

Also nitrogen containing waters threat to public health. Nitrogen causes blue diaper syndrome, neural birth defects and some specific types of cancer. For this reason, nitrogen-containing wastewaters should not be discharged into receiving environments.

Sequential use of nitrification and denitrification processes is common in the world and in our country. However, due to the high energy requirement by aeration of the nitrification process due to the oxygen requirement and the additional carbon requirement for denitrification process, they cause financial commitment for wastewater treatment plants.

Also nitrification and denitrification processes have high amount sludge production and this situation increases the need for labor and causes sludge management problems for wastewater treatment plants. Because of these mentioned reasons new nitrogen removal processes are investigated around the world.

Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process draws attention as a new and economical process that is an alternative to nitrification and denitrification processes. The Anammox process is efficient for removal of wastewaters that have high nitrogen concentration.

The Anammox process is operated with the help of mesophilic bacteria that can oxidize ammonium and nitrite together under anaerobic conditions. Dinitrogen gas and some nitrate are formed at the final of the process. Anammox bacteria has lower maximum specific growth rate according to nitrification or denitrification. Because of this reason sludge production of process is lower.

However Anammox bacteria are sensitive species, that can easily effected by temperature or pH. Also it can easily inhibited by dissolved oxygen concentration, dissolved nitrogen inorganics or solid or dissolved organic concentrations. The Anammox process has become widespread around the world in recent years and therefore information about it is limited.

Especially many studies are carried out on Anammox biofilms and a wide variety of results are obtained. The reason of this; biofilms are mixed cultures and many bacteria species can be lived on this mixed culture. Therefore, it is difficult to obtain absolute information about pure Anammox cultures in biofilm processes. For this reason, many studies are conducted on biofilms.

The aim of the study is to enrich Anammox culture from activated sludge. With this aim a laboratory scale moving bed biofilm bioreactor was operated under different conditions. The study also aims to determine the model parameters and process kinetics by calibrating the obtained reactor information and data with dynamic simulation.

Within the scope of the study, activated sludge that taken from the wastewater treatment plant was prepared for enrichment process. Then activated sludge was used as an inoculum and biofilm carriers were prepared as a culture bed in the upstream reactor. After the inoculation, it was fed with synthetic Anammox nutrients and trace elements.

As of the 60th day, Anammox bacteria have been observed in the moving bed biofilm reactor. It was observed that the active and dominant Anammox culture was enriched in the following 90 days.

With the enrichment of the Anammox culture, in case the reactor is operated in different feed / operating conditions. In accordance the purpose of the study, aeration process were carried out for the process for partial nitrification and Anammox combine test. Also wastewater feeding trials carried out for wastewater adaptation of Anammox bacteria.

The process operation was examined and performance evaluation was made according to tests. As a result, information about the Anammox bacteria has been obtained through experimental studies.

After the enrichment of the Anammox bacteria culture, the process operations were examined and performance evaluation was accomplished according to different feed and operating conditions of reactor.

Additionally, in the scope of the thesis, the process kinetics and components were revealed by the data series of the enrichment period was processed as dynamic simulation in the SUMOTM 19 (Nyons, France) program.

As a result of this study, process kinetics of the Anammox culture and the heterotrophic organisms and aerobic ammonium oxidizers, that are effective in the reactor, have been presented in detail when the Anammox culture is enriched in a moving bed biofilm reactor.

As a result of the study, average nitrogen removal rate of reactor was reached to 350.42 kgN/m<sup>3</sup>.day during the reactor life.

And the average NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ratio was obtained as 0,22. The average ratio of NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N was calculated as 1,4 on average.

With the dynamic simulation of study, the maximum specific growth rate of Anammox was estimated as 0,06 for 20 ° C and the death rate as 0,015.

It is thought that more accurate results will be obtained according to the Anammox process and Anammox bacteria with the increase of studies on determining the kinetics of the Anammox process and Anammox bacteria with dynamic simulation over time. Thus, by making comparisons between studies, it will be possible to have a wider information about Anammox bacteria and its process.

However recently around the globe, due to the restricted number of studies in the literature about modeling of Anammox enrichment with dynamic simulation and determining its kinetics with dynamic simulation, this study is important in terms of the literature.





## 1. GİRİŞ

### 1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Evsel ve endüstriyel atıksular, çevreye ve insan sağlığına olan zararlı etkileri sebebiyle bertaraf edilmek zorundadır. Su arıtımı yöntemleri ilk olarak atıksudaki organik bileşiklerin arıtılmasını hedeflemiştir. Ancak nütrientlerin (azot ve fosfor) zararlı çevresel etkileri tespit edildikçe nütrientlerin arıtılması günden güne daha önemli bir hal almıştır. Nütrientler atıksularla alıcı ortamlara deşarj edildiklerinde ötrofikasyona, çözünmüş oksijen konsantrasyonunda düşmelere ve toplu balık ölümlerine sebep olmaktadır.

Konvansiyonel azot giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin ardışık kullanımındır. Ancak nitrifikasyon prosesinin oksijen gereksinimine bağı yüksek enerji ihtiyacı ve denitrifikasyon prosesinde ilave karbon ihtiyacı olması sebebiyle atıksu arıtma tesisleri için maddi yük oluşturmaktadır. Özellikle çamur çürütücü çıkış suları, gıda endüstrisi atıksuları gibi yüksek azot konsantrasyonuna sahip atıksulardan azot giderimi için Anaerobik amonyum oksidasyonu (Anammox) prosesi nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerine alternatif olabilecek yeni ve ekonomik bir proses olarak dikkat çekmektedir.

İleri Biyolojik Atıksu Arıtma tesislerinde bulunan anaerobik çamur çürütücülerde çamur çürütme işlemi sonucunda yüksek miktarda azot içeren ve anaerobik çamur çürütücü çıkış suyu (sentrat) olarak adlandırılan atıksu oluşmaktadır. Sentrat çoğunlukla arıtma tesisinin başına veya biyolojik arıtma reaktörüne verilir, böylece tesisin azot yükü artar. Bunun sonucunda giderim maliyetleri artmaktadır ve giderim performansı düşmektedir. Dolayısıyla sentrat sularının yan akım olarak ayrı arıtımının arıtma tesislerine fayda sağlayacağı aşıkardır.

Ayrıca Anammox prosesinin kinetiğinin belirlenmesi, pilot ve laboratuvar ölçekli uygulamaların tam ölçeğe geçişte tasarımının yapılabilmesi için prosesin detaylı anlaşılması ve hassas bir şekilde modellenmesi gerekmektedir.

## 1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmada laboratuvar ölçekli hareketli yataklı biyofilm biyoreaktöründe Anammox biyokütlesi zenginleştirilerek farklı koşullarda işletilmesi ve elde edilen datanın dinamik simülasyon uygulamasıyla kalibre edilerek model parametreleri ve proses kinetiğinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

“Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Çürütücü Çıkış Sularında Anaerobik Amonyum Oksidasyonu Prosesi ile Azot Giderimi Ön Etüt Projesi” (TÜBİTAK, 2015) kapsamında, pilot ölçekli olarak kurulması planlanan Anammox reaktörü için laboratuvarda ön çalışma yapılmıştır. Bu sebeple pilot ölçekte kurulacak olan reaktörün laboratuvar ölçekli olarak benzeri temin edilerek benzer bir ortam oluşturulması hedeflenmiştir. Bu tez kapsamında laboratuvar ölçekli olarak işletilen reaktöre ait bulgular sunulmuştur.

Çalışma kapsamında ilk olarak ileri biyolojik atıksu arıtma tesisinden alınan aktif çamur aşısı olarak kullanılmış ve yukarı akışlı reaktör içerisinde biyofilm taşıyıcı malzeme kültür yatağı olarak hazırlanmıştır. Reaktöre aşılama yapıldıktan sonra ilk olarak Anammox zenginleştirilmesi amacıyla azotlu sentetik besin beslenmiştir. Anammox kültürünün elde edilmesiyle reaktörün farklı besleme/işletme koşullarında çalıştırılması durumunda proses işletimi incelenerek performans değerlendirmesi yapılmıştır.

Tez kapsamında ayrıca zenginleştirme dönemine ait data serisi SUMO™ 19 (Nyons, Fransa) programı kullanarak dinamik simülasyon çalışması gerçekleştirilerek proses kinetiği ve bileşenleri ortaya konmuştur.

Çalışmanın birinci bölümü giriş bölümüdür. Tez çalışmasının anlam ve önemine, amaç ve kapsamına yer verilmiştir.

İkinci bölümde azotun çevre için önemiyle birlikte, konvansiyonel ve yenilikçi azot giderim metotları ve Anammox biyofilmler anlatılmaktadır.

Üçüncü bölümde işletilen reaktör, atıksuların karakterizasyonu, analiz yöntemleri zenginleştirme çalışmalarına dair bilgiler ve yapılan çalışmalar verilmektedir.

Dördüncü bölümde zenginleştirme çalışmasında elde edilen deneysel sonuçlar, model çalışmasında kullanılan veriler ve simülasyon sonuçları sunulmaktadır.

Beşinci ve son bölümde ise çalışmaya dair genel değerlendirme ve öneriler sunulmaktadır.





## 2. BİYOLOJİK AZOT GİDEREN PROSESLER

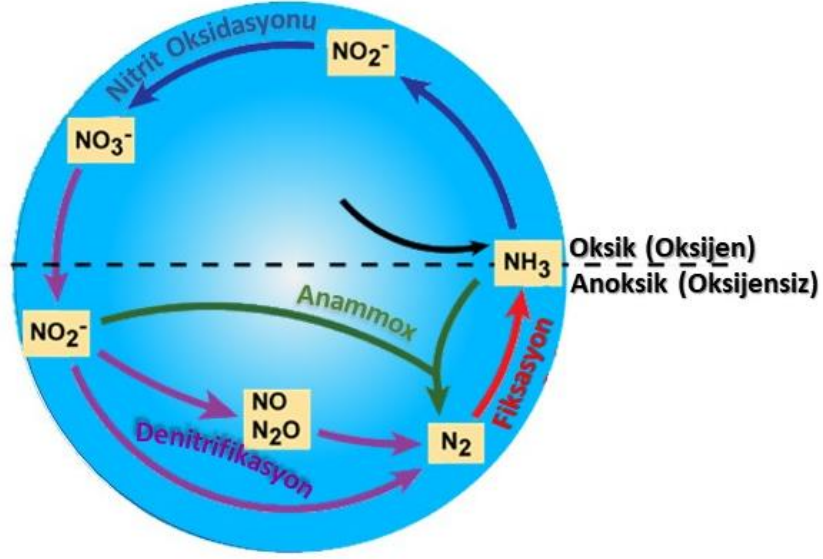
### 2.1. Azot Döngüsü ve Azotun Çevresel Önemi

Azot; yüzeysel ve atıksularda -3 ila +5 arasındaki oksidasyon seviyelerinde bulunmaktadır. İnorganik azotun dört farklı kararlı formu vardır; bunlar amonyum, nitrat, nitrit ve azot gazıdır. Amonyum, nitrit ve nitrat su içerisinde yüksek çözünürlüğe sahip iyonlardır, ancak amonyum, pH'ın nötr seviyenin üstüne çıkmasına bağlı olarak proton kaybedebilir ve çözünmez bir gaz olan amonyak haline gelebilir (Water Environment Federation, 2011, Bölüm 1).

Azot gazı yeryüzünde en çok bulunan azot formudur ve atmosferin 79%'unu oluşturmaktadır. Azot gazı fiksasyonla amonyağa dönüşebilse, bu süreç oldukça yavaştır. Bu sebeple azot gazı atık su arıtma tesisleri de dahil olmak üzere birçok ortamda etkisiz veya inert kabul edilmektedir (Water Environment Federation, 2011). Amonyak (-3) organik azotun mikrobiyolojik canlılar tarafından parçalanmasıyla oluşmaktadır. Bu sürece amonifikasyon denir. Bu işlem sonucunda oluşan amonyak ortamın pH seviyesinin nötr seviyenin üstüne çıkmasına bağlı olarak amonyuma dönüşür (Water Environment Federation, 2011, Bölüm 1).

Nitrit (+3) yüzeysel sularda veya deniz ekosistemlerinde daha düşük konsantrasyonlarda bulunmaktadır. Bunun sebebi nitrifikasyon ve denitrifikasyon süreçlerinde ortaya çıktıktan sonra yeniden biyolojik süreçlerde kullanılan bir ara madde olmasıdır (Water Environment Federation, 2011, Bölüm 1).

Yüzeysel sular antropojenik kaynaklı olarak yüksek nitrat konsantrasyonlarına sahip olabilir. Tarımsal amaçlı kullanılan gübreler ve atıksu arıtma tesislerinin deşarjları yüksek konsantrasyonlarda nitrat içermektedir ve bu kaynaklara bağlı olarak yüzeysel sularda nitrat konsantrasyonları 21 mg N / L'ye kadar yükselebilmektedir. Nitrat (+5), azotun en yüksek oksidasyona uğramış formudur (Water Environment Federation, 2011, Bölüm 1). Biyolojik azot döngüsü Şekil 2.1'de verilmektedir.



**Şekil 2.1** : Biyolojik azot döngüsü (Url-2).

Geçen yüzyıl boyunca tarımda sentetik gübrelerin kullanımı, fosil yakıtın tüketimi ve yüzeysel sulara yakın kentleşmelerin artması sebebiyle azot ve fosfor girdilerinde önemli ölçüde artış olmaktadır. Bunun sonucu olarak ise yüzeysel sularda ve deniz ekosistemlerinde su kalitesi kötüleşmektedir ve ötrofikasyon vakalarında artış görülmektedir.

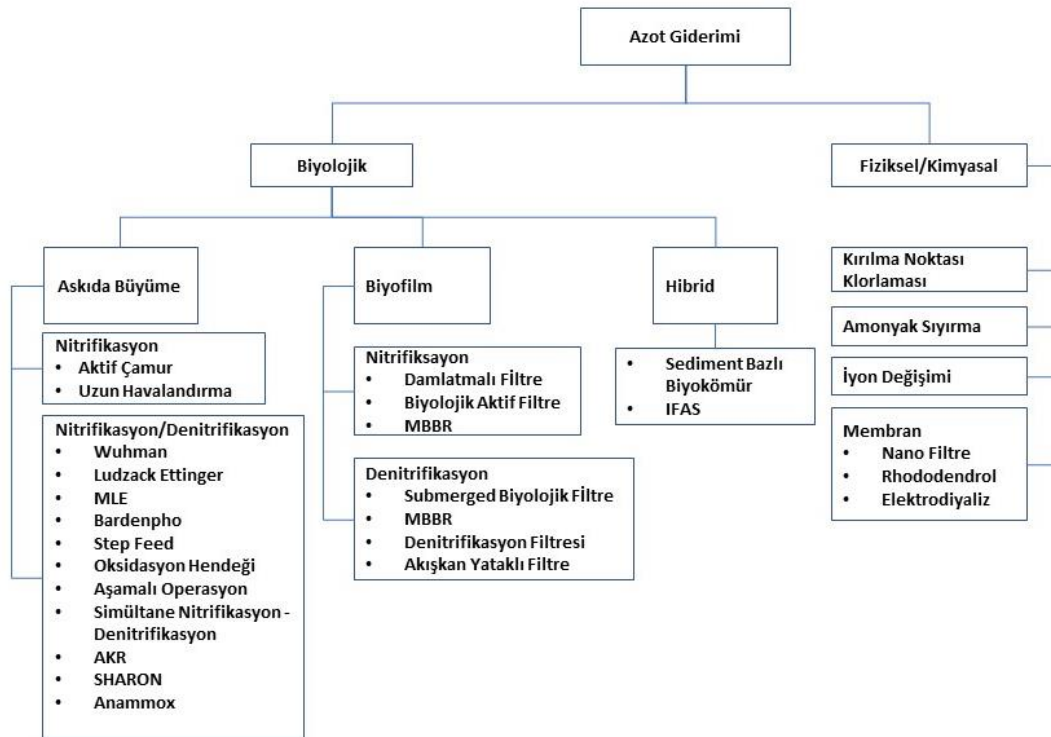
Amonyak, nitrit ve nitrat iyonları alıcı ortamlardaki yaşam için toksik bir etkiye sahiptir. Bu iyonlar bentik fauna, balık ve mikroorganizmalar için zararlıdır. Yeraltı sularında nitrat kirliliği dünya çapında birçok ülkede yaygın görülen bir sorundur. Bu durum yeraltı suyu kalitesini etkileyerek halk sağlığı sorunlarına ve ekosistemlerin çevresel açıdan bozulmasına neden olabilmektedir. İçme sularında müsaade edilen maksimum nitrat konsantrasyonu 50 mg/l'dir. Bu limit değerinin üzerindeki nitrat içeren içme sularına uzun dönem maruziyetler bebeklerde mavi bebek hastalığına, vücuda alımdan sonra nitrosamin ve nitrosamid bileşiklerin oluşması durumlarında ise spesifik bazı kanserlere (koleraktal kanser, mesane ve göğüs kanseri) ve nöral doğum bozukluklarına yakalanma risklerini arttırmaktadır (Ward ve Brender., 2018). Bu sebeple azot kirliliğinin önüne geçmek için çevre üzerindeki antropojenik baskılar elimine edilmeli veya minimum seviyeye indirilmelidir.

Atıksularda azot; inorganik formlarda (amonyak, nitrit ve nitrat) veya organik yapıların içerisinde bulunmaktadır. Organik azot biyolojik süreçlerle parçalanarak

ortamın pH evyesine bağlı olarak amonyağa veya amonyuma dönüşmektedir. Atıksuda bulunan azot formlarının yeniden azot gazına (N<sub>2</sub>) dönüşebilmesi için farklı biyolojik süreçlerden geçmesi gerekmektedir. Birçok mikroorganizma türü amonyak (-3), nitrit (+3) ve nitratı (+5) ortamın oksidasyon seviyesine bağlı olarak azotu kullanabilir ancak ortamdaki bir veya iki nutrient mikrobiyal büyümeyi sınırlar, bu nütrient azot, fosfor veya potasyum olabilmektedir.

Azot döngüsü içerisinde nitrifikasyon, fiksasyonu, denitrifikasyon, anaerobik amonyak oksidasyonu vb. gibi birçok önemli biyolojik proses bulunmaktadır (Şekil 2.1).

Atıksu arıtma tesislerinde azot giderimi ise biyolojik ve fiziksel/kimyasal olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Biyolojik metodlar üçe ayrılır. Bunlar askıda prosesler, biyofilmler ve hibrid proseslerdir. Bu prosesler arasında konvansiyonel azot giderimi (nitrifikasyon/denitrifikasyon) atıksu arıtma tesisleri tarafından en çok tercih edilen procestir. Azot giderimine dair sınıflandırma Şekil 2.2'de görülmektedir (Water Environment Federation, 2011, Bölüm 3).



Şekil 2.2 : Azot giderimi sınıflandırılması.

## 2.2. Konvansiyonel Azot Giderimi

Biyolojik yöntemlerle azot giderimi evsel atıksuların arıtımında uygulanan en yaygın yöntemlerdendir (Hulle, 2005). Atıksularda azot gideriminde en sık kullanılan biyolojik proses nitrifikasyon ve denitrifikasyon kombinasyonudur. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile azot giderimi yüksek enerji ihtiyacı olan ve yüksek reaktör kapasiteleri gerektiren bir prosestir.

Konvansiyonel azot giderimi tipik olarak iki adımdan oluşmaktadır; amonyağın nitrata aerobik oksidasyonu (nitrifikasyon) ve nitratin heterotrofik bakteriler tarafından azot gazına anoksik dönüşümü (denitrifikasyon) (Url-1).

Nitrifikasyon, iki grup ototrofik bakteri tarafından iki aşamada gerçekleştirilir. İlk adım, amonyağın amonyum oksitleyici bakteriler (AOB) tarafından nitrite indirgenmesidir. İkinci adım ise, nitritin nitrit oksitleyici bakteriler (NOB) tarafından nitritin nitrata dönüştürülmesidir (Url-1).

Denitrifikasyon, birçok farklı türdeki heterotrofik bakteri tarafından gerçekleştirilebilmektedir. Oksijen yokluğunda elektron alıcısı olarak nitrat veya nitrit kullanır ancak atıksuda karbon muhtevası gereklidir. Atıksu arıtımında, denitrifikasyon için kullanılan karbon, atık sudan elde edilebilir veya harici bir karbon kaynağı ile ilave edilebilir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile geleneksel azot giderimi atıksu arıtma tesislerinde sürekli akışlı aktif çamur sistemleri, ardışık kesikli reaktörler (AKR'ler), sabit filmli reaktörler (damlatma filtreleri, asma plastik taşıyıcılar, gazlı filtreler) veya granül çamur yöntemleri dahil olmak üzere birçok farklı yöntem ile uygulanabilir (Url-1).

### 2.2.1. Nitrifikasyon

Nitrifikasyon, iki kemolitotrofik bakteri grubu tarafından sürdürülen iki aşamalı bir biyolojik süreçtir. İnorganik azot bileşiklerini enerji kaynağı olarak, karbon kaynağı olarak ise CO<sub>2</sub> kullanılır. Amonyak, sürecin ilk aşamasında amonyak oksitleyici bakteriler (AOB) tarafından nitrite oksitlenir. İkinci aşamada ise nitrit, nitrit oksitleyici bakteriler (NOB) tarafından nitrata oksitlenir.

Nitrifikasyon, atık su arıtma sistemlerinde toksik amonyağın ortamdaki uzaklaştırılmasını sağlayan en önemli süreçlerden biridir. Nitrifikasyon, aerobik litotrofik organizmalar tarafından gerçekleştirilen bir biyoprosedir. Amonyakın

nitrite oksidasyonu (nitritasyon) AOB'lar (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*), tarafından gerçekleştirilir ve daha sonra oluşan nitrit NOB'lar (*Nitrospira* ve *Nitrobacter*) tarafından nitrata oksitlenir (nitrasyon). Nitrifikasyon bakterileri hücre üretimi için gerekli olan karbon kaynağını CO<sub>2</sub> kullanarak elde ederler. Nitrifikasyon süreci değişen çevresel koşullarına duyarlıdır ve özellikle 6 parametre kritik rol oynamaktadır. Bunlar; amonyak, nitrit ve nitrat konsantrasyonları, pH, sıcaklık ve çözülmüş oksijendir (Katipoğlu-Yazan, 2013).

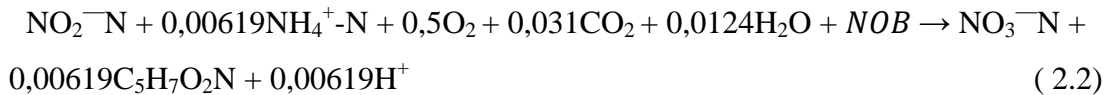
Kemootrofik amonyum oksitleyici bakteriler; *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosocystis javanensis*, *Nitrospira briensis*, *Nitrosolobus multiformis* olarak belirlenmiştir. Kemootrofik nitrit oksitleyici bakterilerse; *Nitrobacter winogradskyi*, *Nitrobacter agilis*, *Nitrococcus mobilis*, *Nitrospina gracilis* olarak belirtilmektedir (Reynolds ve Richards, 1995).

İki bakteri grubuna da ait hücre sentezlerine göre stokiyometrik ifadeler Denklem 2.1 ve Denklem 2'de sunulmaktadır (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

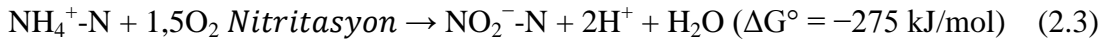
Aerobik amonyum oksidasyonu; Nitritasyon:



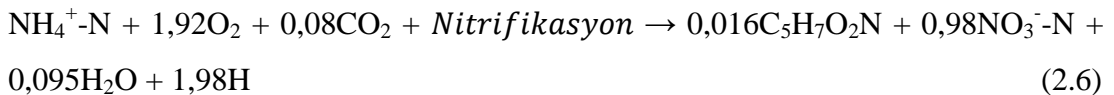
Aerobik nitrit oksidasyonu; Nitrasyon:



Nitrifikasyon prosesine ait genel ifade Denklem 2.3, Denklem 2.4 ve Denklem 2.5'te gösterildiği gibi gerçekleşmektedir.



Hücre büyümesi ve alkalinite gerekliliği dikkate alınarak oluşturulan biyokütle sentez reaksiyonu ise Denklem 2.6'da gösterilmektedir.



