

**KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**

**OKSİDASYON HENDEĞİNDE  
DÜŞÜK OKSİJENLE NUTRIENT GİDERİMİ**

**MÜCAHİT ESAT AYMAK**

**KOCAELİ 2019**

KOCAELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ  
ANABİLİM DALI

YÜKSEK LİSANS TEZİ

OKSİDASYON HENDEĞİNDE DÜŞÜK OKSİJENLE  
NUTRIENT GİDERİMİ

MÜCAHİT ESAT AYMAK

Prof. Dr. Aykan KARADEMİR  
Danışman, Kocaeli Üniversitesi  
Doç. Dr. Asude ATEŞ  
Jüri Üyesi, Sakarya Üniversitesi  
Doç.Dr. İsmail ÖZBAY  
Jüri Üyesi, Kocaeli Üniversitesi



Tezin Savunulduğu Tarih: 31.05.2019

## ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Öncelikle, lisans ve yüksek lisans eğitimim boyunca bana yol göstererek bilgisi ile ışık tutan, özellikle de bu tez çalışmasının başlamasından bitimine kadar her konuda destek ve yardımını esirgemeyen, danışman hocam Kocaeli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Prof. Dr. Aykan KARADEMİR'e ve Dr. Öğretim Üyesi Kadriye OKTOR başta olmak üzere diğer bölüm hocalarıma,

Fikir ve bilgileri doğrultusunda tezimin oluşmasında katkı sağlayıp, yardımları dokunan olan Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Öğretim Üyesi Prof. Dr. Eyüp DEBİK'e,

Yüksek lisans eğitimine başlamamı teşvik eden, yol arkadaşım, Çevre Mühendisi Semih ÇELİK'e; tezimin oluşması için gerek numune alımında gerekse analiz çalışmalarında yardımları bulunan mesai arkadaşım, Çevre Mühendisi Ömer DUMAN'a; yüksek lisans eğitim dönemim boyunca çalışmalarım için her türlü kolaylığı ve desteği gösteren İSKİ Çatalca Atıksu Arıtma Tesisleri Bölge Şefi Kenan ÜLKER'e, İSKİ Atıksu Arıtma Dairesi Başkanlığı'na ve İSKİ laboratuvar çalışanlarına,

En önemlisi de bu tez çalışmasının gerçekleştirilmesinde şüphesiz en çok emeği geçen, çalışmalarım boyunca gösterdiği sabır ve manevi desteklerinden ötürü fedakar eşim, sevgili Zehra AYMAK'a ve kıymetli çocuklarım Rezzan Feyza ve Hilal Sare'ye; metin çevirilerinde kahrımı çeken sevgili kuzenim Aliye KAYMAK'a ve yaşamımın her anında beni yüreklendiren, her zaman koşulsuz şartsız sevgilerini, desteklerini hissettiğim, onların sayesinde bu noktaya geldiğimi hiç unutmadığım sevgili validem Rabia AYMAK ve sevgili babam Mustafa AYMAK'a sonsuz teşekkürü bir borç bilir, saygılarımı sunarım.