Nitrifikasyonun stokiyometrisine göre 1 mol  $\text{NH}_4^+$ -N oksidasyonu için 4,38 g  $\text{O}_2$  ve 7,10 g alkalinite tüketilmekte ve bu biyokimyasal reaksiyon sonunda 0,13 g yeni hücre oluşmaktadır.

Nitrifikasyon kinetiğinde pH, sıcaklık, çözülmüş oksijen derişimi gibi faktörler önemli rol oynamaktadır ve bu parametrelerin değişimi prosesi önemli ölçüde etkilemektedir. Nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesi için optimum sıcaklık 35-42°C olarak önerilmektedir (EPA, 1993). Nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesi, pH nötr aralığın altına düştüğünde önemli miktarda azalabilir ve nitrifikasyon hızının stabilizasyonu için pH 6,5-8,0 aralığında tutulmalıdır. Çözülmüş oksijen derişiminin 1 mg/L'in altına düşmesi nitrifikasyon bakterilerini inhibe ettiği için oksijen derişiminin ayarlanmasına özen gösterilmelidir (Tchobanoglous ve diğ., 2013). Mevcut şartlar altında atıksu arıtma tesislerinde otomasyon sistemleri kullanılarak çözülmüş oksijen seviyeleri havalandırma yardımıyla hassas bir şekilde ayarlanabilmektedir.

Nitrifikasyon prosesi büyük ölçüde alkalinite tüketir. Ortamda nötral pH koşullarını sağlayacak miktarda alkalinite bulunmaması durumunda nitrifikasyonun gerçekleşmesiyle ortamın pH'sı düşer (Tchobanoglous ve diğ., 2013). Ancak burada dikkat edilmesi gereken hususlardan biri nitrifikasyon aktivitesinin hızlı yükselmesi durumunda pH çok hızlı bir şekilde düşmesidir. Böyle durumlarda pH seviyesi ani bir şekilde düşebilir ve nitrifikasyon bakterileri inhibisyona uğrayabilir ya da aktivite kaybı yaşanarak biyolojik sürecin zarar görmesine sebep olabilir.

Aktif çamur sistemlerinde nitrifikasyonun gerçekleşebilmesi biyokimyasal oksijen ihtiyacının toplam kjeldahl azotuna oranı ( $\text{BOI}_5/\text{TKN}$ ) ile ilişkilidir. Geleneksel aktif çamur sistemlerinde  $\text{BOI}_5/\text{TKN}$  oranı 5'ten büyük olduğu durumlarda nitrifikasyon tek kademeli sistemlerde gerçekleştirilebilir. Eğer oran 5'ten küçükse ayırık sistem uygulanması düşünülebilir. İki kademeli sistemde havalandırma sistemleri tankların şartları dikkate alınarak hassas bir şekilde işletilebilir ve organik maddeler ilk tankta giderilebilir. Genel olarak iki kademeli sistemlerde nitrifikasyon tankına kimyasal oksijen ihtiyacı ( $\text{KOİ}$ ) girişinin 40-50 mg/L seviyelerinde olması sağlanır (Tchobanoglous ve diğ., 2003). İlk kademede yüksek hızlı aktif çamur prosesiyle karbonlu bileşiklerin giderimi gerçekleştirilmektedir. İkinci kademede ise nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilir. Her kademe ayrı bir çökeltme havuzuna ve geri devir pompasına sahiptir.

Nitrifikasyon prosesi için sistem tasarımı, giderilmesi gereken sezonluk veya yıllık azot miktarı, sıcaklık, yönetmeliklerde izin verilen azot konsantrasyonu, diğer çıkış su kalitesi gereksinimleri ve maliyet başta olmak üzere birçok faktöre bağlıdır (Tchobanoglous ve diğ., 2003). Nitrifikasyon, aktif çamur sistemiyle birlikte gerçekleşiyorsa sürecin kararlılığı için aşağıdaki işletme koşulları sağlanmalıdır (Tchobanoglous ve diğ., 2003):

- Nitrifikasyon süreci için yeterli oksijen miktarı sağlanmalıdır.
- Uzun çamur yaşı seçilmelidir. Nitrifikasyon bakterileri ototrofik bakteriler olması sebebiyle heterotrofik bakterilere göre daha yavaş büyüme hızına sahiptirler. Bu nedenle bu bakterilerin aktif olabilmesi için daha uzun çamur yaşı sağlanmalıdır.
- Mikrobiyolojik dönüşüm nedeniyle ortamın pH'ı düştüğünde kireç veya soda ilavesiyle pH ayarlaması yapılmalıdır.

### **2.2.2. Denitrifikasyon**

Denitrifikasyon, nitrat ve/veya nitritin anoksik koşullar altında elektron acısı olarak kullanılarak indirgenmesi suretiyle  $N_2$  gazına dönüşümü prosesidir. Proses, çeşitli heterotrof bakteri türleri tarafından gerçekleştirilmektedir. Karbon kaynağı olarak organik bileşikleri kullanan mikroorganizmalar heterotrof mikroorganizmalardır. Nitrat tüketen bakteri türleri; Pseudomonas, Micrococcus, Archromobacter ve Bacillus'tur. Anaerobik koşullarda, bu türler azotun kullanılması sürecinde son elektron alıcı olarak nitrit veya nitrat azotunu kullanmaktadırlar (Reynolds ve Richards. 1995).

Anoksik koşullar altında nitratın azot gazına indirgenmesi, nitrifikasyon süreci sonunda üretilen nitrat konsantrasyonuna bağlıdır. Toplam azot giderimi ve yönetmeliklere uygun deşarj suyu kalitesini elde etmek için ilk olarak nitrifikasyon ardından ise denitrifikasyon sürecinin etkili bir şekilde gerçekleşmesi gerekmektedir. Nitrifikasyon süreci için aerobik koşullar gereklidir ve alkalinite tüketimi mevcuttur. Ancak denitrifikasyon sürecinde aerobik şartlar gerekli değildir ve alternatif elektron alıcısı olarak  $NO_3^-$ -N kullanılır, bu sebeple sürecin oksijen ihtiyacı bulunmamaktadır. Ayrıca denitrifikasyon sürecinde nitrifikasyon sırasında tüketilen alkalinitenin bir kısmı yeniden üretilmektedir. Bu nedenle, enerji ayak izini ve ek alkalinite ilavesini azaltmak için denitrifikasyon süreci azot giderim prosesine dahil edilmelidir. Sürecin

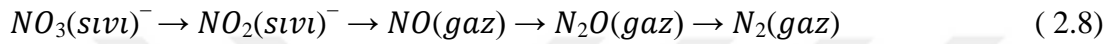
dezavantajı ise atıksuyun yeteri kadar karbon kaynağına sahip olmaması durumunda ek karbon ilavesinin maliyet getirmesidir (Güven, 2003).

Arıtma tesislerinde azotun tamamıyla giderilmesi için genellikle ek karbon kaynağı gerekmektedir ve en sık kullanılan kimyasal metanoldür. Nitrat giderimi için McCarty ve diğ. (1969) Denklem 2.7’de gösterilen biyolojik denkliği vermektedir;

Nitrat üzerinden Denitrifikasyon prosesi,



Nitratın biyolojik proses boyunca akıbeti ise Denklem 2.8’de verilmektedir (Harthig ve diğ., 1999).



Denitrifikasyon nitratın nitrite indirgenmesiyle başlar. Daha sonra nitrit, nitrik oksite (NO) ardından nitröz oksite (N<sub>2</sub>O) indirgenir, sonra da azot gazı üretilir. Her bir ara ürün oksijen konsantrasyonu ve elektron verici bulunması gibi pek çok faktörlere bağlı olarak son ürün olabilir (Hernandez ve Rowe, 1987).

Ortamda karbon kaynağı bulunması halinde denitrifikasyonun katabolik reaksiyonu (-843 kJ/mol), amonyum veya nitrit oksidasyonu (-275 kJ/mol; -74 kJ/mol) karşılaştırıldığında çok daha yüksek bir enerji ortaya çıkarmaktadır; bu sebeple denitrifikasyon bakterileri, AOB ve NOB bakterilerine oranla çok daha yüksek büyüme oranlarına sahiptir (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

Nitrifikasyon prosesi ile amonyak nitrata oksitlenir ve azot giderimi ancak denitrifikasyon prosesi sayesinde tamamlanabilir. Bu nedenle, azotun tamamen giderimi için nitrifikasyondan sonra denitrifikasyon prosesi gerekir (Tchobanoglous ve diğ., 2003).

Nitrifikasyon/Denitrifikasyon prosesinde 1 kg azotun giderimi için 3,54 KWh enerji ihtiyacı bulunmaktadır ve bu enerji ihtiyacı 15,56 \$ toplam giderim maliyetine tekabül etmektedir (CBP, 2002),(Vineyard ve diğ., 2020). Sonuç olarak, nitrifikasyon sürecinde yüksek oksijen ihtiyacına bağlı enerji sarfiyatı, denitrifikasyon prosesinde ilave karbon kaynağı ve çamur maliyeti bakımından özellikle azot içeriği yüksek atıksuların arıtılması için ekonomik prosesler değildir. Bu sebeple hem sürdürülebilir çevre yönetimi hem de atıksu arıtma tesislerinde

enerji maliyetlerin düşürülmesi için düşük maliyetli yenilikçi azot giderim prosesleri üzerinde çalışmalar yapılmaktadır.

### 2.3. Yenilikçi Azot Giderim Prosesleri

Yüksek konsantrasyonlarda azot ve düşük konsantrasyonlarda organik madde içeren atıksuların arıtımında konvansiyonel prosesler önemini her geçen yıl biraz daha kaybetmektedir. Bunun yerine alternatif olarak SHARON, DEMON<sup>®</sup>, SHARON-Anammox ve CANON gibi yenilikçi teknolojiler olarak uygulanmaya başlanmıştır (Güven ve Sözen, 2010).

#### 2.3.1. SHARON prosesi

Kısmi nitrifikasyon gerçekleştiren en önemli metotlardan biri de amonyağın nitrit üzerinden dönüşümünü içeren tek reaktör sistemi olan (SHARON) teknolojisidir (van Dongen ve diğ., 2001). SHARON (Single Reactor System for High Ammonium Removal Over Nitrite) Prosesi; yüksek amonyum içeren atıksulardan amonyumun nitrit üzerinden tek bir reaktör içerisinde giderildiği sistemdir.

Konvansiyonel nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinde amonyumun ( $\text{NH}_4^+$ ) ilk olarak nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) ve sonrasında nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) oksidasyonu ile nitrifikasyon prosesi gerçekleşir. Bir sonraki adım olan denitrifikasyondaysa nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) tekrar nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) son olarak da azot gazına ( $\text{N}_2$ ) indirgenir. Ancak azot giderimi, nitrifikasyonun ikinci adımı olan nitrat üretimi basamağı olmaksızın nitrit üzerinden gerçekleştirilebilmektedir. Bu yöntemle, kısmi nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinde nitrat üretimini durdurmak için nitrit oksitleyici bakterilerin (*Nitrobakter spp.*) çoğalmalarının engellenmesi hedeflenmiştir (Hellings ve diğ., 1998).

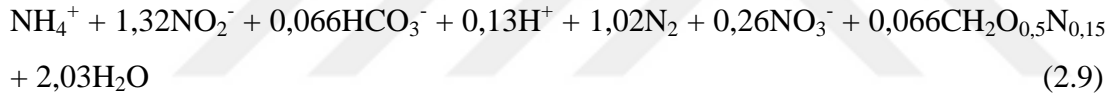
Bu sebeple SHARON prosesinde ortalama  $35^\circ\text{C}$  ve düşük çamur yaşı (<2 gün) ile işletilerek ortamdan nitrit oksitleyici bakterilerin (NOB) yıkanması ve amonyak oksitleyici bakterilerin (AOB) sistemde kalması sağlanır. Bu amaçla çamur bekletme süresinin (ÇBS) hidrolik bekleme süresine (HBS) eşit olduğu kemostat reaktörleri kullanılmaktadır (Güven ve Sözen, 2010). Bu proses ile amonyak azotu nitrit azotuna dönüştürülerek denitrifikasyon prosesi nitrit azotu üzerinden gerçekleştirilir. Bu şekilde nitrifikasyon prosesinin oksijen ihtiyacı azaltılırken denitrifikasyon prosesi için de ilave karbon ihtiyacı azaltılmış olur. Bu bağlamda, bu proses ile düşük C/N oranlı atıksularda teorik olarak %25 daha az havalandırma, %40 daha az organik

madde ihtiyacı ve %40 daha az çamur üretimi ile uygun maliyetli arıtım sağlanabilir (Hellings ve diğ., 1998).

### 2.3.2. ANAMMOX prosesi

Amonyumun arıtma tesislerinde anaerobik olarak oksidasyona uğradığına dair ilk bulgular 1990'lı yılların başında Hollanda Delft'deki bir atıksu arıtma tesisinde elde edilmiştir (Van de Graaf ve diğ., 1995). Mulder ve diğ. (1995) tarafından anoksik şartlarda, nitrat tüketimine bağlı olarak azot gazı üretiminin sürekli yükseldiği ve yüksek miktarda amonyumun giderildiği belirlenmiştir. Anoksik ortamda nitrit varlığında amonyağın oksitlenebildiği belirtilmiş ve nitritin elektron alıcı olarak tercih edildiği gözlemlenmiştir (Strous ve diğ., 1998). Uzun süren çalışmalar sonucunda ilk laboratuvar ölçekli anaerobik amonyum oksidasyonu yapan bakteriler (Anammox) keşfedilmiştir ve “doğanın kayıp litotroflarının” bulunduğu bildirilmiştir (Strous ve diğ., 1999).

Anammox prosesine ait stokiyometri Strous ve diğ. (1998) tarafından Denklem 2.9'da verildiği gibi belirlenmiştir.



Anammox prosesinde amonyak anaerobik şartlar altında elektron alıcısı olarak nitritin varlığında okside olabildiğinden bu prosesin gerçekleşebilmesi için ortamda amonyak ile nitritin birlikte bulunması gerekir. Bu sebeple amonyağın belirli bir oranda nitrite dönüştürülmesi veya dışarıdan ek olarak ilave edilmesi gerekmektedir.

Anammox prosesi incelendiğinde 1 kg azotun giderimi için 1,4 KWh enerji sarfiyatı ve toplamda 4,09 \$ giderim maliyeti bulunmaktadır (Fux ve Siegrist., 2004; Vineyard ve diğ., 2020). Bu değerler Nitrifikasyon/Denitrifikasyon prosesi ile karşılaştırıldığında Anammox'un hem maliyet hem enerji sarfiyatı hem de operasyonel olarak avantajlı olduğu görülmektedir.

#### 2.3.2.1 Anammox bakterileri

16S rDNA prensibine dayanan filojenetik araştırmalar göstermektedir ki Anammox bakterileri Planktomiset türünün ototrofik grubuna üyedir. Atıksu arıtma tesislerinde rastlanmış olan türler (Schmid ve diğ. 2003); *Candidatus "Brocadia anammoxidans"*, *Candidatus "Brocadia fulgida"*, *Candidatus "Kuenenia*

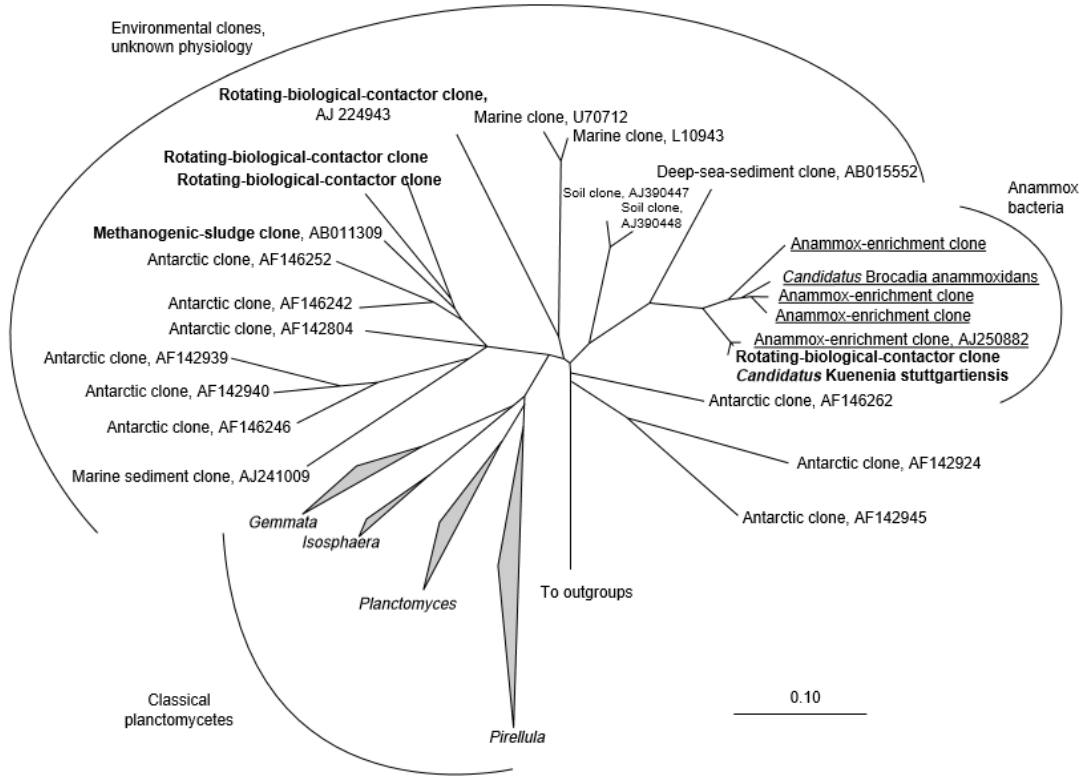
*stuttgartiensis*”, *Candidatus “Scalindua brodae”*, *Candidatus “Scalindua wagneri”*” dir. Ayrıca *Candidatus “Scalindua sorokinii”* ise Karadeniz’in anoksijenik sularında keşfedilmiştir (Daalsgard ve diğ., 2005).

Amonyumun nitrit veya nitrat ile okside olabileceği ilk olarak 1977 yılında Broda tarafından kimyasal reaksiyon olarak tanımlanmıştır ve buna dayanarak anaerobik amonyum oksidasyonunun kemolitotrofik bakteriler tarafından gerçekleştirilebildiği tahmin edilmiştir. Bu keşifle birlikte anaerobik oksidasyonu gerçekleştirebilen ilk bakteri türü literatüre girmiştir. Bu tarihten önce anaerobik amonyum oksidasyonu azot döngüsünün keşfedilmemiş bir bölümünü oluşturmaktaydı (Jetten ve diğ., 2001).

Planktomisetlerin çoğu aerobik kemoorganoheterotroftur. Elektron mikroskobu gözlemleri ve kimyasal analizler göstermektedir ki diğer bakterilerde bulunan peptidoglikan yapılı hücre duvarı Planktomisetlerde bulunmamaktadır. Ayrıca; gram negatif bakterilerden farklı olarak, hücre duvarları içten ve dıştan bir zar ile kuşatılmamıştır. Ancak hücre içinde iki tane zar bulunmaktadır. Bunlardan biri protein yapılı hücre duvarına çok yakındır. Bu zar “sitoplazmik zar” olarak tanımlanır. İç kısımda yer alan zar ise “intrasitoplazmik zar” olarak tanımlanır. Bu sebeple Planktomisetlerde hücre yapısı gram negatif bakterilerden farklıdır (Khin ve Annachatre, 2004; Schmidt ve diğ., 2003).

Anammox bakterilerinde intrasitoplazmik zar ile çevrili bölüm, zarla çevrili ikinci bir bölümü içerir. İki katlı tek zarla çevrilmiş olan bu bölüm “anammoksozom” olarak adlandırılır. Katabolizma burada gerçekleştiği bildirilmektedir (Niftrik vd., 2004). Anammox bakterilerinde sitoplazmanın üç bölümden oluştuğu gözlemlenmiştir. En dıştaki bölüm “parifoplazma”, ikinci bölüm nükleoid’i de içeren “riboplazma”dır. En içteki kısımda ise anammoksozom zarı ile kuşatılmıştır ve anammoksozom hücre hacminin %30’undan fazlasını oluşturmaktadır (Daalsgard ve diğ., 2005; Niftrik ve diğ., 2004).

Anammox bakterileri küre (coccoïd) şeklindedir ve çapları 1µm’den daha küçüktür. Hücre yüzeyleri girintili çıkıntılıdır ve tomurcuklanma ile çoğalmaktadırlar (Niftrik ve diğ., 2004). Anammox bakterilerinin filojenik sınıflandırması Şekil 2.3’te verilmektedir.



**Şekil 2.3 :** Planktomisetler ve Anammox bakterilerinin filojenik analizlere göre yerleri.

### 2.3.2.2 pH ve sıcaklık etkisi

Strous ve diğ. (1999) farklı substrat seviyelerinde pH ve sıcaklığa bağlı olarak denemeler yapmışlardır. Bu çalışmalara bağlı olarak Anammox bakterileri için optimum sıcaklık aralığı  $40 \pm 3$  °C ve optimum pH aralığı 6,7 – 8,3 arasında olduğunu gösterilmiştir.

Atıksuda ise Anammox'un çoğalabilmesi ve yeterli aktivitede bulunabilmesi için optimum pH'nın 7,2 – 7,6 arasında olduğu belirlenmiştir, ancak 6,5 – 9,3 pH aralığında bakterilerin canlı olduğu ve düşük oranda da olsa aktivitesinin bulunduğu tespit edilmiştir (Tomaszewzki ve diğ., 2017).

pH ve sıcaklık optimum değerleri incelendiğinde görülmektedir ki Anammox bakterileri için sıcaklık pH'a göre çok daha kritik bir parametredir. Anammox prosesi arıtma tesislerinde azot giderimi için tercih edilecekse atıksu sıcaklığının karakterizasyonu çok önemlidir. Çünkü düşük sıcaklıklardaki atıksu karakteri ya da atıksuyun sıcaklığının değişken olması bakteri aktivitesini azaltabilir veya durdurabilir (Tomaszewzki ve diğ., 2017).

Anammox prosesinin optimum sıcaklığının 37°C olduğu belirtilmekle birlikte Anammox bakterilerinin düşük sıcaklıktaki (10-20°C) ortamlara da adapte olabildiği gösterilmiştir (Gilbert ve diğ., 2014; Lotti ve diğ., 2014a). Oshiki v.d. (2011) Anammox aktivitesinin laboratuvar şartlarında 4°C'de bile aktif olduğunu gözlemlemiştir.

Bu sebeple, Anammox prosesi genel olarak çürütücü çıkış sularının süzöntü sularının yan akım olarak ayrı arıtımında kullanılmaktadır. Bu karakterdeki atıksular yüksek sıcaklık seviyelerindedir (25-35 °C). Düşük ortam sıcaklıkları özellikle kış aylarında sadece Anammox prosesi için değil diğer biyolojik prosesler içinde sorun yaratabilmektedir. Bu nedenle, Anammox prosesinin optimum sıcaklığının altında uygulanması en zorlayıcı süreçlerden biri olarak görülmektedir (Tomaszewzki ve diğ., 2017). Yüksek giderim verimi elde etmek için yürütülen çalışmalarda Anammox sistemleri 30-40°C'de işletilme eğilimindedir. Bunun nedeni Anammox bakterilerinin fizyolojisine göre maksimum aktivitenin 37°C'de elde edilmesi ve 45°C'den yüksek sıcaklıklarda biyokütlede parçalanma olduğu için aktivite kaybı gerçekleşmesidir (Strous ve diğ., 1999; Toh ve Ashbolt, 2002).

Buna ek olarak, sıcaklık ve pH; Anammox inhibisyonuna sebep olduğu bilinen serbest amonyak ve serbest nitroz asit konsantrasyonlarını etkilemektedir. pH seviyesinin yükselmesine bağlı olarak ortamda bulunan  $NH_4^+$ ,  $NH_3$ 'e, düşmesine bağlı olarak  $NO_2^-$  ise  $HNO_2$ 'ye dönüşmektedir (Sooliman ve Elyasti, 2016).

### **2.3.2.3 Çözünmüş oksijen etkisi**

Yapılan çalışmalar göstermektedir ki farklı çözünmüş oksijen seviyeleri Anammox bakterilerinin aktivitesini etkilemektedir. Strous ve diğ. (1997) tarafından yapılan çalışmada sadece 0% oksijen doygunluğunda amonyum oksidasyonu gerçekleşmiştir. 2%, 1%, 0,5% oksijen doygunluğundaysa amonyum oksidasyonu gerçekleşmemiştir.

Jetten ve diğ. (1999) yaptığı çalışmada benzer sonuçlar bulmuştur ve 0% oksijen doygunluğunda amonyum ve nitrit oksidasyonunun gerçekleştiği ancak 0,5±0,2 % seviyelerinde oksidasyon olmadığı tespit edilmiştir.

### 2.3.3. SHARON-ANAMMOX

Önceki bölümlerde bahsedildiği üzere; arıtma tesislerinde sadece Anammox prosesi ile azot giderimi mümkün değildir ve nitrit azotunun varlığı şarttır. Bu sebeple Anammox prosesinden önce yaygın olarak SHARON prosesi kullanılmaktadır.

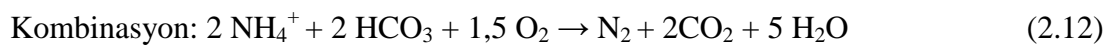
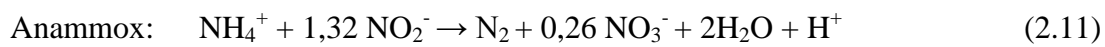
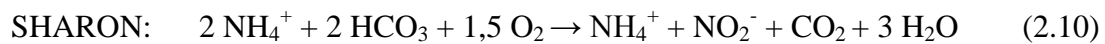
SHARON prosesi Anammox prosesiyle birlikte çalıştırılırken iki farklı reaktörde ya da tek reaktörde çalıştırılabilmektedir. Tek reaktör prensibi CANON prosesi olarak adlandırılmaktadır.

Kısmi Nitritasyon ya da diğer adıyla kısmi nitrifikasyon (SHARON) prosesi sınırlı çözülmüş oksijen şartlarında,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'ün yaklaşık olarak yarısının  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 'ye oksitlendiği ancak son ürün olarak  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 'in üretilmediği veya eser miktarda üretildiği prosestir. Gerekli olan  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 'in kısmi nitritasyon yardımıyla üretilmesinin ardından anoksik ortamda Anammox bakterileri  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ve  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 'in oksidasyonunu gerçekleştirir ve son ürün olarak  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ve  $\text{N}_2$  gazı üretilir.

SHARON ve Anammox proseslerinin beraber işletilerek azot giderimi yapılması deamonifikasyon (DEMON<sup>®</sup>) olarak adlandırılmaktadır (Jardin ve diğ., 2006). Tek kademeli deamonifikasyon ile 1 mol  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  başına 0,11 mol  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  üretilirken, iki kademeli SHARON-Anammox prosesinde bu oran 0,26'dır (Strous ve diğ., 1998). Ayrıca 1 mol  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 'in arıtılması durumunda organik madde miktarı ve oluşan biyokütle miktarı 0,121 mol ve 1,406 gram olur.

Bu bilgiler ışığında konvansiyonel nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesi ile SHARON/ Anammox prosesi karşılaştırıldığında bu proses %60 daha az oksijen kullanılırken, reaksiyon sonucunda %83 daha az biyokütle elde edilmektedir.

Sonuç olarak atıksu arıtımında SHARON/ Anammox prosesinin etkin uygulanması, maliyette önemli bir düşüğe (Siegriest ve diğ., 2008; Van Dongen ve diğ., 2001) ve  $\text{CO}_2$  emisyonunda azalmaya neden olur. Denklem 2.10, Denklem 2.11 ve Denklem 2.12'de SHARON/Anammox proseslerinin kombinasyon stokiyometrik hesapları verilmektedir (Jetten ve diğ., 2001).

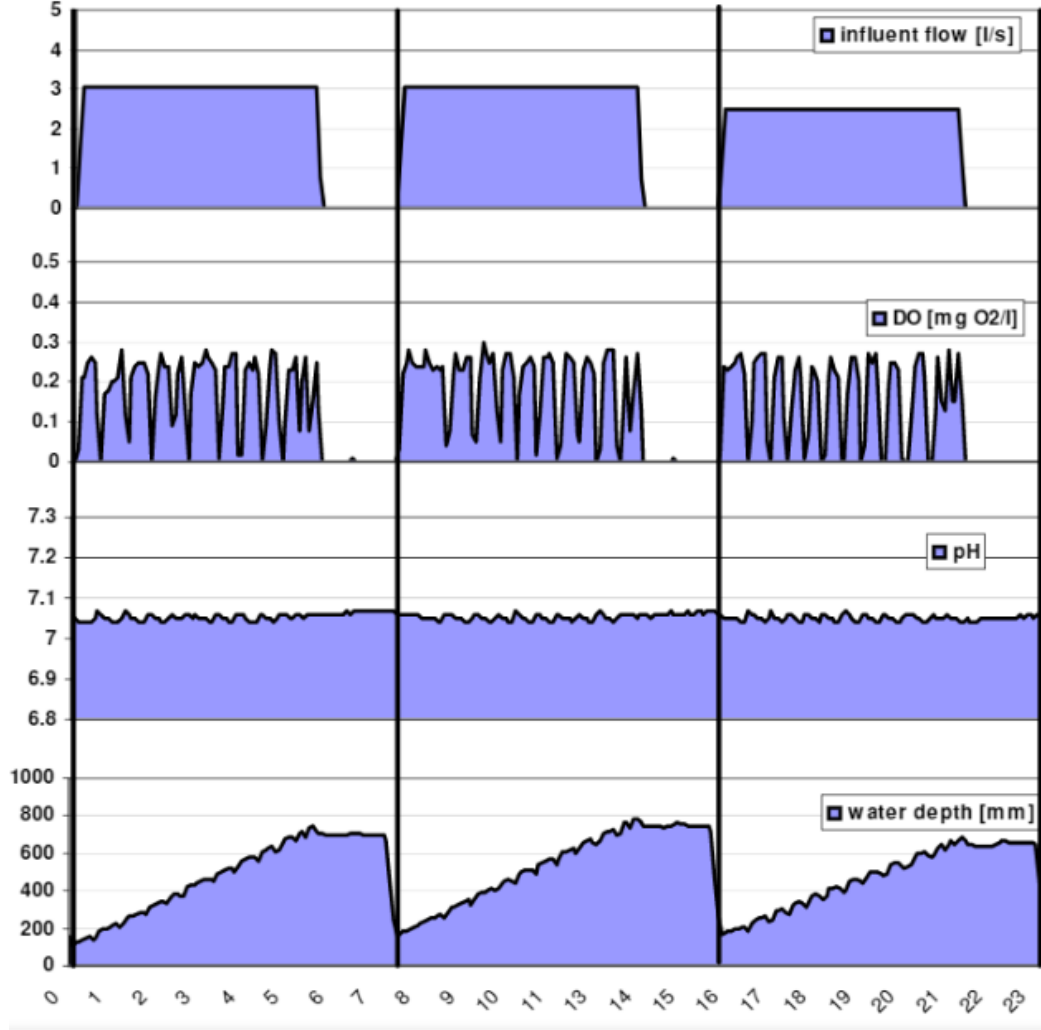


#### 2.3.4. DEMON®

Anammox bakterilerinin yavaş büyüme hızı ve inhibisyona yatkın metabolizmaları sebebiyle, kısmi nitrifikasyon ve Anammox kombinasyonu çoğunlukla biyofilm, granülasyon ve askıda büyüme reaktörleri ile test edilmiştir. Kısmi nitrifikasyon ve Anammox prosesleri ilk çalışmalarda iki aşamalı olarak farklı reaktörlerde işletilmiştir, çünkü kısmi nitrifikasyon reaktöründe hassas pH kontrolü ve iki reaktör arasında iyi bir koordinasyon gerekmektedir. Ancak yapılan çalışmalar ve gelişen teknolojiler bu proseslerin tek reaktör olarak işletilmesini mümkün kılmıştır. Sürekli besleme ve kesikli havalandırma ile kombine edilmiş kısmi nitrifikasyon/ Anammox reaktörleri ilk olarak Strass (Avusturya; 2004) ve Glarnerland'da (İsviçre; 2007) iki tam ölçekli tesiste uygulanmıştır. pH kontrolü (DEMON®) ile günde 500 gN/m<sup>3</sup> giderim miktarı sağlanmıştır (Cho ve diğ., 2020)

DEMON® prosesi metodunda kesikli olarak havalandırma işlemi yapılmaktadır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu yaklaşık olarak 0,3 mg/L seviyelerine yükseltilir ve havalandırma kapatılır. Havalandırma işlemi ile reaktördeki AOB'lar aktive edilmiş olur. AOB aktivitesi ile NH<sub>4</sub><sup>+</sup> konsantrasyonunun yarısı NO<sub>2</sub><sup>-</sup>'ye dönüştürülür. Ortamdaki AOB aktivitesine bağlı olarak alkalinite tüketimi gerçekleşir ve pH düşüşü gerçekleşir. Reaktör içinde çözünmüş oksijen tükenmesiyle birlikte anoksik ortam oluşur ve buna bağlı olarak Anammox bakterileri aktive olur. Anammox aktivitesi ile NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ve NO<sub>2</sub><sup>-</sup> tüketilerek N<sub>2</sub> gazı ve NO<sub>3</sub><sup>-</sup> üretilir.

Wett ve diğ., (2007) yaptıkları çalışma ile pH ve çözünmüş oksijen'nin DEMON® prosesinde etkilerini araştırmışlardır ve çalışmalarına dair sonuçlar Şekil 2.4'te verilmektedir. Çalışma sonuçları göstermektedir ki çözünmüş oksijen ve pH parametrelerindeki dalgalanmalar sayesinde azot giderimi sağlanır ve proses başarılı bir şekilde işletilir. Şekil 2.4'te çalışmaya ait sonuçlar verilmektedir.



Şekil 2.4 : DEMON<sup>®</sup> prosesi boyunca ÇO ve ph'ın değişimi (Wett ve diğ., 2007).

DEMON<sup>®</sup> prosesi 63% Oksijen, 100% KOİ, 100% Alkalinite tasarrufu sağlanırken, biyokütle oluşumu 80% daha azdır (Nifong ve diğ., 2013).

### 2.3.5. CANON

Prosesin adı "Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite" teriminin kısaltılmasından oluşmuştur. Proses, aynı anda iki ardışık reaksiyon gerçekleştiren iki grup ototrof bakterinin sınırlı oksijen koşullarında birlikte çalışmasına dayanır. Oksijen sınırlamaları altında amonyumun bir kısmı, AOB'lar tarafından nitrite oksitlenir ve üretilen nitrit, Anammox bakterileri tarafından kullanılabilir (Third ve diğ., 2001; Sliekers ve diğ., 2002)

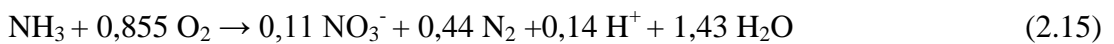
CANON prosesinde Nitritasyon bakterileri ve Anammox bakterileri birlikte tek reaktör içerisinde uyumlu birlikte yaşayabilmektedirler. Bu prosede çözülmüş

oksijen parametresinin hassasiyetle ayarlanması gerekmektedir. Çünkü çözünmüş oksijen Anammox bakterileri için inhibitör olmakla birlikte, nitritasyon bakterileri olan AOB'ların amonyum oksidasyonunu gerçekleştirebilmesi için mutlaka gereklidir.

Bu sebeple yapılan çalışmalarda düşük oksijen şartlarında (<%1 hava doygunluğu) ve kesikli havalandırılmalı sistemlerde çözünmüş oksijen inhibisyonu tersinir bir etkiye sahip olduğu belirlenmiştir (Sliekers ve diğ., 2002, Third ve diğ., 2002).

*Brocadia anammoxidans* zenginleştirilmesi çalışmalarında, Anammox bakterilerinin düşük konsantrasyonlarda (%0,5 hava doygunluğu) inhibe olduğunu göstermiştir (Strous ve ark. 1997). Nitritasyon bakterilerinin Anammox biyokütlesinde düşük miktarda bulunduğu ise bilinmektedir (Van de Graaf ve diğerleri, 1996). Sınırlı oksijen koşullarında bir arada bulunabildikleri için, nitritasyon bakterileri amonyumu nitrite okside eder ve oksijen konsantrasyonunu düşük tutarken, Anammox bakterileri nitriti ve kalan amonyumu azot gazına dönüştürür.

Aerobik ve anaerobik amonyum oksitleyici bakteriler arasındaki simbiyoz sayesinde tek reaktör içerisinde ve sınırlı oksijen ortamında iki farklı proses gerçekleştirilebilmektedir (Sliekers ve diğ., 2002). Denklem 2.13, Denklem 2.14 ve Denklem 2.15'de CANON prosesinde gerçekleşen reaksiyonlar verilmektedir.



Jetten ve diğerleri (2002) verimli biyokütle kullanımı, aerobik ve anaerobik amonyum oksitleyici bakteriler arasındaki denge ve işlemin uzun vadeli stabilitesi sebebiyle bu uygulamanın önemli olduğunu belirtmişlerdir (Güven, 2003).

#### **2.4. Biofilm Anammox Prosesi**

Biyofilm, hücrelerin birbirine ya da buldukları yüzeye yapıştıkları bir mikroorganizma kümesidir. Birbirine bağlı bu hücreler genellikle kendilerince üretilen hücre dışı polimerik bir maddenin (EPS) içine gömülüdürler. Biyofilm EPS'si DNA, proteinler ve polisakkaritlerden oluşan polimerik bir karmaşadır.

Biyofilmler canlı veya canlı olmayan yüzeylerde oluşabilirler (Hall-Stodley ve diğ., 2004).

Karışık biyofilmlerde Anammox bakterilerinin ekofizyolojisinin daha iyi anlaşılması, Anammox prosesinin atıksu arıtımında güvenilir bir azot giderim prosesi olması için gereklidir. Bununla birlikte, Anammox biyofilmleriyle ilgili bilgiler sınırlıdır, çünkü Anammox bakterileri katı anaerobik ototroflardır ve saf kültürde izole edilmeleri çok zor bir süreçtir (Kindaichi ve diğ., 2007).

Biyofilm reaktörler homojen değildir ve biyofilm topluluğu reaktörün farklı kısımlarında farklılık gösterebilirler. Ayrıca, biyofilmler konumlandıkları yerde gelişirler ve bozulduklarında özellikle Anammox bakterilerinde yüksek aktivite kaybı meydana gelebilir. Bu tür biyofilmlerin fizyolojik olarak çözülmesi zordur. Biyofilm sistemlerinde mikroorganizmalar ortam değişikliklerine ve inhibitörlere karşı daha korunaklı bir durumdadır u sebeple biyofilmler kültür zenginleştirme çalışmaları için uygun ortam sağlar (Hulle, 2005).

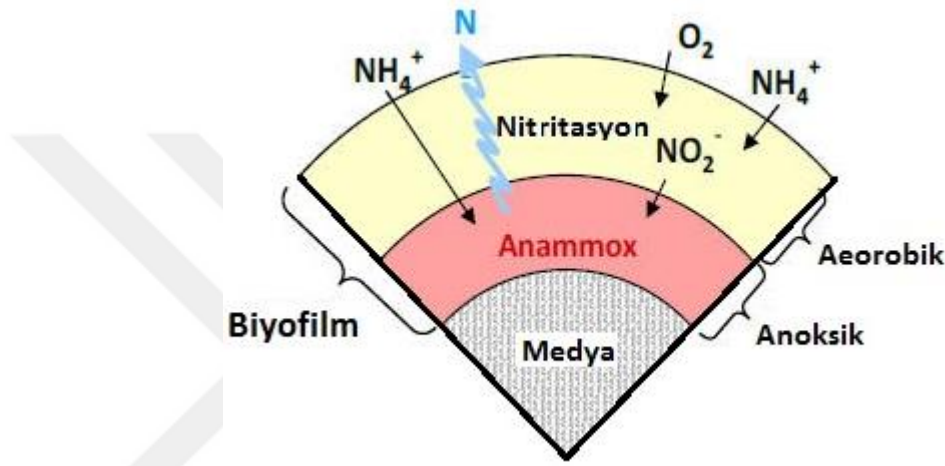
Anammox kültürünün zenginleştirme çalışmalarına yüksek miktarda biyokütle ile başlanması, biyofilm üretimi başarı süresini kısaltmaktadır ancak bu durumda bile start up süresi ayları bulabilmektedir. Malmö'de tam ölçekli bir **Hareketli Yataklı Bio Reaktör (HYBR/MBBR)** tesisinde %90 amonyak giderimi için start up süresinin yaklaşık 4 ay sürdüğü belirtilmiştir (Kowalskia ve diğ., 2019). Anammox biyofilmlerinin yavaş oluşması ve Anammox bakterilerinin ikilenme süresinin 14 güne kadar ulaşabilmesi sebebiyle tam ölçekli tesislerin start up süreleri bu kadar uzun sürmektedir (Kowalskia ve diğ., 2019).

Biyofilm sistemlerin en önemli avantajı çözülmüş oksijene bağlı  $\text{NO}_2^-$  inhibisyonunu önleyici etkisi bulunmasıdır. Askıda reaktörlerde çözülmüş oksijen inhibisyonunu 0,5 mg/L mertebelerinde gerçekleşmekteyken, biyofilm reaktörlerde 0,5-1,5 mg/L mertebelerinde gerçekleşmektedir (Blackbourne ve diğ., 2008; Wang ve diğ., 2011). Ayrıca biyofilm sistemleri sıcaklık değişimlerine ve nitrit birikimine karşı daha yüksek dirence sahiptirler (Gilbert ve diğerleri, 2015). Derin biyofilm katmanlarını koruyan difüzyon gradyanları nedeniyle serbest amonyak veya diğer toksik bileşikler gibi inhibitörlere daha dirençlidirler (Venkata Mohan ve diğ., 2013).

HYBR reaktörlerde biyofilmler sayesinde NOB kontrolü askıda sistemlere nazaran daha kolaydır. Ayrıca biyofilmlerde yüzey alanlarının fazla olmasına bağlı olarak

biyokütle yıkanması (wash out) olayları nadiren gerçekleşmektedir. Bununla birlikte biyofilm sistemlerinde Anammox bakterilerinin zenginleştirilmesi ve reaktörlerin start up süreleri uzun sürmektedir (Kowalskia ve diğ., 2019).

Genellikle CANON prosesinde AOB'lar biyofilmin dış tabakasında konumlanmaktadır. Anammox bakterilerinin ise biyofilmin iç tabakasında yoğunlaştığı tespit edilmiştir (Şekil 2.5). Bu şekilde Anammox bakterilerinin biyofilmin daha korunaklı bölümlerinde yer aldığı ve çözünmüş oksijen inhibisyonundan bu şekilde korunduğu tespit edilmiştir (Hulle, 2005).



**Şekil 2.5 :** AOB ve Anammox bakterilerinin biyofilm tabakaları (Capodaglio ve diğ., 2016).

Biyofilmle işletilecek proseslerde malzeme seçimi çok önemlidir. Biyofilm konağı olarak seçilen materyalin yüzey alan genişliği önem arz etmektedir. Çünkü materyalin yüzey alanı ne kadar yüksek olursa mikroorganizmaların tutunabilmesi için o kadar fazla alan olacaktır ve özellikle zenginleştirme çalışmalarının başarı oranının yüksek olmasında çok etkili bir unsurdur.

Anammoxların taşıyıcı malzeme ile olan etkileşimi biyofilm oluşumu ve gelişimi için çok önemlidir. Bakterilerin maksimum büyüme hızı her spesifik Anammox bakteri türü için değişmektedir ve taşıyıcı malzemeye bağlı olarak değişmemektedir. Ancak bakterilerin taşıyıcı malzemeye bağlanma oranı malzeme türüne bağlı olarak arttırılabilmektedir. Bu sebeple yapılan çalışmalarda Anammox bakterileri aşılardan önce heterotrof bakteriler aşılardan önce heterotrof biyofilm tabakası oluşturulmaktadır. Bu yöntemle Anammox bakterilerin heterotrof biyofilm üzerine tutunması sağlanmaktadır ve reaktörlerde Anammox bakterileri

biyokütlelerinde önemli bir artış olduğu tespit edilmiştir. Burada heterotrofik biyofilm Anammoxların çok hızlı bir şekilde bağlanmasına izin veren bir biyo primer işlevi görmektedir. Biyo primer yöntemi ile Anammox biyofilm oluşturulması için AOB bakterileri de kullanılabilir. Kowalskia ve diğ. (2019) yaptıkları çalışmada ilk olarak kısmi nitrifikasyon bakterilerini taşıyıcı malzeme üzerinde oluşturduktan sonra HYBR reaktör içerisine Anammox bakterisi aşılıyarak 56 gün gibi kısa bir sürede yüzeysel azot giderim hızında  $2,5 \text{ g.N /m}^2.\text{g}$  değerine ulaşmışlardır (Kowalskia ve diğ., 2019).

Zhang ve diğ. (2016), poliüretan sünger taşıyıcının yüksek gözenekli yapısı nedeniyle daha iyi immobilizasyon kapasitesi gösterdiğini bildirmiştir. Polietilen plastikler (Kowalski ve diğ., 2019), poliüretan malzemeler (Zheng ve diğ., 2019; Zhang ve diğ., 2016), dokunulmamış kumaşlar (Wang ve diğ., 2017) dahil olmak üzere çeşitli taşıyıcı türleri geçmişte araştırılmıştır. Poliüretan köpük (Ahmad ve diğ., 2017), polimerik jeller (Ali ve diğ., 2015), granüler aktif karbon (GAC) (Chen ve diğ., 2013), vb. taşıyıcı türlerinin Anammox biyofilm gelişimi üzerindeki etkileri konusunda henüz yeterli bilgi mevcut değildir. Önceki çalışmalarda birden fazla bakteri türünün eşzamanlı zenginleştirilmesi çalışırken, saf kültür olarak Anammox bakterilerinin zenginleştirilmesine yönelik çalışmalar hala yeterli aşamada değildir.

Gu ve diğ. (2020) dört farklı taşıyıcının Anammox zenginleştirme çalışması üzerinde etkisini araştırmak amacıyla çalışmalar yapmıştır. Bu çalışmalarda polietilen plastik, dokunmamış kumaşlar, granül aktif karbon ve poliüretan sünger kullanılmıştır. Tüm taşıyıcı malzeme denemelerinde aynı biyokütle kültürü kullanılmıştır ve 4 farklı reaktör aynı tarihlerde devreye alınmıştır. Çalışma başlangıcında Anammox bakterilerinin aşılması ve adaptasyon sürecinin başlamasıyla birlikte poliüretan sünger taşıyıcı bulunan reaktörün en hızlı şekilde uyum sağlayan reaktör olduğu tespit edilmiştir. Bunun sebebinin poliüretan süngerin fazla gözeneğe sahip olması ve daha iyi immobilizasyon kapasitesi olmasıdır. Ancak adaptasyon sürecinin sonlanmasından sonra granül aktif karbon ve dokunmamış kumaş taşıyıcı kullanılan reaktörlerin hızlı bir şekilde azot giderim hızının arttığı ve diğer taşıyıcılara göre çok daha fazla biyofilm ve flok oluşturduğu tespit edilmiştir (Çizelge 2.1).

**Çizelge 2.1 :** Taşıyıcı malzeme türlerinin Anammox biyokütle oluşumuna etkisi (Gu ve diğ., 2020).

Taşıyıcı Malzeme Türü	Biyokütle	UAKM (g/L)	Anammox Gen Miktarı (suret/g-UAKM)
Poliyeten Plastik	Flok	1,39	100,00*10 <sup>6</sup>
	Biyofilm	0,17	1,69*10 <sup>6</sup>
	Toplam	1,56	10,2*10 <sup>6</sup>
Dokunmamış Kumaşlar	Flok	2,51	1.850*10 <sup>6</sup>
	Biyofilm	1,78	1.560*10 <sup>6</sup>
	Toplam	4,29	3.420*10 <sup>6</sup>
Granül Aktif Karbon	Flok	1,64	128*10 <sup>6</sup>
	Biyofilm	4,75	11.300*10 <sup>6</sup>
	Toplam	6,39	11.400*10 <sup>6</sup>
Poliüretan Sünger	Flok	1,49	598*10 <sup>6</sup>
	Biyofilm	0,17	37,6*10 <sup>6</sup>
	Toplam	1,66	636*10 <sup>6</sup>

Çizelge 2.1’den görüldüğü üzere farklı türlerde taşıyıcıların Anammox biyofilm oluşumunu etkilediği aşikardır. Özellikle granül aktif karbonun ve dokunmamış kumaşların Anammox etkinliğini yüksek oranda artırabildiği gözlenmiştir. Ayrıca dokumasız kumaşların ve granül aktif karbonun toplam azot giderimi ve EPS üretiminde de diğer taşıyıcı malzemelere nazaran hayli yüksek üretime sahip olduğu tespit edilmiştir (Gu ve diğ., 2020).