Mayıs-2019

Mücahit Esat AYMAK

## İÇİNDEKİLER

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR .....	i
İÇİNDEKİLER .....	ii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	iv
TABLolar DİZİNİ .....	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ .....	vii
ÖZET.....	viii
ABSTRACT.....	ix
GİRİŞ .....	1
1. GENEL BİLGİLER .....	3
1.1. Evsel Atıksular .....	3
1.1.1. Evsel atıksuların özellikleri .....	6
1.1.2. Evsel atıksuların arıtımının önemi .....	10
1.1.3. Evsel atıksuların arıtıma yöntemleri .....	11
1.1.4. Türkiye’ de evsel atıksu arıtımı.....	12
1.2. Biyolojik Arıtma.....	15
1.2.1. Biyolojik arıtma sistemleri .....	16
1.2.1.1. Askıda büyüyen sistemler .....	17
1.2.1.2. Bağlı büyüyen sistemler.....	18
1.2.1.3. Anaerobik arıtım .....	19
1.2.1.4. Fakültatif sistemler.....	20
1.2.2. Biyolojik arıtımın temelleri.....	20
1.2.2.1. Aerobik oksidasyon.....	20
1.2.2.2. Nitrifikasyon .....	22
1.2.2.3. Denitrifikasyon.....	30
1.2.2.4. Biyolojik aşırı fosfor giderimi.....	33
1.2.3. Biyolojik arıtım konfigürasyonları.....	39
1.2.3.1. A/O prosesi .....	40
1.2.3.2. A <sup>2</sup> /O prosesi .....	41
1.2.3.3. Beş kademeli bardenpho prosesi.....	42
1.2.3.4. UCT prosesi .....	43
1.2.3.5. VIP .....	44
1.2.3.6. Ardışık kesikli reaktör (AKR).....	45
1.3. Oksidasyon Hendeği .....	45
1.3.1. Oksidasyon hendeğinde nutrient giderimi üzerine yapılmış çalışmalar .....	50
2. MALZEME VE YÖNTEM.....	55
2.1. Araştırmanın Amacı .....	55
2.2. Çalışmanın Yürütüldüğü Tesisler .....	56
2.3. Analiz Yöntemleri.....	60
3. BULGULAR VE TARTIŞMA .....	64
3.1. KOI.....	64
3.2. T-N....	66
3.3. NH <sub>4</sub> -N.....	68

3.4. T-P.....	69
3.5. AKM... ..	71
3.6. Enerji Tüketimi... ..	73
4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER .....	75
KAYNAKLAR .....	78
KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER .....	85
ÖZGEÇMİŞ .....	86



## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1.	Atıksudaki katı maddelerin sınıflandırılması.....	7
Şekil 1.2.	Türkiye’ de atıksu arıtma hizmetinin ulaştığı nüfusun yıllara göre oranı .....	13
Şekil 1.3.	Türkiye’ deki atıksu arıtma tesislerinin iller bazında dağılımı .....	14
Şekil 1.4.	Türkiye’ deki atıksu arıtma tesislerinin tipleri.....	14
Şekil 1.5.	Aktif çamur prosesi akış diagramı .....	18
Şekil 1.6.	Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü .....	21
Şekil 1.7.	Aerobik arıtmada organik madde giderme mekanizması .....	21
Şekil 1.8.	Anammox sürecinin şematik görünümü .....	29
Şekil 1.9.	OLAND prosesi .....	30
Şekil 1.10.	Toplam fosforun şematik gösterimi .....	33
Şekil 1.11.	Anaerobik-aerobik şartlarda işletilen reaktörde fosfat bırakımı ve alımı.....	35
Şekil 1.12.	(a) Gelişmiş biyolojik fosfor giderim işleminin akış diyagramı, (b) Fosfat biriktiren organizma metabolizmasının şematik diyagramı.....	36
Şekil 1.13.	A/O prosesinin şematik görünümü .....	40
Şekil 1.14.	A <sup>2</sup> /O prosesinin şematik görünümü .....	41
Şekil 1.15.	Bardenpho prosesinin şematik görünümü.....	42
Şekil 1.16.	UCT prosesi akım şeması .....	43
Şekil 1.17.	VIP prosesi.....	44
Şekil 1.18.	AKR prosesi.....	45
Şekil 1.19.	Oksidasyon hendeği .....	47
Şekil 1.20.	Oksidasyon hendeklerinin tipik örnekleri a) Tek kanallılar, b) Çok kanallı.....	48
Şekil 2.1.	İSKİ Çanakça biyolojik atıksu arıtma tesisi, Çatalca.....	58
Şekil 2.2.	Çanakça BAAT akış diagramı .....	59
Şekil 2.3.	İSKİ Kestanelik atıksu arıtma tesisi, Çatalca.....	60
Şekil 2.4.	Kestanelik BAAT akış diagramı .....	61
Şekil 2.5.	Modifiye edilmiş sistemin gösterimi .....	62
Şekil 2.6.	Modifiye sistemin çözünmüş oksijen konsantrasyonları a) Anoksik kısım sonu, b) Oksik kısım sonu.....	63
Şekil 2.7.	B tesisi havalandırma sistemi üzerinde yapılan değişiklikler .....	65
Şekil 2.8.	Geri devir hattının anoksik bölgenin başına taşınması .....	65
Şekil 3.1.	A tesisi KOI analiz verileri .....	67
Şekil 3.2.	B tesisi KOI analiz verileri .....	68
Şekil 3.3.	Modifikasyon öncesi dönem KOI verimleri .....	68
Şekil 3.4.	A tesisi T-N analiz verileri.....	69
Şekil 3.5.	B tesisi T-N analiz verileri.....	69
Şekil 3.6.	Modifikasyon öncesi dönem T-N giderim verimleri .....	70
Şekil 3.7.	A tesisi NH <sub>4</sub> -N analiz verileri .....	70
Şekil 3.8.	B tesisi NH <sub>4</sub> -N analiz verileri.....	71
Şekil 3.9.	A tesisi T-P analiz verileri .....	71

Şekil 3.10.	B tesisi T-P analiz verileri.....	72
Şekil 3.11.	Modifikasyon öncesi dönem T-P giderim verimleri.....	72
Şekil 3.12.	A tesisi AKM analiz verileri .....	73
Şekil 3.13.	A tesisi proses AKM verileri .....	73
Şekil 3.14.	B tesisi AKM analiz verileri .....	74
Şekil 3.15.	B tesisi AKM analiz verileri .....	74
Şekil 3.16.	Modifikasyon öncesi dönem AKM giderim verimleri .....	74
Şekil 3.17.	Modifikasyon öncesi ve sonrası enerji tüketimleri .....	75



## TABLolar DİZİNİ

Tablo 1.1.	Ham atıksu özellikleri .....	3
Tablo 1.2.	Evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları .....	5
Tablo 1.3.	Türkiye için kentsel atıksu karakterizasyonu .....	6
Tablo 1.4.	Biyolojik arıtma prosesleri .....	17
Tablo 1.5.	İşletme ve çevre şartlarının nitrifikasyon prosesine etkileri .....	26
Tablo 1.6.	Farklı BOİ <sub>5</sub> /ΔP ve KOİ/ ΔP seviyeleri için önerilen sistemler .....	44
Tablo 1.7.	Oksidasyon hendekleri için tasarım parametreleri.....	47
Tablo 2.1.	A ve B tesisleri tasarım parametreleri.....	59
Tablo 2.2.	A ve B tesisleri işletme parametreleri (2018) .....	59
Tablo 2.3.	Modifikasyon sonrası hacimsel dağılımlar .....	62
Tablo 2.4.	Aktif çamur modifikasyonları işletme parametreleri.....	63
Tablo 3.1.	Çalışma dönemine ait işletme verileri (Mart-Eylül 2018).....	64



## SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

$m^3$	: Metreküp
mg/l	: Miligram/litre
T	: Sıcaklık, ( $^{\circ}C$ )
t	: Süre, (dk)
V	: Hız, (sn)

### Kısaltmalar

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
AKM	: Askıda Katı Madde
AKM <sub>(çamur)</sub>	: Aktif Çamurdaki Askıda Katı Madde
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
AOA	: Anaerobik Oksik Anoksik
A Tesisi	: Çanakça Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
BAAT	: Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
B Tesisi	: Kestanelik Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
C/N	: Karbon/Azot oranı
ÇO	: Çözünmüş Oksijen
DN	: Diameter Nominal (Boru iç çapı)
GAO	: Glikojen Biriktiren Organizmalar
İSKİ	: İstanbul Su Kanal İdaresi
KAAY	: Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği
KAS	: Katı Alıkonma Süresi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	: Amonyum Azotu
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	: Nitrit Azotu
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	: Nitrat Azotu
ORP	: Oksidasyon Redüksiyon Potansiyeli
PBO	: Fosfor Biriktiren Organizma
PHB	: Polihidroksibütrat
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	: Fosfat Fosforu
SND	: Simultane Nitrifikasyon-Denitrifikasyon
TL	: Türk Lirası
TKN	: Toplam Kjeldahl Azotu
TN	: Toplam Azot
TP	: Toplam Fosfor
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UCT	: University of Cape Town (Cape Town Üniversitesi)
UYA	: Uçucu Yağ Asidi
VIP	: Virginia Initiative Plant (Virginia Girişim Tesisi)