Son çalışmalar, HYBR deamonifikasyon reaktörlerinin aşı olmadan başlatılmasına odaklanmıştır. Pilot ölçekli bir reaktörde deamonifikasyon biyofilmin aşı olmaksızın gelişimi 10 aydan daha uzun bir süre almıştır (Rikmann ve diğ., 2017). Ancak otomatik pH kontrolü sistemlerinin uygulanmaya başlanmasıyla birlikte biyofilm oluşum süresi 3-4 aya kadar düşmüştür (Kowalskia ve diğ., 2019).

## 2.5. Anammox Kinetiğinin Belirlenmesi ve Modellemesi

Prosesin maksimum çoğalma hızı 0,0027 sa<sup>-1</sup> olarak belirlenmiştir ve ikilenme süresi 11 gündür (Strous ve diğ., 1998; Schmidt ve diğ., 2003). Çoğalma hızının bu kadar düşük olması Anammox prosesi için hem avantaj hem de dezavantaj oluşturmaktadır. Çoğalma hızının düşük olması sebebiyle bakterinin üretimi ve saf kültür eldesi zorlaşmaktadır. Bu sebeple zenginleştirme süreleri ve pilot ve tam ölçekli tesislerde devreye alma süreleri uzundur ve yıllarca sürebilmektedir. Ancak

proses kararlı şekilde çalışmaya başladıktan sonra bu yavaş çoğalma hızı prosese avantaj kazandırmaktadır. Zira sistemden çamur atma işlemine gerek olmamaktadır veya çamur yaşı çok yüksek tutulabilmektedir.

Anammox prosesinin keşfinden sonra kinetik belirleme üzerine birçok çalışma yapılmıştır. Önceki başlıklarda bahsedildiği üzere bakterilerin narin yapısı sebebiyle her çalışmada farklı zorluklar ortaya çıkmaktadır ve her çalışma kendi içinde farklılık gösterebilmektedir. Örneğin; farklı çalışmalarda maksimum spesifik büyüme hızları  $0,001 \text{ sa}^{-1}$  (van de Graaf ve diğ., 1996),  $0,0027 \text{ sa}^{-1}$  (Strous ve diğ., 1998) ve  $0,016 \text{ sa}^{-1}$  (Isaka ve diğ., 2005) olarak belirlenmiştir. Tüm bu kinetik değerlendirmeler zenginleştirilmiş karışık kültürler için tanımlanmıştır.

Anammox prosesi aerobik amonyum oksidasyonuna kıyasla daha fazla enerji meydana getirmektedir ( $\Delta G = -356 \text{ KJ/mol NH}_4^+$ , (van de Graaf ve diğ., 1995)), ( $\Delta G = -235 \text{ KJ/mol NH}_4^+$  (Bock ve Wagner, 2002)). Bu durum büyüme verimlerine de yansımaktadır ( $0,06 \text{ g hücre/gNH}_4^+-\text{N}$  ve  $0,04-0,13 \text{ g hücre/gNH}_4^+-\text{N}$  (Jianlong ve Jing, 2005), sırasıyla).

Kowalskia ve diğ. (2019) yaptıkları çalışmada HYBR reaktöre, tam ölçekli DEMON<sup>®</sup> reaktöründen granüler deammonifikasyon çamuru aşılıyarak reaktörün 50 gün gibi kısa bir sürede start up sürecini tamamladıklarını ve toplam azot gideriminin %80'in üzerine çıktığını bildirmişlerdir. Bu çalışma sonucunda ise granül çamur ile aşılıyarak üretilen Anammox biyofilmine dair bilgiler elde edilmiştir. Çalışma sonucunda  $\text{NO}_2^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$  giderim oranının 1,4 ve  $\text{NO}_3^- - \text{N} / \text{NH}_4^+ - \text{N}$  üretim oranının ise 0,28 olduğu tespit edilmiştir.

Biyolojik sistemlerde belirli substratların farklı çalışma koşulları altında arıtımını simüle etmek için son yıllarda matematiksel modeller geliştirilmiştir. Nitrifikasyon ve Anammox için de kinetik modeller geliştirilmiştir (Carrera ve diğ., 2004).

Anammox prosesinin modellenmesi son yıllarda giderek daha fazla ilgi görmektedir. İlk çalışmalar Anammox prosesi için maksimum spesifik büyüme hızını ( $\mu_{\text{max}}$ ) tahmin etmek için kullanılan basit Monod modellerinden oluşmaktaydı. Ancak, biyolojik süreçlerin karma kültürlerden oluşması ve Anammox bakterilerinin saf kültür olarak üretilmesinin zor olması modelleme sürecini zorlaştırmaktadır. Bu sebeple; Anammox prosesi başlarda Double Monod Denklemleriyle tanımlanmaya çalışılmıştır (Puyol ve diğ., 2014).

Son yıllarda, simülasyon çalışmalarında tüm azot bileşiklerini dikkate alan modeller geliştirilmiştir. Bu modeller çok güçlü istatistiksel ve stokiyometrik denklemlerle kalibre edilmiş ve doğrulanmıştır (Puyol ve diğ., 2014).

Günümüzde en çok kullanılan kinetik model denklemleri; Andrews (1968), Edwards (1970), Teissier (1972), Luong (1985), Han ve Levenspiel (1988), Aiba ve diğ. (2000), Armstrong (2010), Birinci Dereceden Substrat Giderimi Modeli, Grau ve diğ. (1975), Stover ve Kincannon (1982) ve Monod (1942) modelleridir. Bu denklemlere ait kinetik denklemler Çizelge 2.2’de verilmektedir.

**Çizelge 2.2 : Günümüzde sık kullanılan kinetik denklemler**

Kinetik İfade	Referans
$q = \frac{Sq_{max}}{Ks + S + \frac{S^2}{K_I}}$	Andrews (1968)
$q = q_{max}(\exp\left(-\frac{S}{K_I}\right) - \exp\left(-\frac{S}{K_S}\right))$	Edwards (1970)
$q = q_{max}(1 - \exp\left(-\frac{S}{K_S}\right))$	Teissier (1972)
$r = \frac{Sr_{max}(1 - \frac{S}{S_m})^n}{K_s + S}$	Luong (1985),
$r = \frac{Sr_{max}(1 - \frac{S}{S_m})^n}{S + K_s(\frac{S}{S_m})}$	Han ve Levenspiel (1988)
$r = \frac{Sr_{max}}{K_s + S} \exp\left(-\frac{S}{k_{ip}}\right)$	Aiba ve diğ. (2000)
$r = \frac{Sr_{max}}{K_s + S + \left(\frac{S^2}{K_{IH}}\right)}$	Armstrong (2010)
$-\frac{dS}{dt} = \frac{QS_i}{V} - \frac{QS_e}{V} - k_1S_e$ $\frac{S_i - S_e}{HRT} = k_1S_e$	Birinci Dereceden Substrat Giderimi
$-\frac{dS}{dt} = k_2X\left(\frac{S_e}{S_i}\right)^2$ $\frac{S_i * HRT}{S_i - S_e} = HRT + \frac{S_i}{k_2X}$ $\frac{S_i * HRT}{S_i - S_e} = a + bHRT$	Gräu ve diğ. (1975)
$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V}(S_i - S_e)$ $\frac{dS}{dt} = \frac{U_{max}(\frac{QS_i}{V})}{K_b + (\frac{QS_i}{V})}$	Stover ve Kincannon (1982)

**Çizelge 2.2 :** Günümüzde sık kullanılan kinetik denklemler

Kinetik İfade	Referans
$\frac{V}{Q(S_i - S_e)} = \frac{K_b V}{U_{max} Q S_i} + \frac{1}{U_{max}}$	
$\mu = \frac{\mu_{max} S_e}{K_s S_e}$	Monod (1942, 1949)

Anammox prosesi için, Monod ve Andrews modeli son zamanlarda Granül Çamur Yataklı reaktörlerin yüksek amonyum içeren atıksuya tepkisi (Chen ve diğ., 2011), Ardışık Kesikli Reaktörlerin (AKR) yüksek organik ve inorganik şartlar altındaki davranışları (Tang ve diğ., 2013), Membran Biyoreaktörlerin askıda büyümesi (Lotti ve diğ., 2014b) ve deniz Anammox kültürlerinin tepkisini tanımlamak için kullanılmıştır (Huang ve diğ., 2014; Pra M. ve diğ., 2016.).

Pra ve diğ. (2016) yaptıkları çalışmada sadece Anammox, sadece AOB ve hem AOB hem de Anammox bakterilerinden oluşan karma deamonifikasyon kültürü üzerinde amonyum ve nitrit inhibisyonu ve bu çalışmanın kinetik modellemesi üzerinde çalışmışlardır. Monod (1949), Andrews (1968), Edwards (1970) ve Teissier Modelleri (1972) denenmiştir. Çalışma kapsamında AOB bakterileri üzerinde amonyum inhibisyonu yaşandığı ve Andrews modelinin süreci yüksek başarı ile simüle ettiği belirlenmiştir. Anammox bakterileri amonyum tarafından inhibe edilmiş olsa da nitrit inhibisyonunun daha etkili olduğu tespit edilmiştir. Edwards modelininse bu bakterileri tanımlamada en iyi performansı gösterdiği tespit edilmiştir. Deamonifikasyon sistemi içinse 1060 mg/L NH<sub>3</sub>-N seviyelerine kadar NH<sub>3</sub>-N'in kısıtlayıcı bir etkisine rastlanmamıştır ve Monod modelinin bu karma kültürü tanımlamada daha başarılı olduğu tespit edilmiştir.

Zheng ve diğ. (2017) yaptıkları çalışma kapsamında AOB, Anammox ve Denitrifikasyon bakterilerinden oluşan karma biyofilm kültüründe, farklı substrat konsantrasyonları ve pH seviyelerinde amonyum inhibisyonunu Haldane modeli aracılığıyla hesaplamaya çalışmışlardır. Haldane modelinin R<sup>2</sup> değerleri pH 7 için 0,937, pH 8 içinse 0,949 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca model sonuçlarına göre serbest amonyak seviyelerindeki değişmelerin kinetiklerde belirgin bir farka sebep olmadığı belirlenmiştir. 7,0 pH değeri ile amonyumun r<sub>max</sub>, K<sub>s</sub> ve KI sırasıyla 0,209 kg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N /kg UAKM/gün, 9,5 mg/L ve 422 mg/L olarak hesaplanmıştır (Zheng ve diğ., 2017).

Puyol ve diğ. (2014) *Brocadia spp.*'nin kinetik ve termodinamik özelliklerini belirlemek amacıyla yaptıkları çalışmada, granül ve flokül olmak üzere iki farklı Anammox kültürü kullanmışlardır. Bu özelliklerin modellenmesi amacıyla İkinci Dereceden Monod Modeli kullanılmıştır ve korelasyon katsayısı 0,997 olarak belirlenmiştir. Çalışma kapsamında elde edilen sonuçlara göre Anammox bakterilerinin optimum çalışma aralığının 30 – 35 santigrat derece aralığında olduğu tespit edilmiştir. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda granüler kültür için stokiyometrik değerler;  $\text{NO}_2^-$  için  $1,249 \pm 0,038$   $\text{NO}_3^-$  içinse  $0,319 \pm 0,012$  olarak belirlenmiştir. Floküler kültür içinse  $\text{NO}_2^-$   $1,283 \pm 0,002$   $\text{NO}_3^-$  içinse  $0,354 \pm 0,007$  olarak belirlenmiştir (Puyol ve diğ., 2014)

Abbas ve diğ. (2015) azot gideriminin kinetiğinin belirlenmesi için pilot ölçekli ILAB (Internal Loop Airlift Bioparticle) reaktöründe kısmi nitrifikasyon ve anaerobik amonyak oksidasyonu bakterilerini kullanmıştır. Azot giderim kinetiğinin belirlenmesi amacıyla ILAB reaktörü, farklı azot yükleme hızlarında ve HBS değerlerinde çalıştırılmıştır. Reaktörde substrat giderimini belirlemek için birinci dereceden substrat giderim modeli, ikinci dereceden Grau ve diğerleri (1975), Stover ve Kincannon modeli (1982), Monod modeli (1949) ve Contois (1959) modelini içeren beş kinetik model kararlı durum deney verilerine uygulanmıştır. Modelde kullanılan parametreler ve değerler Çizelge 2.3'te verilmektedir (Abbas ve diğ., 2015).

Grau ikinci dereceden modeli ve Stover-Kincannon modelinin, reaktörün performansını tanımlamak ve simüle etmek için diğer modellerle karşılaştırıldığında daha uygun olduğu tespit edilmiştir. Grau modelinin korelasyon katsayısının ( $R^2$ ) 0,9954 olduğu belirlenmiştir. Stover-Kincannon modelinin korelasyon katsayısının ise 0,9810 olduğu tespit edilmiştir. Birinci dereceden substrat giderim modeli, Monod ve Contois Modellerinin korelasyon katsayıları ise sırasıyla 0,6018, 0,7142 ve 0,7864 olduğu tespit edilmiştir (Abbas ve diğ., 2015)

Azari ve diğ. (2017) Anammox ve denitrifikasyon bakterilerinin granül biyofilm sisteminde kinetik ve fizyolojik karakterizasyonu için çalıştıkları simülasyon çalışmasında atık bertaraf alanında bulunan 4 adet tam ölçekli AKR'den elde edilen verileri kullanmışlardır. Azari ve ark. (2017) bu çalışmalarında, Uluslararası Su Birliği (IWA) görev grubu tarafından geliştirilen 1 numaralı Aktif Çamur Modeli (ASM1) ve AQUASIM 2.1 yazılımındaki biyofilm modeli (EAWAG, İsviçre)

kullanılmıştır. Model çalışmasında kullanılan parametrelere ait değerler Çizelge 2.3'de verilmektedir.

Çalışmada hata tahmini için Ki kare fonksiyonu ve regresyon analizi için R kare indeksi ( $R^2$ ) kullanılmıştır. Kalibrasyon sonuçları için  $R^2$  sonuçları incelendiğinde  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  ve  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  için sırasıyla 0,95, 0,97 ve 0,67 olarak hesaplanmıştır. Ek olarak, *Candidatus Brocadia anammoxidans* ve *Ca. Scalindua sp.* için maksimum spesifik bakteriyel büyüme oranlarının ( $\mu_{\text{maks.}}$ ) sırasıyla  $0,0025 \text{ sa}^{-1}$  ve  $0,0048 \text{ sa}^{-1}$  olduğu hesaplanmıştır. *Ca. Brocadia anammoxidans*'ın ölüm oranının  $0,003 \text{ sa}^{-1}$  olduğu ve bu değer *Ca Scalindua*'ya ait türlerin ölüm hızından %15 daha yüksek olduğu tahmin edilmiştir (Azari ve diğ., 2017).

Tao ve Hamouda (2019) ise yaptıkları çalışmada MBR ve IFAS ile evsel atık su arıtan kısmi Nitritasyon-Anammox prosesi için kararlı durumda modellenmesi ve değerlendirilmesi üzerine çalışmışlardır. Çalışmada simülasyon için SUMO<sup>TM</sup> 19 (Nyons, Fransa) programı kullanılmıştır. Sumo<sup>TM</sup> (Dynamita, Fransa) modelinde uygulanan yeni yaklaşım sayesinde Monod switch parametrelerini ayrı ayrı ayarlamayı mümkün kılmaktadır. Bu nedenle, SUMO<sup>TM</sup> 19 (Nyons, Fransa) PN/A prosesinin IFAS ve HYBR proseslerinde matematiksel simülasyon ile karşılaştırılmasına olanak sağlar. Sonuçlar HYBR ve IFAS proseslerinin Kısmi Nitritasyon-Anammox kombinasyonu ile, evsel atıksuların arıtımında %90 toplam azot giderimi sağladığını göstermiştir. Tao ve Hamouda (2019)'nın yaptığı çalışmada IFAS reaktöründe düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonunda optimal azot giderimi sağlanırken, HYBR'de düşük  $\text{KO}_2/\text{N}$  oranında daha iyi azot giderimi tespit edilmiştir. Model sonuçları kısmi nitritasyonun HYBR reaktöründe biyofilmde, IFAS reaktöründe ise askıda biyokütlede meydana geldiğini göstermiştir.

**Çizelge 2.3 : Bazı çalışmalarda kullanılan parametreler ve değerleri**

Parametre	Parametre Açıklaması	Birim	Abbas ve diğ., 2015	Azari ve diğ., 2017
$k_1$	Birinci dereceden kinetik sabiti	gün <sup>-1</sup>	66,9	
$a$	$S_i/k_2X$	gün <sup>-1</sup>	1,08523	
$b$	İkinci dereceden Grau Modeli Sabiti	-	0,015	
$k_2$	İkinci dereceden Grau Modeli Sabiti	gün <sup>-1</sup>	2,064	
$K_b$	Doygunluk Sabiti	kg/m <sup>3</sup> d	27,25	
$U_{max}$	Maksimum Faydalanma Oranı Sabiti	kgN/m <sup>3</sup> d	22,29	
$K_s$	Yarı Doymunluk Sabiti	mg/L	0,00245	
$\mu_{max}$	Maksimum Spesifik Büyüme Sabiti	gün <sup>-1</sup>	0,00782	
$\beta$	Contois Modeli için Kinetik Parametre	mgN/mgUAKM	0,00109	
			7	
$k_{max}$	Maksimum Substrat Faydalanma Oranı Sabiti	mgN/mgUAKMd	0,0222	
$K_d$	Ölüm Oranı Sabiti	gün <sup>-1</sup>	0,00597	
$Y$	Dönüşüm Oranı	mgUAKM/mgN	0,3511	
$\mu_{AN}^{Bro}$	" <i>Ca. Brocadia anammoxidans</i> " maksimum büyüme hızı	sa <sup>-1</sup>		0,025
$\mu_{AN}^{Sca}$	" <i>Ca. Scalindua</i> " maksimum büyüme hızı	sa <sup>-1</sup>		0,048
$b_{AN}^{Bro}$	" <i>Ca. Brocadia anammoxidans</i> " ölüm hızı	sa <sup>-1</sup>		0,0003
$b_{AN}^{Sca}$	" <i>Ca. Scalindua</i> " ölüm hızı	sa <sup>-1</sup>		0,00026
$Y_{AN}^{Bro}$	" <i>Ca. Brocadia anammoxidans</i> " anoksik dönüşüm oranı	gKOİ/gN		0,16
$Y_{AN}^{Sca}$	" <i>Ca. Scalindua</i> " anoksik dönüşüm oranı	gKOİ/gN		0,068
$K_{NH_4}^{AN,Bro}$	" <i>Ca. Brocadia anammoxidans</i> " $S_{NH_4}$ afinite sabiti	gN/m <sup>3</sup>		0,07
$K_{NH_4}^{AN,Sca}$	" <i>Ca. Scalindua</i> " $S_{NH_4}$ afinite sabiti	gN/m <sup>3</sup>		0,042
$K_{NO_2}^{AN,Bro}$	" <i>Ca. Brocadia anammoxidans</i> " $S_{NO_2}$ afinite sabiti	gN/m <sup>3</sup>		0,07
$K_{NO_2}^{AN,Sca}$	" <i>Ca. Scalindua</i> " $S_{NO_2}$ afinite sabiti	gN/m <sup>3</sup>		0,0063
$K_O^{AN}$	Anammox bakterileri için $S_{O_2}$ inhibisyon katsayısı	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>		0,1
$K_x$	Hidroлиз doymunluk katsayısı	gKOİ		0,03
$i_{NBM}$	Biyokütle azot muhtevası	gN/gKOİ		0,078
$i_{NXI}$	İnert biyokütle azot muhtevası	gN/gKOİ		0,06
$f_i$	Biyokütledeki inert fraksiyonu	gKOİ/gKOİ		0,08



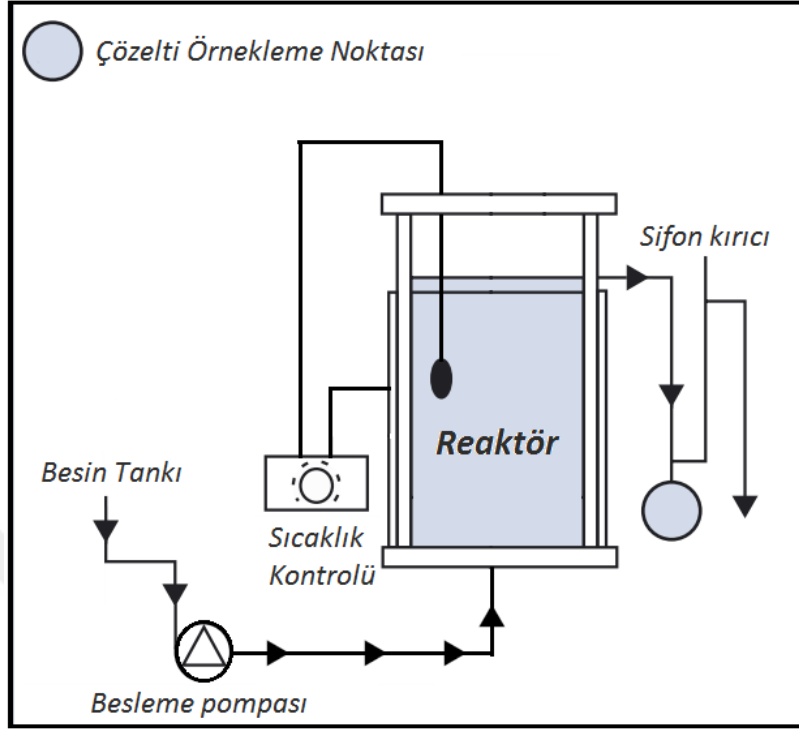
### 3. MATERYAL VE METOT

#### 3.1. Reaktör Özellikleri ve İşletimi

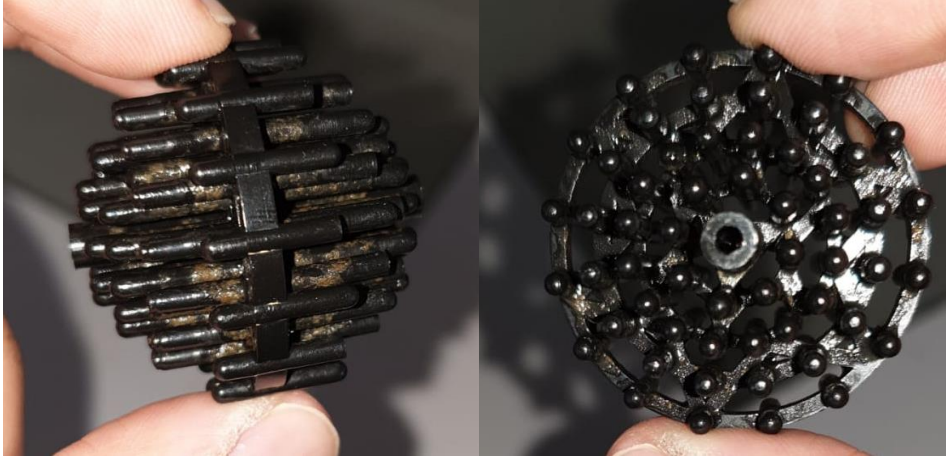
Bu çalışmada sıcaklık kontrollü Armfield marka W8 model reaktör sistemi kullanılmıştır (Şekil 3.1). Reaktör 45 cm derinlikte olup çapı 22 cm'dir ve 4 L hacime sahiptir (Şekil 3.1). Reaktörün sıcaklık ayarlaması için ısı ceketini kullanılmıştır. Biyofilm oluşumu için Şekil 3.2'de gösterilen 25 mm'lik spesifik yüzeyi ( $A_{sp,carrier}$ )  $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$  olan dolgu malzemeleri kullanılmıştır. Taşıyıcılar reaktörün hacminin %90'ının oluşturmuş ( $i_{carrier}$ ) ve taşıyıcıların hacmi yaklaşık olarak 680 ml ( $V_{sp,carrier}$ ) olarak belirlenmiştir.