## OKSİDASYON HENDEĞİNDE DÜŞÜK OKSİJENLE NUTRIENT GİDERİMİ

### ÖZET

Dünya nüfusunun günden güne artması ve bilinçsiz kullanım, su kaynaklarının giderek daha fazla kirlilik baskısına maruz kalmasına neden olmaktadır. Bu durum da daha ekonomik ve çevre dostu sistemlerin geliştirilmesi ihtiyacını meydana getirmektedir. Böylelikle yeni inşa edilen tesislerin nutrient giderimine göre tasarlanıp işletilmesi gerekmekte iken; mevcutta sadece karbon ve Askıda Katı Madde (AKM) giderimi amaçlı olarak kullanılan tesislerin de belirli modifikasyonlarla nutrient giderimini de sağlayacak şekilde revize edilmesi bir ihtiyaçtır.

Bu çalışmada İstanbul'da karbon ve AKM giderimine yönelik yapılmış olan ve biyolojik arıtma sistemi olarak oksidasyon havuzu kullanan iki arıtma tesisinde havalandırma sisteminde yapılan değişiklikler ile sistemin nutrient giderimine uygun hale getirilmesi amaçlanmış ve elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir. Çalışma kapsamında oksidasyon havuzlarında havalandırma sistemine müdahale edilerek anoksik ve anaerobik bir bölge oluşturulmuş ve sistemin AOA prosesi gibi işletilmesi sağlanmıştır. Havuz hacminin düşüklüğü nedeniyle sistemin tümü zorunlu olarak düşük oksijen koşullarında ( $<1$  mg/l) çalıştırılmıştır. Tesis girişi ve çıkışlarında yaklaşık yedi ay boyunca periyodik olarak KOİ, BOİ, AKM, AKM<sub>(aktif çamur)</sub>, Toplam N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N ve Toplam P ölçümleri yapılarak sistem değişikliğinin arıtma verimleri ve nutrient giderimi üzerindeki etkileri gözlenmiştir. Yapılan ölçümlerde sistemdeki değişikliklerin, BOİ, KOİ ve AKM giderimlerinde herhangi bir olumsuz etki oluşturmadığı, azot ve fosfor açısından ise modifikasyon öncesine göre % 50-80 arasında bir giderim verimi sağladığı ve enerji maliyetlerini düşürdüğü görülmüştür. Elde edilen sonuçlar, bu tür tesislerde, herhangi bir ek yatırım olmaksızın, sadece havalandırma sistemi üzerinde yapılabilecek değişikliklerle düşük oksijenli koşullarda bile iyi bir karbon, azot ve fosfor giderimi sağlanabileceğini göstermiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Düşük Oksijen, Havalandırma, Nutrient Giderimi, Oksidasyon Hendeği.

## **NUTRIENT REMOVAL WITH LOW OXYGEN IN THE OXIDATION DITCH**

### **ABSTRACT**

The increase in the global population causes the water resources to become increasingly subject to more pollution pressures. This creates the need to develop more economical and environmentally friendly systems. Thus, the newly constructed facilities should be designed and operated according to nutrient removal; it is a necessity to revise the facilities used for the purpose of removing carbon and Suspended Solids (AKM) in a way that they can provide nutrients removal with certain modifications.

In this study, it was aimed to make the system of two treatment plants in İstanbul which were designed for carbon and AKM removal and uses oxidation ditch as biological treatment system suitable for nutrient removal with the alterations in ventilation system and the results obtained were evaluated. Within the scope of the study an anoxic and anaerobic zone was formed by interfering in the ventilation system in oxidation ditch and it was provided for the system operate like AOA process. Because of the low ditch volume the entire system was forced to operate under low oxygen (<1 mg/l) conditions. COD, BOD, AKM, MLSS, T-P, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N and T-P measurements were made approximately for 7 months in influent - effluent and the effect of this system change on treatment efficiencies and nutrient removal were observed. With the measurements it was observed that the changes in the system did not have any negative effects on COD, BOD and AKM removal while they provided a removal efficiency after % 50-80 in terms of nitrogen and phosphorus compared to before of the modification. The Results obtained show that in such kinds of plants, a good carbon nitrogen and phosphorus removal can be achieved, even under low oxygen conditions, with only alternations in ventilation system without any extra investments.