Reaktörde Anammox bakterisi zenginleştirilmesi amacıyla Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi geri devir hattından alınan aktif çamur kullanılmıştır (TÜBİTAK, 2015). İlk aşamada, aktif çamurun uçucu askıda katı madde (UAKM), amonyum azotu ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ), nitrit azotu ( $\text{NO}_2^--\text{N}$ ) ve nitrat azotu ( $\text{NO}_3^--\text{N}$ ) analizleri yapılmıştır. Aktif çamurun UAKM'si 7700 mg/L'den 4000 mg/L'e seyreltilerek ortamda bulunan organik maddelerin seyreltilmesi sağlanmıştır. Bu işlemde sonra 1 hafta süre boyunca havalı çürütme işlemi uygulanarak ortamda bulunan organikler uzaklaştırılmıştır. Organiklerin ortamdaki uzaklaştırılmasının ardından çamur reaktöre alınarak, azot gazı ile çözünmüş oksijen seviyesi düşürülmüştür ve besleme başlatılmıştır.

Reaktör yukarı akışlı olarak işletilmiş, besleme çözeltisi peristaltik pompa vasıtasıyla reaktörün dip kısmından verilerek, yukarı doğru akış sağlanmıştır. Reaktörün üst kısmında bulunan tahliye musluğu yardımıyla reaktör içerisinde su seviyesi sabit tutulmuş ve akışın devamlılığı sağlanmıştır. Reaktördeki aktivite değişimine göre farklı zaman aralıklarında besleme çözeltisindeki bileşenlerin konsantrasyonları değişiklik göstermiş ve reaktör işletimi için belirli dönemlerde farklı beslemeler kullanılmıştır (Çizelge 3.1). Besleme sentetik, anaerobik çamur çürütücü süzüntü suyu deşarjı (sentrat) ve bu deşarjın kısmi nitrifikasyon ile Anammox için uygun olan  $1,32 \text{ NO}_2^--\text{N}/\text{NH}_4^+-\text{N}$  oranına getirilmesiyle hazırlanmıştır.



Şekil 3.1 : Reaktör gösterimi



Şekil 3.2 : Taşıyıcı malzeme

### 3.2. Reaktör Besleme Rejimi

Reaktör işletim süresi boyunca toplam 4 önemli zaman aralığı bulunmaktadır. Bu zaman aralıkları Faz 1, Faz 2, Faz 3 ve Faz 4 olarak adlandırılmaktadır. Faz 1 ve Faz 2 boyunca reaktör sentetik atıksu ile beslenmektedir. Faz 3 ise reaktörün sentrat atıksu ile beslenmeye başladığı dönemdir. Faz 4 reaktörün kısmi nitrifikasyon çıkış

suyu ile beslendiği ve en uzun süren zaman aralığıdır. Çizelge 3.1’de Fazlara ait bilgiler verilmektedir.

**Çizelge 3.1 : Reaktör faz dönemlerine ait bilgiler**

Dönem	Gün	Kullanılan Atıksu
Faz 1 Başlangıç ve Anammox Kültürü Zenginleştirme	0 - 264	Sentetik Besleme
Faz 2 Kısmi Nitrifikasyon-Anammox İşletimi	264 - 392	Sentetik Besleme
Faz 3 Anammox İşletimi	392 - 526	Çürütücü Sentratı
Faz 4 Anammox İşletimi	526 - 1070	Kısmi Nitrifikasyon çıkış suyu

### 3.2.1. Anammox zenginleştirme için standart besleme çözeltisi

Sentetik besin çözeltisi hazırlanırken  $\text{NH}_4^+$ -N kaynağı için  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (Amonyum Sülfat) ve  $\text{NO}_2^-$ -N kaynağı için  $\text{NaNO}_2$  (Sodyum Nitrit) kullanılmıştır. Ayrıca çoğalma için gerekli diğer nütrient ve mineraller hazırlanan çözümlerden gerekli oranlarda sentetik besin çözeltisine eklenmiştir. Bu maddeler ve eklenmesi gereken konsantrasyonlar Çizelge 3.2’de sunulmuştur.

Reaktörde içerisindeki çözülmüş oksijen seviyesinin yükselmemesi için besin tankı yüksek debide  $\text{N}_2$  gazıyla yıkanarak, besin içinde bulunan çözülmüş oksijen sıyrılmış, tank içerisindeki oksijen seviyesi 0,1 mg/L’nin altına düştüğünde  $\text{N}_2$  gazı kapatılmıştır. Çözülmüş oksijen seviyesi istenilen konsantrasyona düşürüldükten sonra besin çözeltisine  $\text{CO}_2$  gazı verilerek çözeltinin pH istenen seviyeye ayarlanmıştır.

**Çizelge 3.2 : Sentetik atıksuya ait reçete**

	Kimyasal	Konsantrasyon
Makro Elementler	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	50 mg/L ( $\text{NH}_4^+$ -N)
	$\text{NaNO}_2$	50 mg/L ( $\text{NO}_2^-$ -N)
	$\text{NaHCO}_3$	0,125 g/L
	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	0,054 g/L
	KCl	0,0014 g/L
	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaCl}_2$	0,0014 g/L
	NaCl	0,001 g/L
	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,001 g/L
	EDTA ( $\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )	0,005 g/L (EDTA · 2Na)
	Eser Element Çözeltileri	1,25 ml/L (I&II)

**Çizelge 3.2 : Sentetik atıksuya ait reçete**

	<b>Kimyasal</b>	<b>Konsantrasyon</b>
Eser Elementler I	EDTA (C <sub>10</sub> H <sub>14</sub> N <sub>2</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>8</sub> ·2H <sub>2</sub> O)	5 g/L
	FeSO <sub>4</sub> → (FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O)	5 g/L
Eser Elementler II	EDTA (C <sub>10</sub> H <sub>14</sub> N <sub>2</sub> Na <sub>2</sub> O <sub>8</sub> ·2H <sub>2</sub> O)	15 g/L
	ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0,43 g/L
	CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0,24 g/L
	MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	0,99 g/L
	CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O → CuSO <sub>4</sub>	0,25 g/L
	Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0,22 g/L
	NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0,19 g/L
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub> ·10H <sub>2</sub> O → Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub>	0,21 g/L
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,014 g/L
Na <sub>2</sub> WO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0,05 g/L	

### 3.2.2. İBAAT sentrat suyu ve pilot KNT çıkış suyu özellikleri

Çalışmada kullanılan anaerobik çürütücü çıkış suyu (sentrat) Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi (İBAAT) Çamur Yoğunlaştırma Ünitesinin deşarjından temin edilmiştir (TÜBİTAK, 2015). Anaerobik çamur çürütme işleminden sonra, çürütülmüş çamur depo tankına oradan da santrifüj tipindeki susuzlaştırma ekipmanına gönderilmektedir. Susuzlaştırdıldıktan sonra 4 m<sup>3</sup> hacimli çöktürme tankına alınır ve burada depolanır. Gerekli kimyasallar eklenerek Anammox reaktörüne veya KNT (Kısmi Nitrifikasyon Tankı)'na gönderilir.

Kısmi nitrifikasyon (KN) için 540 litre hacimli tam karıştırmalı pilot ölçekli reaktör işletilmektedir. KN sonrasında istenen oran optimum olarak NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N oranı 1:1,32'dir (Strous vd., 1998). Ancak nitrit inhibisyonu riski olan dönemlerde 1:1 olacak şekilde operasyonel düzenlemeler yapılmıştır. KNT'de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> dönüşümü gerçekleşmesi ancak NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dönüşümü yaşanmaması için çözünmüş oksijen seviyesinin hassas bir şekilde ayarlanması gerekmektedir. Bu sebeple çözünmüş oksijen yaklaşık olarak 0,35 mg/L seviyesinde tutularak AOB'lar çalıştırılmış, NOB'lar ise baskılanmıştır. Çürütücü çıkış suyu ve KNT çıkış suyu karakterizasyonunun belirlenmesi için farklı dönemlerde numuneler alınmıştır. **Çizelge 4.1**'de elde edilen sonuçların ortalaması ve değer aralıkları verilmektedir.

**Çizelge 3.3 : Sentrat ve KNT çıkış suyu analizi sonuçları**

Parametre	Sentrat	KNT Çıkış
Çözünmüş KOİ (mg/L)	375 ± 180	280 ± 150
BOD <sub>5</sub> (mg/L)	218 ± 124	100 ± 50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	574 ± 125	356 ± 62
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	-	367 ± 175
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/L)	-	<1
AKM (mg/L)	606 ± 970	2900 ± 210
UAKM (mg/L)	343 ± 521	2075±145
pH	7,57 ± 0,19	7
Alkalinite (mg/L)	2130 ± 568	603±308
Çözünmüş Oksijen (mg/L)	2,02 ± 1,72	0,35±0,15

Atıksu ile besin çözültisi hazırlanırken, atıksuda bulunabilecek olan mikroorganizma girişimini minimum seviyeye indirmek için, atıksu kaba filtreden süzülerek içerisindeki AKM ve UAKM muhtevası bertaraf edilir. Böylece reaktör içerisindeki Anammox aktivitesi korunmuş olur.

### 3.3. Numune Alma ve Analiz Yöntemleri

Reaktörlerden numune alınırken, reaktörde bulunan tahliye musluğundan 50 mililitre hacimli şırınga içerisine çekilir. Daha sonra Merck Milipore (Almanya) markalı 45 µm'lik PVDF hidrofilik membran filtreden süzülerek numune içerisinde sadece çözünmüş organik ve inorganiklerin kalması sağlanmaktadır. Bu işlemden sonra numuneler yapılacak analiz için hazır olmaktadır.

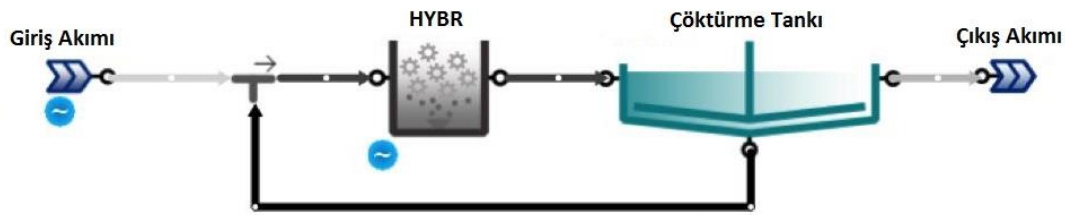
Reaktöre ait pH, çözünmüş oksijen, sıcaklık ve ORP problemler (Hamilton 211, ABD) ile, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, KOİ (Hach Lange, Almanya) parametreleri ise kit vasıtasıyla analiz yapılarak Hach Lange DR6000 (Almanya) marka spektrofotometre ile haftada 3 gün olmak üzere ölçülerek takip edilmiştir.

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N analizi için 2-47 mg/L ölçüm aralığına sahip LCK 303 (Hach Lange, Almanya), NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N analizi için 0,6-6 mg/L ölçüm aralığına sahip LCK 342 (Hach Lange, Almanya), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N analizi için 5-35 mg/L ölçüm aralığına sahip LCK 340 (Hach Lange, Almanya), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> analizi için 1,5-15 mg/L ölçüm aralığına sahip LCK 348 (Hach Lange, Almanya) ve KOİ analizi için 0-1000 mg/L ölçüm aralığına sahip

LCK 400 (Hach Lange, Almanya) hazır ölçüm kitleri kullanılmıştır. Ölçüm değerleri DR6000 (Hach Lange, Almanya) model spektrofotometre vasıtasıyla okunmuştur.

### 3.4. Dinamik Simülasyon ve Proses Çözümü

Modelleme çalışmalarında DYNAMITA firmasına ait SUMO™ 19 (Nyons, Fransa) yazılımı kullanılmıştır. Program Sumo 2019 (19\_3\_0) versiyonudur. Proses model opsiyonu olarak iki kademeli nitrifikasyon/denitrifikasyon, pH hesabı dahil, çöktürmelerin dikkate alınmadığı Sumo 2 modeli seçilmiştir. Model içinde nitrifikasyon, denitrifikasyon, Anammox, hidroliz prosesleri yer almaktadır (www.dynamita.com). İşletilen HYBR reaktörü Sumo 2019 programında sisteme tanıtılarak proses konfigürasyonu oluşturulmuştur (Şekil 3.3). Buna göre laboratuvar ölçekli HYBR reaktörü çıkışında biyokütle kaçışını önlemek ve kaçan biyokütleyi tekrar reaktöre geri döndürmek amacıyla kullanılan hacim, simülasyona biyokütle atımı olmayan geri devir hatlı çöktürme tankı olarak tanımlanmıştır. Reaktöre giriş akımı zamana bağlı olarak değişiklik gösterdiğinden giriş akımına ait debi ve azot konsantrasyonu simülasyona dinamik data olarak girilmiştir. Ayrıca, reaktör işletiminde zamana bağlı oksijen girişini ve sisteme oksijen sağlanması durumlarını tanıtmak üzere hava debisi zaman bağlı dinamik data olarak tanımlanmıştır. SUMO™ 19 (Nyons, Fransa) programında HYBR reaktör konfigürasyonu için biyofilm ve biyofilm taşıyıcısına ait parametreler modele tanımlanmıştır. Simülasyon reaktör işletiminin ilk 400 günü için gerçekleştirilmiş olup data aralığı 0,25 gün olarak çalıştırılmıştır.



Şekil 3.3 : Laboratuvar ölçekli Anammox HYBR (MBBR) reaktörü proses konfigürasyonu

Biyofilm ve taşıyıcı malzeme için girilen bilgiler simülasyon için kritik önem arz etmektedir. Çünkü prosesde Anammox akıbetini ve aktivitesini en çok etkileyen durum biyofilm oluşum miktarıdır. Simülasyona tanımlanan bilgiler;  $A_{sp,carrier}$ ,  $V_{sp,carrier}$ ,  $i_{carrier}$ ,  $X_{TSS,spec}$  ve biyofilm tabaka sayısıdır.

Program tarafından dinamik simülasyon sonuçları 20 °C için verildiğinden  $\mu_{AMX}$  ve  $b_{AMX}$  sonuçların 35 °C için düzeltilmesi gerekmektedir. Simülasyon sonucunda Anammox çoğalması için Arrhenius katsayısı ( $\theta_{\mu,AMX}$ ) ve Anammox ölümü için Arrhenius katsayısı ( $\theta_{b,AMX}$ ) elde edilerek Arrhenius denklemi ile 35 °C için hesaplanacaktır (Denklem 3.1, Denklem 3.2).

$$\mu_{AMX(35)} = \mu_{AMX(20)} * \theta_{\mu,AMX}^{(T-20)} \quad 3.1$$

$$b_{AMX(35)} = b_{AMX(20)} * \theta_{b,AMX}^{(T-20)} \quad 3.2$$





## 4. DENEYSEL ÇALIŞMA VE BULGULAR

### 4.1. Anammox Reaktörü İşletimi ve Reaktör Performansı

Anammox bakterilerini zenginleştirmek üzere kurulmuş laboratuvar ölçekli HYBR (MBBR) toplam 1070 gün süre ile işletilmiştir. Yöntem kısmında belirtildiği gibi (Çizelge 3.1) reaktör işletimi çeşitli işletim değişikliklerinin yapıldığı 4 Fazdan oluşmaktadır. Tanımlanmış olan fazlarda veya faz süresince yapılmış olan değişiklikler yaşanan önemli değişikliklere istinaden belirlenmiştir. Buna göre, Faz 1; reaktörün aşu çamuru ile sentetik Anammox çoğaltma besin çözeltilisi ile işletmeye alındığı ve Anammox bakterilerinin reaktör içerisinde çoğalmaya başladığı dönemi tanımlamaktadır. Faz 2 reaktörde kısmi nitrifikasyon ve Anammox aktivitesinin birlikte çalıştırılması prosesine dönüştürülme denemesi yapıldığı ve reaktör içerisine hava verilen zamandır. Faz 3 ise reaktörün atıksu ile beslenmeye başladığı dönemdir ve bu dönemde  $\text{NH}_4^+$ -N kaynağı olarak sentrat kullanılmaktadır.  $\text{NO}_2^-$ -N kaynağı ise dışarıdan sentetik olarak eklenmiştir. Faz 4 reaktörün kısmi nitrifikasyon çıkış suyu ile beslendiği zaman aralığıdır ve bu dönemde dışarıdan herhangi bir azot kaynağı eklenmemiştir (Çizelge 4.1). Faz aşamalarında yaşanan önemli olaylar, aksaklıklar Faz başlıkları altında anlatılmaktadır.

#### Sentetik atıksu ile Anammox zenginleştirme çalışmaları: Faz 1

Anammox kültürü zenginleştirme amacıyla Paşaköy İBAAT geri devir hattından alınmış ve seyreltme/yıkama/havalandırma işlemleriyle çözülmüş organiklerden uzaklaştırılmış yaklaşık 4000 mg/L biyokütle içeriğine sahip aşu çamuru, 50 mg/L  $\text{NH}_4^+$ -N ve  $\text{NO}_2^-$ -N içeren (1:1) sentetik besleme çözeltilisi ile 2 gün hidrolik bekletme süresi (HBS) sağlanacak şekilde beslenerek reaktör işletilmeye başlanmıştır. Reaktörün işletmeye alınmasından sonraki ilk 120 gün besleme bu konsantrasyonda devam etmiştir (Çizelge 4.1). Bu dönemde yaklaşık 62. güne kadar reaktörde amonyak konsantrasyonunun besleme konsantrasyonuna eşit olarak kararlı halde ortamda kaldığı, ancak reaktöre verilen aynı miktarda nitritin 34. güne kadar tamamen tüketildiği görülmektedir (Şekil 4.3). Bu dönemde, reaktör içerisinde aşu

çamuru olarak kullanılan 4000 mg/L biyokütlenin anoksik koşullar altında hidrolizi ve ortama sağlanan nitritin elektron alıcısı olarak kullanılması suretiyle denitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği anlaşılmaktadır. 34. Günden sonra reaktörde nitritin 23-25 mg/L seviyesinde 60. güne kadar kaldığı görülmektedir, ki bu dönemde çamurun biyolojik ayrışabilir fraksiyonunun azalması ile ortama sağlanan 50 mg/L nitritin yaklaşık yarısının denitrifiye edilebildiği anlaşılmaktadır. Daha sonra nitrit konsantrasyonu yeniden azalarak 80. günde sifıra indiği görülmüştür. Özellikle 80. Günden itibaren hızla ve belirgin şekilde gerçekleşen amonyak ve nitrit tüketimi ve beraberinde anammox stokiyometrisine uygun miktarda oluşan nitrat, Anammox aktivitesinin kesin göstergesi olmuştur (Şekil 4.2, Şekil 4.3, Şekil 4.4). Anammox aktivitesi kararlı bir stokiyometriye ulaşması sebebiyle 120 günden itibaren besin çözeltilisinde amonyak ve nitrat anammox stokiyometrisine uygun olarak 1:1,32 oranında verilmiştir. 127. günde  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_2^-\text{-N}$  giderim oranı 1,32 ve  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$  oranı 0,17 olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.4) ve bu tarihten itibaren stokiyometrik olarak benzer sonuçlar elde edilmiştir. Bu aşamadan sonra bakteri aktivitesi artışına göre besin çözeltilisinde konsantrasyonunun kademeli olarak artırılması kararlaştırılmıştır. 127 günde reaktörde AYH değeri 92,8 g.N/ m<sup>3</sup>.gün ve AGH değeri ise 83,86 g.N/ m<sup>3</sup>.gün değerine ulaşmıştır (Şekil 4.1).

Ancak Anammox bakterisinin yavaş çoğalma özelliği sebebiyle istenilen hızda yükleme yapılamamıştır. Giriş akımında azot yükünün sistemin kapasitesinin üzerinde artırılmasına ve beraberinde yaşanan işletme problemlerine bağlı olarak 157-167. günler arasında reaktörde Anammox aktivitesinin inhibe olduğu görülmüştür. Bu dönem içerisinde alınan önlemler ile (beslemenin kapatılması, reaktörün azot içermeyen mineral besin çözeltisi ile yıkanması gibi) Anammox aktivitesinin kısa zamanda geri kazanılması sağlanmıştır (Şekil 4.1). Bu dönemden itibaren reaktöre AYH 159,2 g.N/ m<sup>3</sup>.gün'e çıkarılarak kademeli olarak AGH değeri 136,39 g.N/ m<sup>3</sup>.gün değerine ulaşmıştır (Şekil 4.1).

### **Sentetik Atıksu ile Kısmi Nitrifikasyon ve Anammox İşletimi: Faz 2**

264. günde reaktörde kısmi nitrifikasyon-Anammox aktivitesinin birlikte işletmesi denemesi başlamıştır. Bu sebeple reaktöre kontrollü olarak hava verilerek hem kısmi nitrifikasyon hem de Anammox prosesinin birlikte tek reaktörde işletilmesi amaçlanmıştır. Besin çözeltilisinde azot konsantrasyonu  $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_2^-\text{-N}=1$  olacak şekilde ayarlanmıştır. Reaktör bu proses prensiplerine göre havalandırılarak yaklaşık

85 gün boyunca işletilmiştir. Ancak 85 gün boyunca istenilen sonuçlar alınmadığından bu işletimden vazgeçilerek yeniden tamamen anaerobik işletme koşullarına dönmüştür. Bu sebeple 350 ve 392. Günler arasında reaktör yeniden Anammox stokiyometrisine uygun besin çözeltisi ile beslenmiştir.

Faz 2 sonunda reaktöre ait AYH değeri 274,92 g.N/ m<sup>3</sup>.gün ve AGH değeri ise 242,27 g.N/ m<sup>3</sup>.gün değerine ulaşmıştır (Şekil 4.1).

### **Sentrat ile Anammox İşletimi: Faz 3**

Anammox aktivitesinin gerçek sentrat suyu ile beslenmesi durumunda reaktörün cevabını görmek ve sistemin sentrat ile beslemeye adaptasyonunun sağlamak üzere 392. gün itibariyle reaktöre İSKİ Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinde (İBAAT)'nden alınan dekantör deşarjı (sentrat) beslemeye başlanmıştır (Çizelge 4.1). Sentrat atıksuyu içeriğinde Anammox bakterileri için kritik parametreler NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ve alkalinite konsantrasyonu yüksektir. Sentrat içerisinde NO<sub>2</sub><sup>-</sup> muhtevası bulunmadığından, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N kaynağı olarak NaNO<sub>2</sub> eklenmesi yapılmıştır. Besin konsantrasyonu 240 mg/L NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ve 316,8 mg/L NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N olacak şekilde başlatılmıştır. Faz 3 başlarken AYH değeri 275,62 g.N/ m<sup>3</sup>.gün ve AGH değeri ise 245,27 g.N/ m<sup>3</sup>.gün değerindedir (Şekil 4.1).

Literatürde yüksek PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P konsantrasyonunun Anammox bakterileri üzerinde inhibisyon etkisi bulunduğu dair yayınlar bulunmaktadır. 310 mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P konsantrasyonunun Anammox aktivitesini %10 düşürdüğünü belirtilmiştir (Arora ve diğ., 2021). Zhang ve diğ. (2017) ise 1205,9 mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P konsantrasyonunu Anammox bakterisinin yarı maksimal inhibisyon konsantrasyonu (IC<sub>50</sub>) olarak bildirmişlerdir. Bu sebeple atıksu besleme çalışmasına başlanırken sentratın ilk olarak %75 seyreltilmesi ve zamanla seyreltme oranının azaltılması kararlaştırılmıştır. Bunun nedeni hem reaktör aktivitesine uygun bir besin konsantrasyonu oluşturulması hem de besin karakterinin değişikliği sebebiyle reaktörde şok etkisi yaratılmamasıdır. Sentrat ile PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> girişi olduğu için nütrient çözeltisi hazırlanırken KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> kimyasalı eklenmesine gerek duyulmamıştır ancak diğer eser element çözeltileri 7,5 litre çeşme suyuna göre ayarlanarak besin çözeltisine eklenmiştir.

Atıksu beslemesi başladıktan yaklaşık 5 gün sonra reaktör içerisinde hem NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N hem de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N konsantrasyonlarında yükselme belirlenmiştir. Zira NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N

konsantrasyonundaki yükselme çok kritik düzeyde olup reaktörde yüksek miktarda inhibisyona sebep olabilecek düzeydedir. Bu sebeple besleme durdurularak reaktörün kendi içerisinde aktiviteyle konsantrasyonları düşürmesi hedeflenmiştir. Bu günden sonra reaktörün aktivitesinde dengesizlikler başlamıştır, özellikle nitrit çıkışlarında dalgalanmalar göze çarpmaktadır. Bu dalgalanmalar deşarjda ölçülen amonyum/nitrit oranına yansımaktadır ve Anammox stokiyometrisine uymayan sonuçlar görülmektedir. Reaktördeki Anammox kültürünün kaybedilmesinden endişelenilmiş ve bu sebeple atıksu beslemesine 10 gün kadar ara verilip yeniden sentetik atıksu beslenmesi kararlaştırılmıştır. Sentetik atıksu beslenmesine başlandıktan sonra reaktör 2 gün içerisinde yeniden Anammox stokiyometrisine uygun çıkış değerleri vermeye başlamıştır.

412. günde yeniden atıksu beslenmesine karar verilmiştir. Bu besleme döneminde hem atıksu oranı hem de besin konsantrasyonu daha düşük bir çözelti hazırlanarak bakterilerin zorlanmaması hedeflenmiştir. Aktivite artışına bağlı olarak debinin yükseltilmesi ve reaktördeki aktivitenin arttırılması hedeflenmiştir. Bu sebeple sentrat atıksuyunun %10 seyreltilmesi kararlaştırılmıştır. Bu şekilde besleme başlandıktan sonra reaktör performansında belirgin düzelme olduğu görülmüştür. Nitrit azotu çıkış değerleri 20 mg/L değerlerine kadar çıksa da reaktörün daha kararlı bir durumda olduğu belirlenmiştir.

431-443. günler arasında besin çözeltisini sentrat içeriği %10'dan %20'ye çıkarılmıştır. Amonyum azotu eklemesi yapılmamıştır, sadece stokiyometriye uygun olacak şekilde nitrit azotu ilave edilmiştir. Reaktörün bir önceki besin çözeltisinde aktivitesinin iyi olması sebebiyle besin konsantrasyonunun arttırılmasına karar verilmiştir. Besin konsantrasyonunun arttırılması sebebiyle, reaktörde bir miktar nitrit birikimi olduğu saptanmıştır. 431-443. günler arasına bakıldığında nitrit azotu konsantrasyonunun 30 mg/L seviyelerinde gezdiği belirlenmiştir. Bu sebeple bir süre bu besin konsantrasyonunda devam edilmesi kararlaştırılmıştır. Bu günler arasında reaktördeki amonyum azotu konsantrasyonlarının çok düşük seviyelerde seyretmiş ve azot giderim oranının ( $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ) 1,1 seviyelerine düştüğü görülmüştür.

470. analiz sonuçlarına göre AGH değeri  $225,44 \text{ g.N/m}^3 \cdot \text{gün}$  ile atıksu beslenmeye başlanan 350. günden bu yana en yüksek değere ulaşmıştır (Şekil 4.1). Ayrıca giderim verimine göre  $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$  oranı 1,45 olarak hesaplanmıştır (Şekil 4.4).

Bu günden sonra istisnai durumlar dışında reaktördeki giderim hızı yaklaşık 200 gün boyunca yükselmiştir.

493. günde  $\text{NO}_2^-$ -N konsantrasyonunun 70 mg/L'e kadar yükseldiği analiz sonuçlarına bağlı olarak tespit edilmiştir (Şekil 4.3). Nitrit seviyesinin yükselmesinin önüne geçmek için HBS'nin ilk olarak 3,3 güne daha sonra 4,5 güne yükseltilmesine karar verilmiştir. HBS yükselmesine bağlı olarak reaktördeki AGH 160 g.N/m<sup>3</sup>.gün'e kadar düşüş göstermiştir (Şekil 4.1).

510. günde ise yapılan analizler sonucu reaktördeki nitrit seviyesinin çok yükseldiği tespit edilmiştir.  $\text{NO}_2^-$ -N seviyesinin 200 mg/L'e yükseldiği belirlenmiştir (Şekil 4.3).

Böyle ani konsantrasyon yükselmeleri durumunda inhibisyonun önüne geçilmesi için sadece 400 mg/L amonyum azotu ve trace elementler içeren sentetik besin hazırlanarak, Ç.O seviyesi düşürülüp ve pH'ı ayarlanarak HBS 2,3 gün olacak şekilde besleme yapılmıştır. Böylece hem nitrit seviyesinin seyreltilerek hızlıca düşürülmesi hem de bakteri aktivitesinin korunması amaçlanmıştır. Bu şekilde 512. Güne kadar beslenerek reaktördeki tüm nitrit azotunun bitmesi beklenmiştir. 512. gün sonunda reaktör içerisinde 72,7 mg/L  $\text{NH}_4^+$ -N, 0,43 mg/L  $\text{NO}_2^-$ -N ve 44,3 mg/L  $\text{NO}_3^-$ -N olduğu tespit edilmiştir (Şekil 4.2 ve Şekil 4.3). 512. Gün sonunda 376 mg/L  $\text{NH}_4^+$ -N ve 470 mg/L  $\text{NO}_2^-$ -N içeriğine sahip besin çözeltisi reaktörde HBS 4,7 gün olacak şekilde sisteme verilmeye başlanmıştır. 526. güne kadar reaktör işletiminde yaşanan pek çok dalgalanma reaktör çıkışında da görülmektedir. Bu zaman aralığında reaktörün ortalama AGH'si 150 g.N/m<sup>3</sup>.gün seviyelerinde olduğu görülmektedir (Şekil 4.1).

Faz 3 boyunca reaktörün sentrat beslemesine adaptasyon süreci ve azot giderim performansının artırılması için AYH'nin arttırılmasına bağlı olarak nitrit inhibisyonu yaşanması sebebiyle reaktörün AGH seviyesinde çok fazla artış sağlanamamıştır (Şekil 4.1).

#### **KNT çıkışı ile Anammox İşletimi: Faz 4**

Reaktör 526. günden itibaren ham sentrat  $\text{NH}_4^+$ -N kaynağı, pilot tesis KNT çıkışı  $\text{NO}_2^-$ -N kaynağı olarak kullanılarak %60'ı sentrat olan besin çözeltisi ile beslenmiştir (Çizelge 4.1). Besine ait alkalinite konsantrasyonu 940 mg/L olarak ölçülmüş olup reaktör için yeterli olduğu görülmüştür. Bu sebeple KOİ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , alkalinite,  $\text{NH}_4^+$ ,

$\text{NO}_2^-$  atıksu ile geldiği için bu kimyasalların sentetik olarak eklenmesine gerek duyulmamıştır. Sadece eklenen çeşme suyu kadar Trace 1 ve 2 solüsyonu eklenmiştir. Yeni besinin başlanmasıyla birlikte reaktörün nitrit inhibisyonunu atlatıp tekrar yükselişe geçtiğini söylemek mümkündür. Zira bu günden sonra uzunca bir süre reaktörde azot giderim hızı yükselişe geçmiştir ve kritik bir olay yaşanmamıştır.

526. ve 617. Günler arasında besin konsantrasyonu derişimi kademe kademe arttırılmıştır. Bu tarihler aralığında ortalama AGH  $458 \text{ g.N/m}^3$ .gün seviyelerine kadar yükselmiştir (Şekil 4.1). Bu zaman aralığında  $\text{NO}_2^- \text{-N/NH}_4^+ \text{-N}$  giderim oranının ortalama 1,33 ve  $\text{NO}_3^- \text{-N/NH}_4^+ \text{-N}$  üretim oranı 0,14 olarak belirlenmiştir (Şekil 4.4). 705. günde yapılan analiz sonucunda  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  konsantrasyonunun  $167 \text{ mg/L}$  olarak ölçülmüştür (Şekil 4.3). İnhibisyon yaşanmaması için yıkama işlemi yapılmıştır. Ancak  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  konsantrasyonunun çok yükselmesi sebebiyle reaktörde azot giderim hızının düştüğü tespit edilmiştir. Bu tarih itibariyle AGH 867. güne kadar yaklaşık 162 gün boyunca düşüşe geçmiştir ve  $658,3 \text{ g.N/m}^3$ .gün seviyelerine kadar düşmüştür (Şekil 4.1). Bu tarih aralığı boyunca reaktörün AGH değerlerinde çok fazla dalgalanma yaşanmıştır ve dönemsel olarak  $\text{NO}_2^- \text{-N}$  değerlerinde yükselmeler yaşanmıştır (Şekil 4.3).

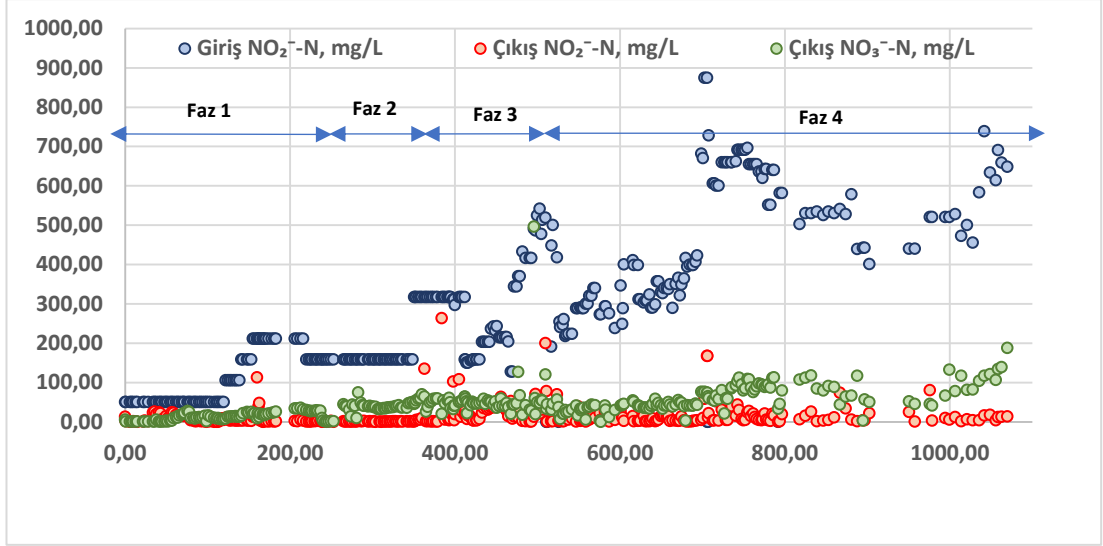
867. gün itibariyle AGH yeniden yükselişe geçmiştir ve reaktörün kapatılma tarihi olan 1070. güne kadar yükselişe devam etmiştir. 1070. günde AGH  $1080,4 \text{ g.N/m}^3$ .gün olarak ölçülmüştür (Şekil 4.1). 705. Günde yaşanan inhibisyon sebebiyle reaktörün o güne ait AGH değerine ulaşması 365 gün sürmüştür. Fazlara ait bilgiler ve değerler Çizelge 4.1'de verilmektedir.

Reaktör ömrü boyunca  $\text{N}_2$  gazı ile ilgili ölçüm yapılmamıştır. Özellikle zenginleştirme fazında reaktörde karma kültür bulunması sebebiyle  $\text{N}_2$  gazının teorik olarak tespit etmek ve doğrudan Anammox aktivitesi ile değerlendirmek mümkün değildir. Bu sebeple hesaplamalar kısmına  $\text{N}_2$  gazı ile ilgili bir sonuç eklenmemiştir.

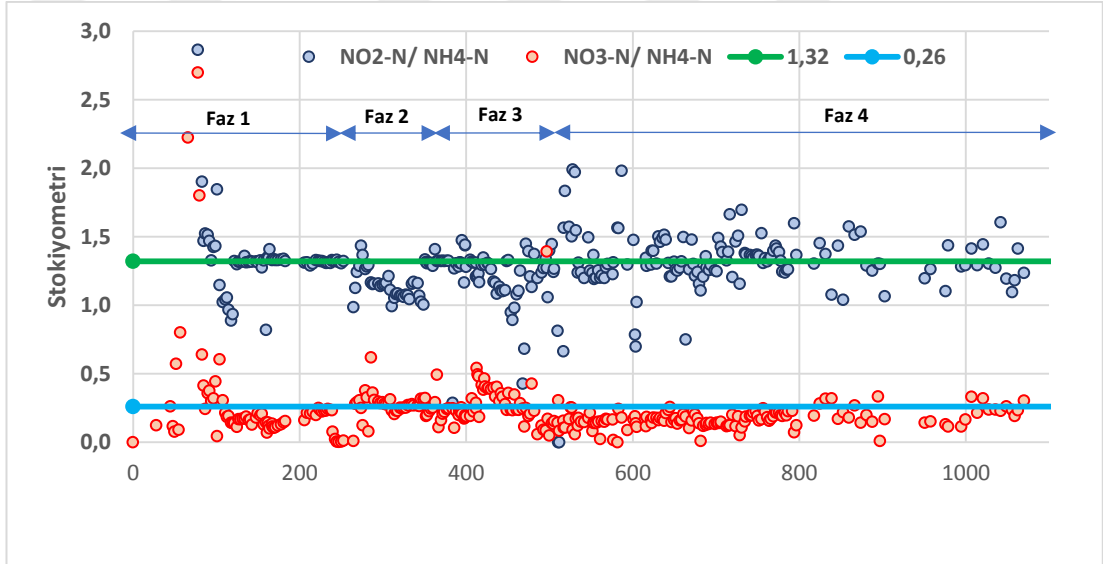
**Çizelge 4.1 :** Reaktörün faz dönemlerine ait bilgiler ve sonuçlar

Dönem	Gün	Besleme Tipi	AYH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	AGH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/ NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/ NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> YH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> GH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> YH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> GH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ÜH (g.N/ m <sup>3</sup> .g)
Faz 1	0-264	Sentetik	99,68	79,11	-1,85	0,22	44,79	33,78	54,89	51,45	6,61
Faz 2	264-392	Sentetik	194,72	158,80	1,18	0,26	91,31	82,55	103,87	97,62	20,71
Faz 3	392-526	Sentrat	151,18	126,57	1,2	0,27	69,72	66,40	84,57	77,58	16,33
Faz 4	526-1070	KNT	813,49	729,96	1,32	0,15	353,85	343,32	459,64	447,31	60,67

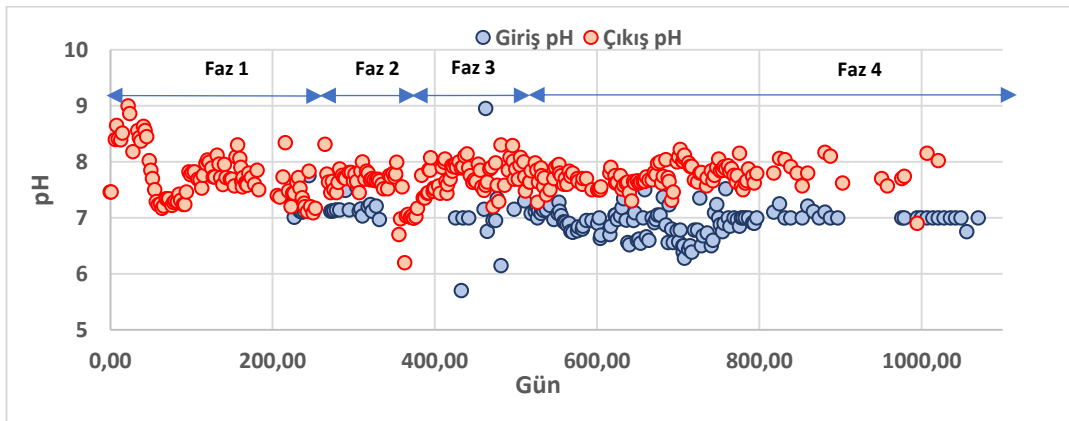




Şekil 4.3 : Reaktör  $\text{NO}_2^-$ -N ve  $\text{NO}_3^-$ -N giriş-çıkış profilleri



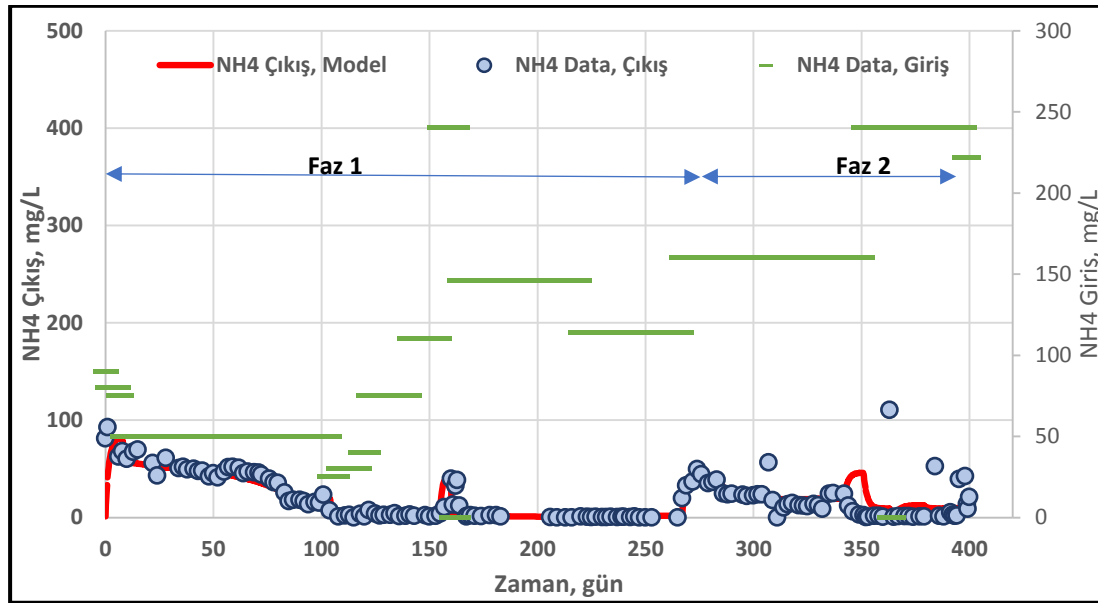
Şekil 4.4 : Reaktör işletimi boyunca elde edilen Anammox stokiyometrisi



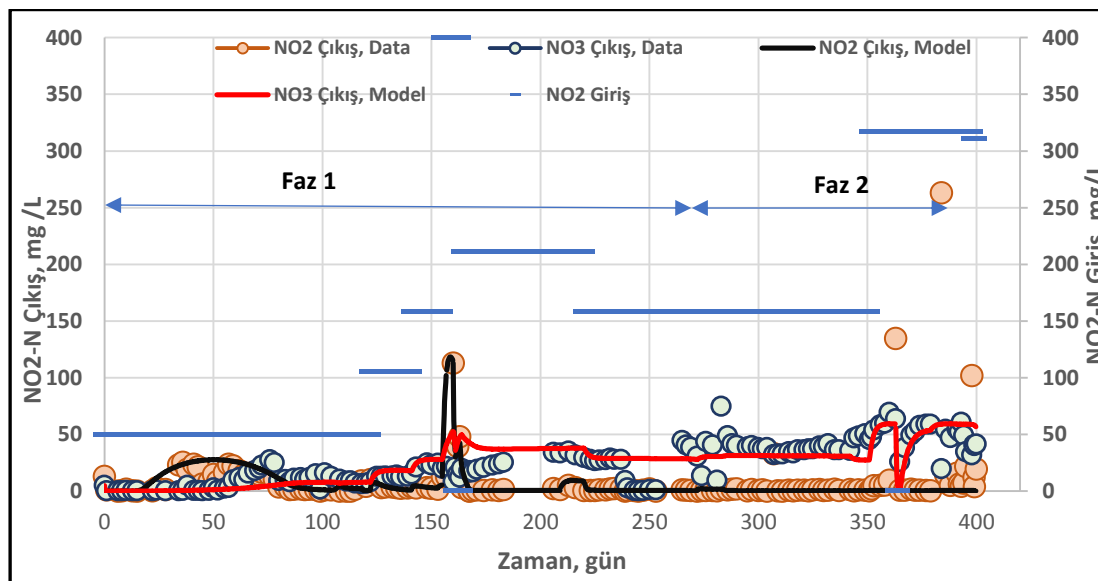
Şekil 4.5 : Reaktör işletimi boyunca pH giriş ve çıkış değerleri

## 4.2. Simülasyon Sonuçları

Şekil 4.6 ve Şekil 4.7’de similasyon sonuçları ve elde edilen analiz sonuçlar beraber verilmektedir. Simülasyon sonuçlarına göre tanımlanan modelin azot profillerini büyük ölçüde başarılı bir şekilde simüle ettiği ve istisnalar dışında simülasyon sonucu ve analizlerin birbirine hayli yakın seyrettiği görülmektedir. Ancak, özellikle Faz 2 süresince reaktör işletiminde yapılan çeşitli denemeler ve değişiklikler sebebiyle reaktör içerisinde birçok dinamiğin değiştiği bilinmektedir ve modelin bu iniş çıkışları tam olarak yakalayamamış olması normaldir.



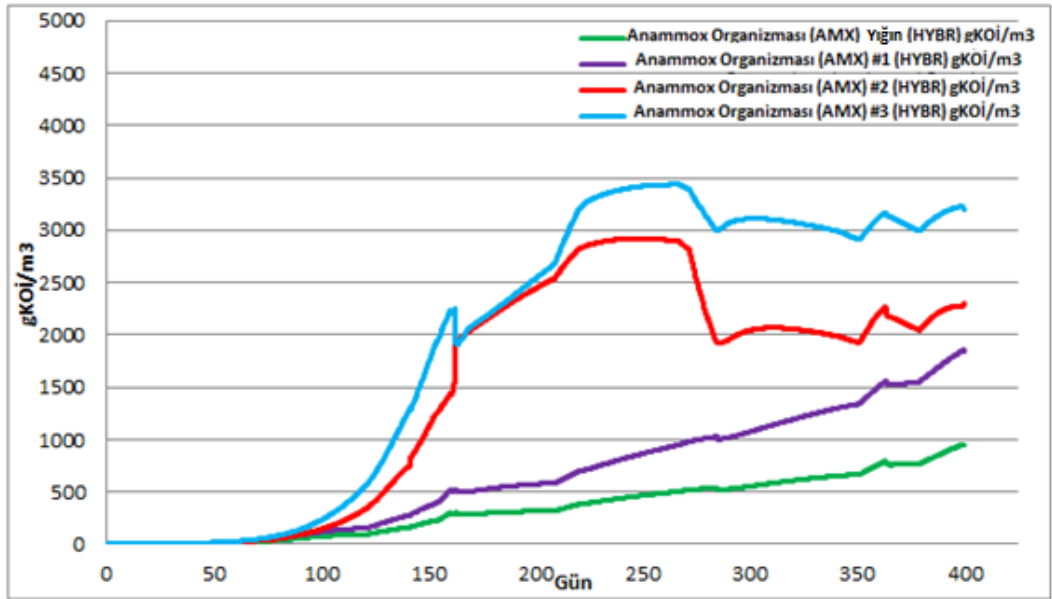
Şekil 4.6 : Similasyon sonuçlarına  $\text{NH}_4^+$ -N profili



Şekil 4.7 : Similasyon sonuçlarına  $\text{NO}_2^-$ -N ve  $\text{NO}_3^-$ -N profili

Simülasyonda elde edilen reaktör içi biyokütle kompozisyonlarına ilişkin sonuçlara göre (Şekil 4.8) Anammox kültürünün yaklaşık 60. günden itibaren ortamda görülmeye başladığı ve yaklaşık 75. gün itibariyle logaritmik çoğalma gösterdiği görülmektedir. Reaktör içerisindeki ölçümlere göre 60. günde eş zamanlı olarak başlayan amonyak ve nitrit tüketimi Anammox aktivitesinin başladığına dair ilk işaretlerdir ve 80. günden itibaren stokiyometrik olarak analiz sonuçları simülasyon ile elde edilen bu bulguyu doğrulamaktadır (Şekil 4.4).