**Keywords:** Low Oxygen, Aeration, Nutrient Removal, Oxidation Ditch.

## GİRİŞ

Ülkemizde gerek su kaynaklarının giderek daha fazla kirlilik baskısına maruz kalması, gerekse küresel ısınma vb. nedenlerle, özellikle tatlı su kaynaklarının kullanımında yakın gelecekte yaşanabilecek sınırlılıklar nedeniyle, atıksular dâhil tüm su kaynaklarının bütüncül ve sürdürülebilir bir su yönetimi yaklaşımıyla yönetilmesi zorunluluk haline gelmiştir. Bu kapsamda, hem kirlilik yüklerinin azaltılarak su kaynaklarının ötrofikasyondan korunması, hem de yeniden kullanım amacına uygun bir şekilde arıtım sağlanması için evsel atıksuların ileri derecede arıtımı ve atıksu arıtımında karbon gideriminin yanında azot ve fosfor gibi nutrientlerin giderimi de gereklilik kazanmıştır.

Yasal çerçeve bakımından ülkemizdeki arıtma tesislerine ilişkin olarak 20.03.2010 tarih ve 27527 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanan “Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği” Madde 11-d’de “nüfusun 10.000’den fazla olduğu yerlerde, bölgenin az hassas, normal veya hassas alan olması durumlarına göre uygulanabilecek arıtma alternatifleri farklıdır. Yerleşim birimlerinin atıksularının arıtılması konusunda Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği hükümleri uygulanır. Bölgenin hassas alan olması durumunda azot ve/veya fosfor giderimi yapılması gerekir. Azot ve/veya fosfor giderimi proses seçimi Ek-2’de, tasarım kılavuzu ise Ek-3’de verilmektedir” ifadesi mevcuttur (AATTUT, 2010). Bu bağlamda ülkemizde özellikle son yıllarda yapılan evsel atıksu arıtma tesisleri, çoğunlukla azot ve fosfor giderimini de içeren ileri biyolojik arıtma tesisi olarak yapılmakta ve işletilmektedir.

Çevre Şehircilik Bakanlığı 2017 yılı verilerine göre ülkemizde toplam 1127 arıtma tesisi bulunmakta olup bunların 54 tanesi fiziksel arıtma, 439 tanesi biyolojik arıtma, 188 tanesi ileri arıtma ve 260 tanesi de doğal arıtma tesisleridir. Bunun yanında 260 adet yapay sulak alan tesisi ve 131 adet paket biyolojik arıtma tesisi bulunmaktadır (Nas, 2017). Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK) verilerine göre 4,5 milyar m<sup>3</sup> atıksu kanalizasyon şebekesinden deşarj edilip bunun 3,8 milyar m<sup>3</sup>’ü atıksu arıtma tesislerinde arıtılmaktadır; arıtılan atıksuyun % 31,6’sına biyolojik, % 44,5’ine ileri,

% 23,6'sına fiziksel ve % 0,3'üne doğal arıtma uygulanmıştır (TÜİK, 2017). Tüm bu veriler, ülkemizdeki su kaynaklarının kirlilikten ve ötrofikasyondan korunması için evsel atıksuların daha yüksek düzeylerde ileri arıtıma tabi tutulması ve azot ve fosfor gideriminin sağlanmasının gerekliliğini ortaya koymaktadır.