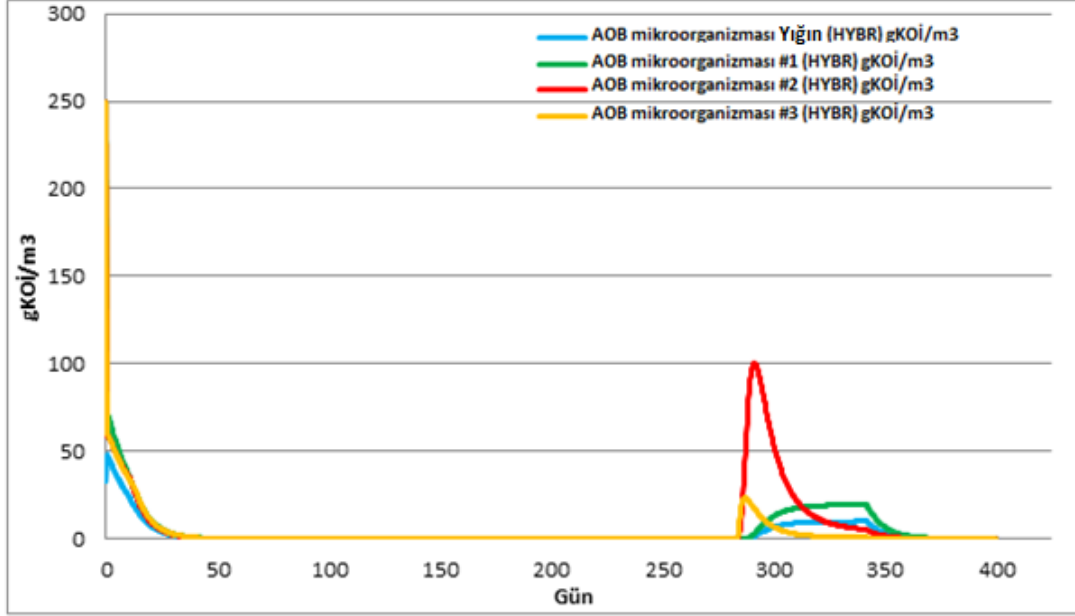
Çizelge 4.2’de simülasyona biyofilm ve taşıyıcı malzeme için tanımlanan bilgiler verilmektedir. Simülasyonda biyofilmin 3 tabakadan oluştuğu kabul edilmektedir ve Anammox’un mutlak anaerobik şartları tercih ediyor olmasından dolayı biyofilm tabakasının en korunaklı konumu olan iç kısımlarda yani 3. tabakada yoğunlaşması beklenilmektedir (Şekil 2.5). Çünkü bu tabakada bulunan bakterilerin çözünmüş oksijen ve  $\text{NO}_2^-$ -N inhibisyonundan daha az etkilendiği bilinmektedir (Blackbourne et al., 2008; Wang et al., 2011). Şekil 4.8 incelendiğinde Anammox biyokütlesinin biyofilmin 2. ve 3. tabakasında yoğunlaştığı ve 3. tabakada yaklaşık  $3.500 \text{ g KOI/m}^3$  miktarına ulaştığı görülmektedir.



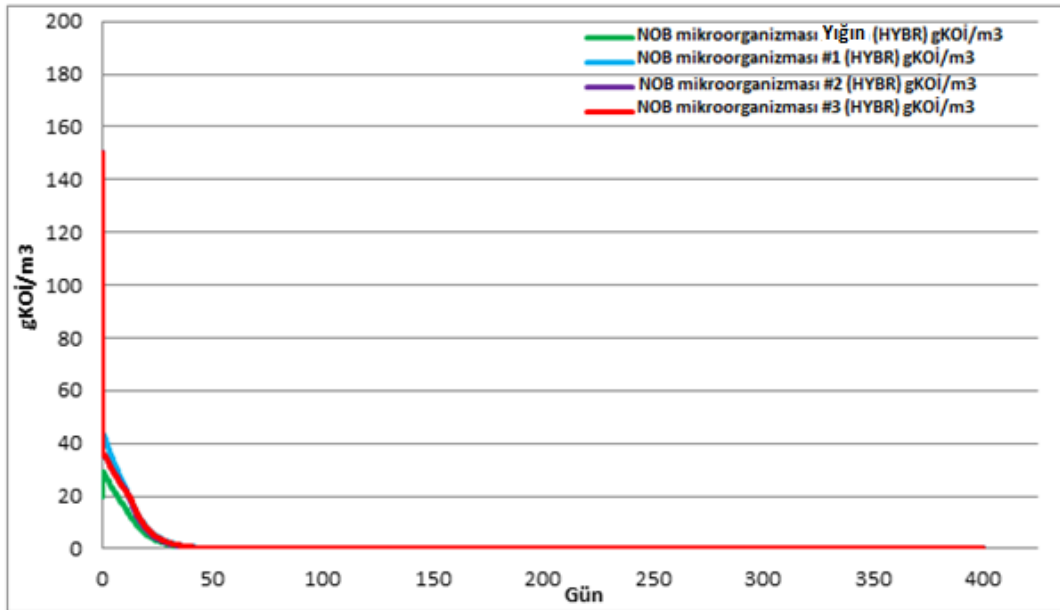
Şekil 4.8 : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı anammox bakteri profili

Simülasyonda  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  için AOB ve Heterotrof organizmaların kinetik parametre değerleri Çizelge 4.4’de verilmektedir. Simülasyon sonuçlarına göre elde edilen AOB ve NOB profilleri (Şekil 4.9 ve Şekil 4.10)’de sunulmuştur. Buna göre reaktörün işletilmeye başlanmasıyla ilk 50 gün içerisinde anoksik koşullar sebebiyle

bu mikroorganizmaların sayısının çok hızlı bir şekilde reaktörde azaldığı görülmektedir. AOB'lerin çok düşük çözünmüş oksijen seviyelerinde aktivitesini sürdürebildiği bilindiğinden reaktör içerisinde NOB'ler olmasada AOB'lerin az miktarda bir aktivitesinin olduğu düşünülmektedir. Şekil 4.9'de 280. günde görüldüğü üzere, Faz 2 döneminde kısmi nitrifikasyon-Anammox proses denemesi için ortama sağlanan oksijen sebebiyle AOB konsantrasyonunun çok hızlı bir şekilde artarken, NOB'lerin çoğalma fırsatı bulamadığı görülmektedir (Şekil 4.10).



Şekil 4.9 : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı AOB profili



Şekil 4.10 : Simülasyon sonuçlarına göre zamana bağlı NOB bakteri profili

Çizelge 4.2’de simülasyona biyofilm ve taşıyıcı malzeme için elde edilen bilgiler verilmektedir.  $A_{sp,carrier}$  değeri taşıyıcı malzemeyi üreten firmadan temin edilmiştir.  $V_{sp,carrier}$  ve  $i_{carrier}$  değerleri ise deneysel çalışma ile elde edilmiştir.  $X_{TSS,spec}$  değeri ise simülasyonda otomatik olarak tanımlıdır. Biyofilm tabaka sayısı 3 olarak simüle edilmiştir.

**Çizelge 4.2 :** Simülasyona tanımlanan biyofilm ve taşıyıcı materyal bilgileri

Sembol	Parametre Açıklaması	Değer	Birim
XTSS,spec	Biyofilm spesifik kütlesi	1	g AKM.m <sup>-2</sup>
Asp.carrier	Biyofilm taşıyıcısının spesifik yüzeyi	250	m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup>
icarrier	Taşıyıcılarla doldurulmuş hacmin reaktör hacmine oranı	0,9	m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup>
Vsp.carrier	Taşıyıcı vasıtasıyla su yerdeğişimi	0,17	m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup>
n	Biyofilm Tabakası Sayısı	3	-

Simülasyon sonucunda elde edilen  $\mu_{AMX}$  ve  $b_{AMX}$  değeri Arrhenius Denklemi ile (Denklem 3.1 ve Denklem 3.2) 35 °C için düzeltilmiştir. Simülasyon sonuçlarına göre Anammox organizması için maksimum spesifik çoğalma hızı 20 C°’de 0,06 gün<sup>-1</sup>, ölüm hızı 0,015 gün<sup>-1</sup> ve 35 C°’de sırasıyla 0,07 ve 0,0233 olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.3).

**Çizelge 4.3 :** Anammox Organizma Kinetikleri (AMX)

Sembol	Parametre Açıklaması	Değer	Birim
$\mu_{AMX}(20^{\circ}C)$	AMX maksimum spesifik çoğalma hızı	<b>0,06</b>	gün <sup>-1</sup>
$b_{AMX}(20^{\circ}C)$	AMX’lerin ölüm hızı	<b>0,015</b>	gün <sup>-1</sup>
$\mu_{AMX}(30^{\circ}C)$	AMX maksimum spesifik çoğalma hızı	<b>0,07</b>	gün <sup>-1</sup>
$b_{AMX}(30^{\circ}C)$	AMX’lerin ölüm hızı	<b>0,023</b>	gün <sup>-1</sup>
$K_{NHx,AMX,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için NHx’in yarı-doygunluğu	2	g N/m <sup>3</sup>
$K_{NO2,AMX,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için NO <sub>2</sub> ’nin yarı-doygunluğu	1	g N/m <sup>3</sup>
$K_{CO2,AMX,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için CO <sub>2</sub> ’nin yarı-doygunluğu	10	g CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>
$K_{CO2,AMX,pH,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için bikarbonatın yarı-doygunluğu	0,1	mmol [HCO <sup>3-</sup> ]/L
$K_{iO2,AMX,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için O <sub>2</sub> ’nin yarı-inhibisyonu (AS)	0,4	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>
$K_{NOx,AMX,AS}(20^{\circ}C)$	AMX için NO <sub>x</sub> ’in yarı-doygunluğu	0,1	g N/m <sup>3</sup>
$\theta\mu_{AMX}$	Anammox çoğalması için Arrhenius katsayısı	1,01	-
$\theta b_{AMX}$	Anammox ölümü için Arrhenius katsayısı	1,03	-

**Çizge 4.4 : Proses kinetikleri (20 °C için)**

Sembol	Parametre Açıklaması	Değer	Birim
<b>Anahtar Parametreler</b>			
$i_{CV, XB}$	Uçucu katılar içindeki biyo-ayrıştır KOİ	1,8	$gKOİ.gUAKM^{-1}$
$i_{CV, XU}$	Uçucu katılar içindeki biyo-ayrışamaz partiküler organikler	1,3	$gKOİ.gUAKM^{-1}$
$i_{CV, BIO}$	Uçucu katılar içindeki biyokütlenin KOİ'si	1,42	$gKOİ.gUAKM^{-1}$
$i_{CV, XE}$	Uçucu katılar içindeki içsel çözünüm ürünlerinin KOİ'si	1,42	$gKOİ.gUAKM^{-1}$
$q_{HYD}$	Hidroliz hızı	2	$gün^{-1}$
<b>Heterotrof Organizma Kinetikleri</b>			
$b_{OHO}$	OHO'ların ölüm hızı	<b>0,2</b>	$gün^{-1}$
$\mu_{OHO}$	OHO'ların maksimum spesifik çoğalma hızı	4	$gün^{-1}$
$\mu_{FERM, OHO}$	OHO'ların fermentasyon çoğalma hızı	0,3	$gün^{-1}$
$\eta_{OHO, anox}$	OHO'ların anoksik çoğalması için indirgenme faktörü	0,6	-
$K_{SB, AS}$	OHO'lar için kolay biyo-ayrıştır substratın yarı-doygunluğu (AS)	5	$g KOİ/m^3$
$K_{O_2, OHO, AS}$	OHO'lar için $O_2$ 'nin yarı-doygunluğu (AS)	0,15	$g O_2/m^3$
$K_{VFA, AS}$	OHO'lar için VFA'nın yarı-doygunluğu (AS)	0,5	$g KOİ/m^3$
$K_{MEOL, OHO, AS}$	OHO'lar için metanolün yarı-doygunluğu (AS)	0,1	$g KOİ/m^3$
$K_{NO_3, OHO, AS}$	OHO'lar için $NO_3$ 'ün yarı-doygunluğu (AS)	0,1	$g N/m^3$
$K_{NO_2, OHO, AS}$	OHO'lar için $NO_2$ 'nin yarı-doygunluğu (AS)	0,05	$g N/m^3$
$K_{VFA, FERM, AS}$	Fermentasyonda OHO'lar için VFA'nın yarı-doygunluğu (AS)	50	$g KOİ/m^3$
$K_{SB, ana, AS}$	Fermentasyonda OHO'lar için kolay biyo-ayrıştır substratın yarı-doygunluğu (AS)	350	$g KOİ/m^3$
<b>AOB Organizma Kinetikleri</b>			
$\mu_{AOB}$	AOB'lerin maksimum spesifik çoğalma hızı	<b>1</b>	$gün^{-1}$
$b_{AOB}$	AOB'lerin ölüm hızı	0,17	$gün^{-1}$
$K_{NH_4, AOB, AS}$	AOB'ler için $NH_4$ 'in yarı-doygunluğu (AS)	0,7	$g N/m^3$
$K_{CO_2, AOB, sidestream}$	AOB'ler için $CO_2$ 'nin yarı-doygunluğu (Yan akımda)	48	$g TİK/m^3$
$K_{CO_2, AOB, AS}$	AOB'ler için $CO_2$ 'nin yarı-doygunluğu (AS)	12	$g TİK/m^3$
$K_{CO_2, AOB, pH, sidestream}$	AOB'ler için bikarbonatın yarı-doygunluğu (Yan akımda)	4	$mmol [HCO_3^-]/L$
$K_{CO_2, AOB, pH, AS}$	AOB'ler için bikarbonatın yarı-doygunluğu (AS)	1	$mmol [HCO_3^-]/L$
$K_{O_2, AOB, sidestream}$	AOB'ler için $O_2$ 'nin yarı-doygunluğu (Yan akım)	0,5	$g O_2/m^3$
$K_{O_2, AOB, AS}$	AOB'ler için $O_2$ 'nin yarı-doygunluğu (AS)	0,25	$g O_2/m^3$
$K_{NO_x, AOB, AS}$	AOB'ler için (anoksik koşullarda) $NO_x$ 'in yarı-doygunluğu (AS)	0,03	$g N/m^3$

60. günden itibaren hareketli yataklı biyofilm reaktöründe Anammox aktivitesi görülmeye başlamıştır. Takip eden 90 gün içerisinde aktif ve baskın Anammox kültürünün zenginleştiği görülmüştür. Literatürde zenginleştirme süreleri için birçok farklı değer bulunmaktadır. Aşırı çamuruna ve reaktör tipine göre bu süre için birçok farklı değer elde edilebilmektedir. Ancak literatürde minimum zenginleştirme

süreleri ortalama 60 gün civarında belirtilmektedir. Bu değer de çalışma sonucuyla uyumaktadır (Çizelge 4.5).

Literatürde farklı reaktör konfigürasyonu, farklı besleme rejimi, farklı işletme koşulları ve farklı biyokütle tutma yöntemleri ile 0,06 gün<sup>-1</sup> ile 0,33 gün<sup>-1</sup> gibi çok geniş aralıkta çoğalma hızı değerleri verilmektedir (Strous ve diğ., 1998, Lotti ve diğ., 2014b, Tsushima ve diğ., 2007, Zang ve diğ., 2017) (Çizelge 4.5).

**Çizelge 4.5 : Çalışma sonuçlarının karşılaştırılması**

Zenginleştirme Zamanı (gün)	Bu Çalışma		Lopez, (2008)	Tuan, (2004)	Zhou, (2010)	Strous, (1998)	Azari, (2017)	Isaka, (2005)	Scalognie, (2009)
	(20°C)	(35°C)							
$\mu_{AMX}$ (gün <sup>-1</sup> )	0,06	0,07	-	-	-	0,063	0,025/0,048	0,38	-
$b_{AMX}$ (gün <sup>-1</sup> )	0,015	0,023	-	-	-	-	0,003	-	0,0048



## 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışma kapsamında laboratuvar ölçekli olarak işletilmiş olan HYBR reaktörde Anammox bakterisi zenginleştirme çalışması ve zenginleştirme süresince elde edilen veriler modele aktarılarak simüle edilmiştir. Deneysel çalışma sonucunda görülmektedir ki Anammox bakterisi ülkemizde bulunan arıtma tesislerinden elde edilen aktif çamur ile saf kültür olmamakla birlikte yaklaşık 60 günde zenginleştirilebilmektedir.

Çalışmada ortalama reaktör ömrü boyunca  $350,42 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{gün}$  azot giderim hızına ulaşılmış, anammox stokiometrisine uygun olarak  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  oranı ortalama 0,22 ve  $\text{NO}_2^-/\text{NH}_4^+$  değeri 1,4 olarak elde edilmiştir. Simülasyon çalışmasıyla Anammox çoğalma hızı  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  için 0,06, ölüm hızı 0,015 olarak tahmin edilmiştir.

Simülasyon sonucunda elde edilen Anammox çoğalma hızı ve ölüm hızı değeri Arrhenius Denklemi ile (Denklem 3.1 ve Denklem 3.2)  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  için düzeltilmiştir. Elde edilen kinetik değerler Arrhenius denklemi aracılığıyla düzeltilerek  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  derece için ise maksimum spesifik çoğalma hızı  $0,07 \text{ gün}^{-1}$ , ölüm hızı ise  $0,023 \text{ gün}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir. Anammox çoğalma değeri Strous ve diğ. (1998) tarafından ilk defa bildirilen 0,063 değerine oldukça yakındır.

Dünya genelinde yenilikçi azot giderim proseslerinin önem kazanmasıyla birlikte, Anammox prosesi de her geçen gün önemini arttırmıştır. Yapılan çalışmaların birçoğu Anammox bakterisini üretme, zenginleştirme, kinetiklerinin tespiti ve giderim performansını artırma veya diğer proseslerle birleştirmeye yöneliktir. Modelleme çalışmalarının arıtma teknolojilerine yönelik de çalışmaya başlamasıyla birlikte Anammox bakterisine dair yeni çalışmalar gündem olmuştur.

Anammox bakterilerinin yavaş çoğalma hızına sahip olduğundan zenginleştirme çalışmaları önemlidir. Anammox bakterisinin ekonomiye ve arıtma verimine olan katkısı sebebiyle ileriki dönemlerde zenginleştirme çalışmalarının daha çok ilgi göreceği düşünülmektedir.

Anammox prosesinin gelecekte arıtma teknolojilerinde daha fazla kullanılacağı aşıkardır. Bu sebeple ülkemizde prosesle alakalı daha fazla çalışmaya, tecrübeye, tesise ve yatırıma ihtiyaç bulunmaktadır. Anammox prosesinin azot giderimi için tek başına yeterli olmaması sebebiyle; diğer proseslerle birleştirme çalışmalarına daha da önem verilmesi ve özellikle tek reaktör içerisinde gerçekleşen kombinasyonların geliştirilmesi gerekmektedir. Ayrıca yapılan çalışma ışığında proses dinamiklerinin daha keskin doğrulukta tespit edilebilmesi için gelecek çalışmalarda reaktörlerin modelleme çalışmalarının ihtiyacı olan data paketleri düşünülerek işletilmesi gerekmektedir.



## 6. KAYNAKLAR

- Abbas, G., Wang, L., Li, W., Zhang, M. ve Zheng, P. 2015 Kinetics of nitrogen removal in pilot-scale internal-loop airlift bio-particle reactor for simultaneous partial nitrification and anaerobic ammonia oxidation. *Ecological Engineering* 74, 356-363.
- Ahmad, M., Liu, S.T., Mahmood, N., Mahmood, A., Ali, M., Zheng, M.S. ve Ni, J.R., 2017. Synergic adsorption-biodegradation by an advanced carrier for enhanced removal of high strength nitrogen and refractory organics. *ACS Appl. Mater. Interfaces* 9 (15), 13188–13200.
- Aiba, S., Shoda, M. ve Nagatani, M. 2000. Kinetics of product inhibition in alcohol fermentation. *Biotechnology and Bioengineering* 6(67), 671-690.
- Ali, M., Oshiki, M., Rathnayake, L., Ishii, S., Satoh, H. ve Okabe, S., 2015. Rapid and successful start-up of anammox process by immobilizing the minimal quantity of biomass in PVA-SA gel beads. *Water Research*, 79 (1), 147–157.
- Andrews J. F., 1968. A mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates. *Biotechnology and Bioengineering*, 10 (6), 707-723.
- Armstrong, E. F., 2010. Enzymes. By J.B.S. Haldane, M.A. Monographs on Biochemistry. Edited by R.H.A. Plimmer, D.Sc., and Sir F. G. Hopkins, M.A., M.B., D.Sc., F.R.S. Pp. vii+235. London: Longmans, Green & Co., 1930. Price 14s. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 49 (44), 919-920.
- Arora S.A., Nawaz A., Qyyum M.A., Ismail S., Aslam M., Tawfik A., Yun C.M. ve Lee M., 2021. Energy saving anammox technology-based nitrogen removal and bioenergy recovery from wastewater: Inhibition mechanisms, state-of-the-art control strategies, and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135 (2021), 110-126.
- Azaria M., Lübken M. ve Denecke M., 2017. Simulation of simultaneous anammox and denitrification for kinetic and physiological characterization of microbial community in a granular biofilm system. *Biochemical Engineering Journal* 127 (2017), 206–216.
- Balku, Ş., (2004). Azot Giderimli Aktif Çamur Sisteminde Enerji Optimizasyonu, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- Blackbourne, Y., Yuan, Z. ve Keller, J., (2008). Partial nitrification to nitrite using low dissolved oxygen concentration as the main factor. *Biodegradation*, 19 (2), 303-312.
- Broda, E. 1977. Two kinds of lithotrophs missing in nature. *Journal of Basic Microbiology*, 17(6), 491-493

- Cai, C., Hu, S.H., Guo, J.H., Shi, Y., Xie, G.J. ve Yuan, Z.G. 2015. Nitrate reduction by denitrifying anaerobic methane oxidizing microorganisms can reach a practically useful rate. *Water Research*, 87 (15), 211-217.
- Can-Doğan E. ve Kırılı L. 2008. Anammox (Anaerobik Amonyum Oksidasyon) Prosesi, *C.B.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*, 4.2 (2008) 153-168.
- Capodaglio G. A., Hlavinek P. ve Raboni M., 2016. Advances in wastewater nitrogen removal by biological processes: State of the art review. *Ambiente & Água*, 11 (2).
- Carrera J., Jubany I., Carvallo L., Chamy R. ve Lafuente J., 2004. Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilised biomass systems. *Process Biochemistry* 39 (9), 1159-1165. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00214-0](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00214-0).
- Chen T., Zheng P., Shen L., Ding S. ve Mahmood Q., 2011. Kinetic characteristics and microbial community of Anammox-EGSB reactor. *J. Hazard. Mater.* 190 (2011), 28–35. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.060>.
- Chen, Y.P., Zhang, P., Guo, J.S., Fang, F., Gao, X. ve Li, C., 2013. Functional groups characteristics of EPS in biofilm growing on different carriers. *Chemosphere* 92 (6), 633–638.
- Chesapeake Bay Program, 2002. Nutrient Reduction Technology Cost Estimations for Point Sources in the Chesapeake Bay Watershed, (2002).
- Cho S., Kambey C. ve Nguyen V. K. 2020. Performance of Anammox Processes for Wastewater Treatment: A Critical Review on Effects of Operational Conditions and Environmental Stresses. *Water*, 12 (1).
- Cole, J. 1996. Nitrate reduction to ammonia by enteric bacteria: redundancy, or a strategy for survival during oxygen starvation. *FEMS Microbiology Letters*, 136 (1), 1-11.
- Contois D.E., 1959. Kinetics of bacterial growth: relationship between population density and specific growth rate of continuous cultures. *J. Gen. Microbiol.*, 21 (1959), pp. 40-50.
- Dağlı, T., (1998). Bir Azotlu Gübre Fabrikasına Ait Atıksuyun Biyolojik Arıtımı için Sistem Tasarımı ve bu Sistemdeki Dinamik Davranışın Teorik İncelenmesi. Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Dalsgaard T., Thamdrup B. ve Canfield D.E. (2005). Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) in the Marine Environment, *Research in Microbiology*, 156 (4), 457-464.
- Ding, Z.W., Ding, J., Fu, L., Zhang, F. ve Zeng, R. 2014. Simultaneous enrichment of denitrifying methanotrophs and anammox bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98 (24), 10211-10221.
- Edwards V. H., 1968. The influence of high substrate concentrations on microbial kinetics. *Biotechnology and Bioengineering*, 12 (5), 679-712.
- Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P.J.J., Siegrist, H., van der Meer, J.R. ve Zehnder, A.J.B., 2001. Enrichment and Characterization of an Anammox

- Bacterium from a Rotating Biological Contactor Treating Ammonium-Rich Leachate. *Archives of Microbiology*, 175 (3), 198-207.
- EPA/625/R-93/010 (1993). Nitrogen Control Manuel, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), U.S.
- Ettwig, K.F., Butler, M.K., Le Paslier, D., Pelletier, E., Mangenot, S., Kuypers, M.M.M., Schreiber, F., Dutilh, B.E., Zedelius, J., De Beer, D., Gloerich, J., Wessels, H.J.C.T., Van Alen, T., Luesken, F., Wu, M.L., Van de Pas-Schoonen, K.T., Op den Camp, H.J.M., Janssen-Megens, E.M., Francoijs, K.-J., Stunnenberg, H., Weissenbach, J., Jetten, M.S.M. ve Strous, M., 2010. Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria. *Nature*, 464 (7288), 543-548.
- Ettwig, K.F., Van Alen, K., Van de Pas-Schoonen, K.T., Jetten, M.S.M. ve Strous, M. 2009. Enrichment and molecular detection of denitrifying methanotrophic bacteria of the NC10 phylum. *Applied and Environmental Microbiology*, 75 (11), 3656-3662.
- Fux, C. ve H. Siegrist, H., 2004. Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations. *Water Sci. Technol.*, 50 (2004), 19-26.
- Gilbert, E.M., Agrawal, S., Karst, S.M., Horn, H., Nielsen, P.H. ve Lackner, S., 2014. Low temperature partial nitrification/anammox in a moving bed biofilm reactor treating low strength wastewater. *Environmental Science Technology*, 48, 8784–8792.
- Gilbert, E.M., Agrawal, S., Schwartz, T., Horn, H. ve Lackner, S., 2015. Comparing different reactor configurations for Partial Nitrification/Anammox at low temperatures. *Water Research*, 81, 92-100.
- Grau P., Dohanyas M. ve Chudoba J., 1975. Kinetics of multi-component substrate removal by activated sludge. *Water Research*. 9 (1975) 337–342.
- Gu W., Wanga L., Liua Y., Lianga P., Zhanga X., Lib Y. ve Huang X., 2020. Anammox bacteria enrichment and denitrification in moving bed biofilm reactors packed with different buoyant carriers: Performances and mechanisms. *Science of the Total Environment*, 719 (2020), 1372-1377.
- Güven, D., 2003. Experimental Assessment of Anammox Processes Response to Different Carbon Sources. Doktora Tezi. İstanbul Technical University.
- Güven, D. ve Sözen, S. 2010. Biyolojik azot giderimi için yenilikçi teknolojiler; Anammox ve Sharon prosesleri. *İTÜ Dergi*, 20 (2), 48-56.
- Han, K. ve Levenspiel, O. 1988. Extended monod kinetics for substrate, product, and cell inhibition. *Biotechnology and Bioengineering* 4 (32), 430-447.
- Haroon, M.F., Hu, S., Shi, Y., Imelfort, M., Keller, J., Hugenholtz, P., Yuan, Z. ve Tyson, G.W., 2013. Anaerobic oxidation of methane coupled to

nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature*, 500 (7464), 567-570.

- Hall-Stoodley L., Costerton J.W. ve Stoodley P., 2004. Bacterial biofilms: from the Natural environment to infectious diseases. *Nature Reviews Microbiology*, 2, 95–108.
- Härtig, E., Schiek, U., Vollack, K.U. ve Zumft, W.G. 1999. Nitrate and Nitrite Control of Respiratory Nitrate Reduction in Denitrifying *Pseudomonas stutzeri* by a TwoComponent Regulatory System Homologous to NarXL of *Escherichia coli*. *Journal of Bacteriology*, 181, 3658-3665.
- Hellinga, C., Schellen, A.A.J.C., Mulder, J.W., Van Lossdrecht, M.C.M. ve Heijnen, J.J. 1998. The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammoniumrich wastewater. *Water Science and Technology*, 34, 135-142
- Hernandez, D., ve Rowe, J.J. 1987. Oxygen regulation of nitrate uptake in denitrifying *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 53, 745-750.
- Hu, Z. 2014. New insights into the physiology and application of anammox bacteria. Doktora Tezi. Radboud University Nijmegen.
- Hu, S.H., Zeng, R.J., Burow, L.C., Lant, P., Keller, J. ve Yuan, Z.G. 2009. Enrichment of denitrifying anaerobic methane oxidizing microorganisms. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 377-384.
- Huang, X.-W., Wei, Q.-Y., Urata, K., Tomoshige, Y., Zhang, X.-H. ve Kawagoshi, Y., 2014. Kinetic study on nitrogen removal performance in marine anammox bacterial culture. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 117 ,285-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiosc.2013.08.004>.
- Hulle, S. V. 2005. Modelling, simulation and optimization of autotrophic nitrogen removal processes. Doktora Tezi, Ghent University.
- Isaka K., Ikuta H., Sumino T., Date Y., Yoshie S. ve Tsuneda S., 2005. Enrichment of Anaerobic Ammonium Oxidizing (Anammox) Bacteria From Activated Sludge Using Continuous Cultivation System. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2005 (14), 2297-2304.
- Jardin, N., Thöle, D. ve Wett, B., (2006). Treatment of Sludge Return Liquors: Experiences from the Operation of Full-Scale Plants, *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2006 (7), 5237-5255.
- Jetten, M.S.M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, G. ve Strous, M., (2001). Microbiology and Application of the Anaerobic Ammonium Oxidation (anammox) Process, *Current Opinion in Biotechnology*, 12, 283-288.
- Jianlong W. ve Jing K., 2005. The characteristics of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) by granular sludge from an EGSB reactor. *Process Biochemistry*, 40 (5), 1973-1978.
- Kalkan-Aktan Ç, Yapsaklı K. ve Mertoglu B., 2012. Inhibitory effects of free ammonia on Anammox bacteria, *Biodegradation*, 23:751–762.

- Kampman, C., Hendrickx, T.L.G., Luesken, F.A., van Alen, T.A., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M., Zeeman, G., Buisman, C.J.N. ve Temmink, H. 2012. Enrichment of denitrifying methanotrophic bacteria for application after direct low-temperature anaerobic sewage treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 227–228(0), 164-171.
- Kartal B., ve Keltjens T.J, 2016 *Anammox Biochemistry: a Tale of Heme C Proteins*, Trends in Biochemical Sciences, 1-14.
- Kartal, B., Rattray, J., van Niftrik, L., van de Vossenberg, J., Schmid, M., Webb, R., Schouten, S., Fuerst, J., Damste', J., Jetten, M.S.M. ve Strous, M., 2007. Candidatus 'Anammoxoglobus propionicus' a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Systematic and Applied Microbiology*. 30 (1), 39-49.
- Katipoğlu-Yazan T., 2013. Evaluation Of The Biodegradation Characteristics and Toxicity/Inhibition Effects Of Selected Antibiotics On Nitrification Systems, Doktora Tezi. İstanbul Technical University.
- Khin T. ve Annachhatre A.P. (2004). Novel Microbial Nitrogen Removal Processes, *Biotechnology Advances* 22, 519-532.
- Kincannon D.F. ve Stover EL, 1982. Design methodology for fixed film reaction-RBCs and biological towers. Civil engineering for practicing and design engineers. New York: Pergamon Press; 1982.
- Kindaichi T., Tsushima I., Ogasawara Y., Shimokawa M., Ozaki N., Satoh H. ve Okabe S. 2007. In Situ Activity and Spatial Organization of Anaerobic Ammonium-Oxidizing (Anammox) Bacteria in Biofilms, *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (15), 4931–4939.
- King, D. ve Newdwell, D.B., 1985. The influence of nitrate concentration upon the endproducts of nitrate dissimilation by bacteria in anaerobic salt marsh sediment. *FEMS Microbiology Ecology*, 31 (1), 23-28.
- Kowalskia M.S., Devlina T., Biasea A., Basub S. ve Oleszkiewicz J.A. 2019. Accelerated start up of a partial nitrification-anammox moving bed biofilm reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 145 (2019), 83-89.
- Kuenen, J.G. 2008. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology*, 6 (4), 320-326.
- Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H. ve van Loosdrecht, M.C.M., 2014. Full-Scale Partial Nitrification/Anammox Experiences - An Application Survey, *Water Research*, 55, 292-303.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Hu, Z., Kartal, B., Jetten, M.S.M. ve van Loosdrecht, M.C.M., 2014a. Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Research*, 66 (C), 111–121.
- Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C. ve van Loosdrecht, M.C.M., 2014. Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture. *Water Research*, 60, 1–14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.017>.
- Lopez H., Puig S., Ganigue R., Rusalleda M., Balaguer M. D. ve Colprim J., 2008. Start-up and enrichment of a granular anammox SBR to treat high

- nitrogen load wastewaters, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 83 (2008), 233-241.
- Luesken, F.A., Sánchez, J., van Alen, T.A., Sanabria, J., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M. ve Kartal, B. 2011. Simultaneous Nitrite-Dependent Anaerobic Methane and Ammonium Oxidation Processes. *Applied and Environmental Microbiology*, 77 (19), 6802-6807.
- McCarty, P.L., Beck, L, ve St. Amant, P. 1969. Biological Denitrification of Wastewaters by Addition of Organic Materials, *Proceedings of the 24th Annual Purdue Industrial Waste Conferenc. Bölüm 2*.
- Monod J (1942). *Recherches sur la croissance des cultures bactériennes*. Hermann et Cie, Paris, France.
- Monod J (1949). The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3: 371-394.
- Mulder, A., van de Graaf, A.A., Robertson, L.A. ve Kuenen, J.G. 1995. Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a Denitrifying Fluidized Bed Reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 16, 177-183.
- Ni B. J., Hu B. L., Fang F., Xie W. M., Kartal B., Liu X. W., Sheng G. P., Jetten M., Zheng P. ve Yu H. Q., 2010. Microbial and Physicochemical Characteristics of Compact Anaerobic Ammonium-Oxidizing Granules in an upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (8), 2652-2656.
- Nie W., Xie G., Ding J., Peng L., Lu Y., Tan X., Yue H., Liu B., Xing D., Meng J., Han H. ve Ren N. 2020. Operation strategies of n-DAMO and Anammox process based on microbial interactions for high rate nitrogen removal from landfill leachate. *Environment International*, 139 (2020), 1055962
- Nifong, A., Nelson, A., Johnson, C. ve Bott, C.B., 2013. Performance of a full-scale sidestream DEMON<sup>®</sup> deammonification installation. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2013 (13), 3686-3709.
- Niftrik van, L.A., Fuerst, J.A., Sinninghe Damsté, J.S., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. ve Strous, M. (2004). The Anammoxosome: an Intracytoplasmic Compartment in Anammox Bacteria, *FEMS Microbiology Letters*, 233, 7-13.
- Oshiki, M., Shimokawa, M., Fujii, N., Satoh, H. ve Okabe, S., 2011. Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium *Candidatus Brocadia sinica*. *Microbiology* 157, 1706–1713.
- Prá M. C. D, Kunz A., Bortoli M., Scussiato L. A., Coldebella A., Vanotti M. ve Soares H. M., 2016. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. *Biosource Technology*, 202 (2016), 33-41.
- Puyol D., Carvajal-Arroyo J. M., Garcia B., Sierra-Alvarez R. ve Field J. A., 2014. Kinetics and thermodynamics of anaerobic ammonium oxidation process using *Brocadia* spp. Dominated mixed cultures. *Water Science and Technology*, 69 (8), 1682-1688.
- Raghoebarsing, A.A., Pol, A., Van de Pas-Schoonen, K.T., Smolders, A.J., Ettwig, K.F., Rijpstra, W.I.C., Schouten, S., Damste, J.S.S., Op den Camp,

- H.J.M., Jetten, M.S.M. ve Strous, M., 2006. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. *Nature*, 440, 918-921.
- Reynolds T. D. ve Richards P. A., 1995 *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering*, Cengage Learning.
- Rikmann, E., Zekker, I., Tenno, T., Saluste, A. ve Tenno, T., 2017. Inoculum-free start-up of biofilm- and sludge-based deammonification systems in pilot scale. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15 (15), 133-148.
- Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Gijs Kuenen, J., Jetten, S.M.S. ve Strous, M., (2003). New Concepts of Microbial Treatment Processes for The Nitrogen Removal in Wastewater, *FEMS Microbiology Reviews*, 27, 481-492.
- Schmid, M.C., Maas, B., Dapena, A., De, K., Van Vossenberg, J., Van De Kartal, B., Niftrik, L., Van Schmidt, I., Cirpus, I., Gijs, J., Wagner, M., Damsté, J.S.S., Kuypers, M.M.M., Revsbech, N.P., Mendez, R., Jetten, M.S.M., Strous, M. ve Pas-schoonen, K. Van De, 2005. Biomarkers for In Situ Detection of Anaerobic Ammonium-Oxidizing. *Applied and Environmental Microbiology*, 71 (4), 1677-1684.
- Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Cirpus I., Strous M., Bock E., Kuenen J.G. ve Jetten M.S.M., 2002. Aerobic and Anaerobic Ammonia Oxidizing Bacteria-Competitors or Natural Partners, *FEMS Microbiology Ecology*, 39, 175-181.
- Schmid M., Walsh K., Webb R., C.Ripjstra W.I., van de Pas-Schoonen K., Verbruggen M.J., Hill T., Moffett B., Fuerst J., Schouten S., Sinninghe Damsté J.S., Haris J., Shaw P., Jetten M. ve Strous M., 2003. Candidatus “*Scalindua brodae*”, sp.nov., Candidatus “*Scalindua Wagneri*”, sp. Nov., Two New Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria, *Systematic and Applied Microbiology*, 26, 529-538.
- Shi, Y., Hu, S., Lou, J., Lu, P., Keller, J. ve Yuan, Z. 2013. Nitrogen Removal from Wastewater by Coupling Anammox and Methane-Dependent Denitrification in a Membrane Biofilm Reactor. *Environmental Science & Technology*, 47 (20), 11577-11583.
- Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J. ve Joss, A., 2008. Anammox Brings WWTP Closer to Energy Autarky due to Increased Biogas Production and Reduced Aeration Energy for N-Removal, *Water Science and Technology*, 57 (3), 383-388.
- Sliemers A. O., Derwort N., Campos Gomez J. L., Strous M., Kuenen J. G. ve Jetten M. S. M., 2002. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Research*, 36 (10), 2475-2482.
- Sliemers A.O., Haaijer S., Schmid M., Harhangi H., Verwegen K., Kuenen J.G. ve Jetten M.S.M. (2004). Nitrification and Anammox with Urea as the Energy Source. *Systematic and Applied Microbiology*, 27 (3), 271-278.

- Smith, M.S. ve Zimmerman, K. 1981. Nitrous oxide production by non-denitrifying soil nitrate reducers. *Soil Science Society of America Journal*, 45, 865-871.
- Soliman M. ve Eldyasti A., 2016. Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresource Technology*, 221 (2016), 85-95.
- Strous, M., Heijnen, J.J. ve Kuenen, J.G., (1998). The Sequencing Batch Reactor as a Powerful Tool for the Study of Slowly Growing Anaerobic Ammonium Oxidizing Microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50, 589-596.
- Strous M., Güven D., van de Pas-Schoonen K., Schmid M.C., Strous M., Sozen S., Orhon D., Jetten M.S.M. ve Schmidt I., 2004. Effects of carbon compounds on the activity of Anammox. In: Proceeding of "EU5 th frame work IcoN Symposium: Anammox: new sustainable N removal from waste water". Ghent, Belgium.
- Strous, M., Kuenen, J. G. ve Jetten, M. S. M. (1999). Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65, 3248-3250.
- Tang, C. J., Zheng, P., Chai, L. Y. ve Min, X. B., 2013. Thermodynamic and kinetic investigation of anaerobic bioprocesses on ANAMMOX under high organic conditions. *Chemical Engineering Journal*, 230, 149-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.06.047>.
- Tao C. ve Hamouda M. A., 2019. Steady-state modeling and evaluation of partial nitrification-anammox (PNA) for moving bed biofilm reactor and integrated fixed-film activated sludge processes treating municipal wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 31 (2019), 100854.
- Teissier, G. 1942 Growth of bacterial populations and the available substrate concentration. *Review of Scientific Instruments*, 3208 (14), 209-214.
- Luong, J. H. T. 1985 Kinetics of ethanol inhibition in alcohol fermentation. *Biotechnology and Bioengineering*, 3 (27), 280-285.
- Tchobanoglous, G., Burton F.L. ve Stensel, H.D. 2003. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Metcalf and Eddy Inc. McGraw-Hill, New York.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L. ve Stensel, H.D. 2013. *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. Metcalf, Inc E, Metcalf, Eddy, McGraw-Hill Education.
- Third, K.A., Paxman, J., Schmid, M., Strous, M., Jetten, M.S. ve Cord-Ruwisch, R., 2005. Enrichment of Anammox from Activated Sludge and its Application in the CANON Process, *Microbial Ecology*, 49 (2), 236-244.
- Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in: *Biology of Anaerobic Microorganisms*. New York, USA, 179-244.

- Tiedje, J.M., Sexstone., A.J., Myrold, D.D. ve Robinson, J.A. 1982. Denitrification: ecological niches, competition, and survival. *Antonie van Leeuwenhoek*, 48, 569-583.
- Toh, S.K. ve Ashbolt, N.J. 2002. Adaptation of anaerobic ammonium-oxidizing consortium to synthetic coke-ovens wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59, 344-352.
- Tomaszewski M., Cema G. ve Aleksandra Ziembinska-Buczynska A. 2017. Significance of pH control in anammox process performance at low temperature, *Chemosphere*, 185 (2017), 439-444.
- Tsushima I., Ogasawara Y., Kindaichi T., Satoh H. ve Okabe S., 2007. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors. *Water Research*, 41 (8), 1623-1634.
- Thuan T. H., Jahng D. J., Jung J. Y., Kim D.J., Kim W.K., Park Y.J., Kim, J.E. ve Ahn, D.H., 2004. Anammox Bacteria Enrichment in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactor. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2004 (9), 345-351.
- TÜBİTAK (2015). Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Çürütücü Çıkış Sularında Anaerobik Amonyum Oksidasyonu Prosesi ile Azot Giderimi Ön Etüt Projesi. 2015. TÜBİTAK MAM, ÇTÜE.
- van de Graaf, A., Mulder, A., de Bruijn, P., Jetten, M., Robertson, L. ve Kuenen, J. 1995. Anaerobic Oxidation of Ammonium is a Biologically Mediated Process. *Applied and Environmental Microbiology*, 1246-1251.
- van Dongen, U., Jetten, M.S.M. ve Van Loosdrecht, M.C.M. 2001. The SHARON Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, 44, 153-160.
- Venkata Mohan, S., Nagendranatha Reddy, C., Naresh Kumar, A. ve Annie Modestra, J., 2013. Relative performance of biofilm configuration over suspended growth operation on azo dye based wastewater treatment in periodic discontinuous batch mode operation. *Bioresource Technology*, 147, 424-433.
- Vineyard D., Hicks A. ve Karthikeyan K.G. ve Barak, P., 2020. Economic analysis of electro dialysis, denitrification, and anammox for nitrogen removal in municipal wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 262 (2020), 121-145.
- Wang, H., He, J., Ma, F. ve Yang, K., 2011. Influence of water characteristics on partial nitrification in a sequencing batch reactor. *Scientific Research and Essays*, 6 (11), 2325-2331.
- Wang, C., Liu, S.T., Xu, X.C., Zhao, C.Q., Yang, F.L. ve Wang, D., 2017. Potential coupling effect of ammonia-oxidizing and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria on completely autotrophic nitrogen removal over nitrite biofilm formation induced by the second messenger cyclic diguanylate. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101, 3821–3828.

- Ward M. H. ve Brender J. D., 2018. Drinking Water Nitrate and Human Health. Encyclopedia of Environmental Health (Second Edition), 2019, 173-186.
- Water Environment Federation. Nutrient Removal: WEF MoP No. 34, 2011. Nutrients and Their Effects on the Environment, Nutrients and Their Effects on the Environment.
- Wett B., Murthy S., Takács I., Hell M., Bowden G., Deur S. ve O'Shaughnessy M. 2007. Key Parameters for Control of DEMON<sup>®</sup> Deammonification Process. Water Practice, 1 (5).
- Xie, G. J., Cai, C., Hu, S. ve Yuan, Z. 2017. Complete Nitrogen Removal from Synthetic Anaerobic Sludge Digestion Liquor through Integrating Anammox and Denitrifying Anaerobic Methane Oxidation in a Membrane Biofilm Reactor. Environmental Science & Technology, 51 (2), 819-827.
- Xiao Y., Xiao Q. ve Xiang S., 2014. Modeling of Simultaneous Partial Nitrification, Anammox and Denitrification Process In a Single Reactor. Journal of Environmental & Analytical Toxicology 4: 204. doi: 10.4172/2161-0525.1000204.
- Zhang L., Narita Y., Gao L., Ali M., Oshiki M. ve Okabe S., 2017. Maximum specific growth rate of anammox bacteria revisited. Water Research, 116 (2017), 296-303.
- Zhang, X.B., Chen, X., Zhang, C.Q., Wen, H.T., Guo, W.S. ve Ngo, H.H., 2016. Effect of filling fraction on the performance of sponge-based moving bed biofilm reactor. Bioresource Technology, 219, 762–767.
- Zhang, Z.Z., Hu, H.Y., Xu, J.J., Shi, Z.J., Deng, R. ve Ji, Z.Q., 2017. Effects of inorganic phosphate on a high-rate anammox system: performance and microbial community. Ecological Engineering, 101 (2017), 201-210.
- Zhaoming Zheng, Jun Li, Jing Ma, Jia Du, Fan Wang, Wei Bian, Yanzhuo Zhang, Baihang Zhao Zheng Z., Li J., Ma J., Du J., Wang F., Bian W., Zhang Y. ve Zhao B., 2017. Inhibition factors and Kinetic model for ammonium inhibition on the anammox process of the SNAD biofilm. Journal of Environmental Sciences 53, 60-67.
- Zheng, M., Zhou, N., Liu, S., Dang, C., Liu, Y., He, S., Zhao, Y., Liu, W. ve Wang, X., 2019. N<sub>2</sub>O and NO emission from a biological aerated filter treating coking wastewater: main source and microbial community. Journal of Cleaner Production, 213, 365-374.
- Zhou, S. ve Yao J., 2010. Rapid enrichment and acclimation of anaerobic ammonium oxidation by using activated sludge from a landfill leachate treatment plant. Journal of Food, Agriculture & Environment, 8 (2), 1133-1137.
- Url-1** <<https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e5bbbc2c76&appId=PPGMS>>, erişim tarihi 07.10.2020

**Url-2**

*<<https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-nitrogen-cycle-processes-players-and-human-15644632/>>, erişim tarihi 07.10.2020*





## ÖZGEÇMİŞ



**Ad-Soyad** : M. Burak BOZÇELİK  
**Doğum Tarihi ve Yeri** : 19.06.1992 / İstanbul  
**E-posta** : burakbozcelik@gmail.com

### ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2010-2016, Anadolu Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü
- **Yükseklisans** : 2017-2020, İstanbul Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Bilimleri, Mühendisliği ve Yönetimi Programı

### MESLEKİ DENEYİM:

- **TÜBİTAK MAM/ ÇTÜE – Araştırmacı**  
02.2017-... / Gebze- Kocaeli
- **Reneissance Heavy Industries – Tam Zamanlı Staj**  
11.2016- 02.2017/ Ataşehir - İstanbul
- **Arkad Yapı – Tam Zamanlı Staj**  
09.2015 – 01.2016 / Ataşehir - İstanbul

### PROJELER:

- **Çınarcık – Doğancı – Nilüfer Baraj Gölü Havzaları Özel Hüküm Koruma Planı Çalışması**  
2020- ...
- **Alibey Barajı Barajı Havzası Koruma Planı Çalışması**  
2020- ...
- **Ömerli Barajı Havzası Koruma Planı Çalışması**  
2020- ...
- **Nitrata Hassas Bölgelerin Belirlenmesi ve Eylem Planlarının Hazırlanması Projesi**  
2018- ...

- **Çözünmüş Oksijen Sensörü ve Kontrol Ünitesi Geliştirilmesi Projesi**  
2018- ...
- **Çıldır Gölü Özel Hüküm Belirlenmesi Projesi**  
2018- 2020
- **Gediz Havzası Nehir Havza Yönetim Planı Hazırlanması Projesi**  
2017- 2019
- **Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Çamur Çürütücü Çıkış Sularında Anaerobik Amonyum Oksidasyonu Prosesi ile Azot Giderimi Ön Etüt Projesi**  
2017- 2019
- **Büyükçekmece Gölü Özel Hüküm Belirlenmesi Projesi**  
2019- 2019
- **Borabey Göleti Havzasının İnfiltrasyon Kapasitesinin Belirlenmesi**  
2015-2016

#### **YAYINLAR**

Çelen-Erdem, İ., Kurt E. S., Bozçelik B., Çallı B., 2018. Upflow packed bed Anammox reactor used in two stage deammonification of sludge digester effluent. Water Science & Technology, 78(9), 1843-1851.

#### **YETENEKLER:**

- **İngilizce**  
İleri Düzey
- **Office Programları**  
Excel - İleri Düzey  
Word - Orta Düzey  
Power Point - Orta Düzey
- **Sumo-2016/2019**  
Orta Düzey
- **Google Earth**  
Orta Düzey
- **Super Decision**  
Orta Düzey