İstanbul özelinde düşünüldüğünde, büyük kapasiteli merkezi arıtma tesislerinde ileri biyolojik arıtımın gerçekleştirilmesine rağmen, merkezi yerler dışında dağınık olarak bulunan ve çoğunluğu düşük kapasiteli olmasına rağmen sayıca çok olan biyolojik arıtma tesislerinde ileri arıtımın henüz gerçekleştirilmediği gözlenebilir. İstanbul Su ve Kanalizasyon İşletmesi (İSKİ) verilerine göre İstanbul'da debisi 5000 m<sup>3</sup>/gün'den düşük 65 adet atıksu arıtma tesisi mevcuttur (İSKİ, 2018). Bu tesisler, düşük debilere sahip olmalarına rağmen toplamda belirli bir atıksu debisini (ortalama 60000 m<sup>3</sup>/gün) arıtmaları ve çevre bölgelerde yer alan su kaynaklarına (özellikle içsel kaynaklar) yakın olmaları bakımından önemlidirler; ancak bu tesislerde klasik arıtmadan ileri biyolojik arıtıma geçilmesi, tesislerin sayıca çok ve yerleşim olarak dağınık olmaları nedeniyle yatırım olarak yüksek maliyet gerektirmektedir. Bu nedenle tesislerde, maliyeti görece düşük modifikasyonlar yapılarak karbonun yanında azot ve fosfor gideriminin de sağlanabileceği düşünülmektedir.

Bu çalışma, İstanbul'da, düşük kapasiteli ve biyolojik arıtma sistemi olarak oksidasyon hendeği içeren iki arıtma tesisinde azot ve fosfor giderimi sağlamak üzere yapılan modifikasyonların performansının değerlendirilmesini içermektedir. Oksidasyon havuzunda havalandırma sistemi üzerinde yapılan düzenlemeler ile bir anaerobik ve anoksik bölge oluşturulmuş ve sistemin AnaerobikOksikAnoksik proses olarak işletilmesi sağlanmıştır. Havuz hacminin düşüklüğü nedeniyle sistemin tümü zorunlu olarak düşük oksijen koşullarında çalıştırılmıştır. Tesis girişi ve çıkışlarında yaklaşık yedi ay boyunca periyodik olarak KOİ, BOİ, AKM, Toplam N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N ve Toplam P ölçümleri yapılarak sistem değişikliğinin arıtma verimleri ve nutrientlerin giderimi üzerindeki etkileri gözlenmiştir.

## 1. GENEL BİLGİLER

### 1.1. Evsel Atıksular

Evsel nitelikli atıksular, insanların günlük yaşam faaliyetlerinin yer aldığı okul, hastane, otel gibi yerleşim bölgelerinden kaynaklanan atıksular olarak tanımlanır ve kolloidal, askıda ve çözünmüş halde inorganik ve organik maddeler içermektedirler.

Taze atıksu, toprağımsı görünümde, zararsız kokuda, bulanık bir sıvıdır. Atıksu içerisinde büyük ve yüzer maddeleri (dışkı, paçavra gibi, plastik kaplar, mısır koçanı), küçük askıda katı maddeleri (dağınık dışkı, kağıt, plastik parçalar) ve çözelti içerisindeki kirleticileri içerir (Duncan, 2004).

Günümüzde evsel atıksuların karakterizasyonu ile ilgili olarak yapılmış birçok çalışma mevcuttur. Tablo 1.1’de ham, yani herhangi bir işleme tabi tutulmamış tipik evsel atıksu özellikleri verilmektedir. Tablodan da görüleceği gibi, evsel atıksular çok yüksek konsantrasyonlarda karbon, azot, fosfor gibi organik besinlerden ve mikroorganizmalardan oluşmaktadır. Bunlar çabuk bozunmaya müsait olup, kanallardan akarken bile biyolojik bozunmaları devam eder. Böylece zaman içinde atık suyun bazı özellikleri de değişmektedir.

Tablo 1.1. Ham atıksu özellikleri (Arceivala, 2002)

Madde	Atıklarda Bulunma Değeri (g/kişi-gün)
Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ <sub>5</sub> )	45–54
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ)	1,6–1,9×BOİ <sub>5</sub>
Toplam Organik Karbon (TOK)	0,6–1,0×BOİ <sub>5</sub>
Toplam Katı Maddeler	170–220
Askıdaki Katı Maddeler	70–154
Makine yağı	10–30
Alkalinite (kalsiyum karbonat olarak)	20 – 30
Kloridler	4 – 8
Toplam Azot, N	6 – 12

Tablo 1.1.(Devam) Ham Atıksu Özellikleri (Arceivala, 2002)

Madde	Atıklarda Bulunma Değeri (g/kişi-gün)
Organik Azot	$\sim 0,4 \times \text{toplam N}$
Serbest Amonyak	$\sim 0,6 \times \text{toplam N}$
Nitrit	-
Nitrat	$\sim 0,0 - 0,5 \times \text{toplam N}$
Toplam Fosfor, P	0,6 – 4,5
Organik Fosfor	$\sim 0,3 \times \text{toplam P}$
İnorganik (ortho- ve polifosfatlar)	$\sim 0,7 \times \text{toplam P}$
Organik Azot	$\sim 0,4 \times \text{toplam N}$
Atıksuda Bulunan Mikroorganizmalar(100 ml atıksu içinde)	
Toplam Bakteri	$10^9 - 10^{10}$
Koliformlar	$10^9 - 10^{10}$
Faecal Streptococci	$10^5 - 10^6$
Salmonella Typhosa	$10^1 - 10^4$
Protozoa Kistleri	$10^3$ miktarına kadar
Helminth Yumurtaları	$10^3$ miktarına kadar
Virüsler (plak oluşturan birimler)	$10^2 - 10^4$

Kirleticiler ve konsantrasyonları; saatlik, günlük, aylık, yıllık, mevsimlik ve yerel şartlara bağlı olarak değişim gösterdiğinden tablodaki veriler yalnızca yol gösterici değerler olup tasarımda o bölgeye ait gerçek veriler esas alınmalıdır. Atıksu karakterizasyonu o yöredeki insanların yaşayış koşullarına bağlı olarak bölgeden bölgeye değişiklik gösterebilir. Örneğin hayvancılık faaliyetlerinin yoğun yapıldığı şehirlerde hayvan yemi ve dışkısı gibi bileşenler atıksularda bulunabilirken, sanayi faaliyetlerinin yoğun olduğu bölgelerde toksik madde, ağır metaller atıksuda daha yoğun olarak bulunabilir. Atıksu toplama şebekelerinin yapısı da atıksuyun karakterizasyonuna doğrudan etki yapmaktadır. Yağmur suyu ile evsel atıksuların

birlikte toplandığı sistemlerde yağışlı aylarda atıksu debisi karakterizasyonu önemli miktarda değişim gösterir.

Atıksudaki kirleticilerin konsantrasyonlarına bağlı olarak atıksuyu, zayıf, orta ve kuvvetli olarak sınıflandırmak mümkündür. Bu sınıflandırma Tablo 1.2’de verilmiştir (Metcalf & Eddy, 2003).

Tablo 1.2. Evsel atıksularda bulunan bazı kirleticilerin tipik konsantrasyonları

Kirletici	Konsantrasyon (mg/l)		
	Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam katı madde	390	720	1230
Toplam çözünmüş katı madde	270	500	860
Sabit	160	300	520
Uçucu	110	200	340
Toplam askıda katı madde	120	210	400
Sabit	25	50	85
Uçucu	95	160	315
Çökebilir katı madde (ml/L)	5	10	20
BOİ <sub>5</sub> , 20 C	110	190	350
KOİ	250	430	800
Azot (toplam)	20	40	70
Organik	8	15	25
Serbest amanyok	12	25	45
Nitrit	0	0	0
Nitrat	0	0	0
Fosfor (toplam)	4	7	12
Organik	1	2	4
İnorganik	3	5	8
Klorür	30	50	90
Sülfat	20	30	50
Yağ ve gres	50	90	100
Uçucu organikler (µg/L)	<100	100-400	>400



Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından hazırlanan TÛRAAT Projesi kapsamında ÷lkemizdeki 332 adet AAT’inde incelemede bulunulmuş ve 2015 yılı için yıllık ortalama atıksu analiz sonuçları Tablo 1.3’de verilmiştir.

Tablo 1.3. T÷rkiye için kentsel atıksu karakterizasyonu (Nas, 2017)

Parametre	Konsantrasyon (mg/l)
KOI	444
BOI <sub>5</sub>	191
AKM	232
Toplam Azot	46
Toplam Fosfor	6

Bu verilere göre ÷lkemiz orta konsantrasyona sahip atıksu bileşimine sahiptir şeklinde değeriendirilebilir.

#### 1.1.1. Evsel atıksuların özellikleri

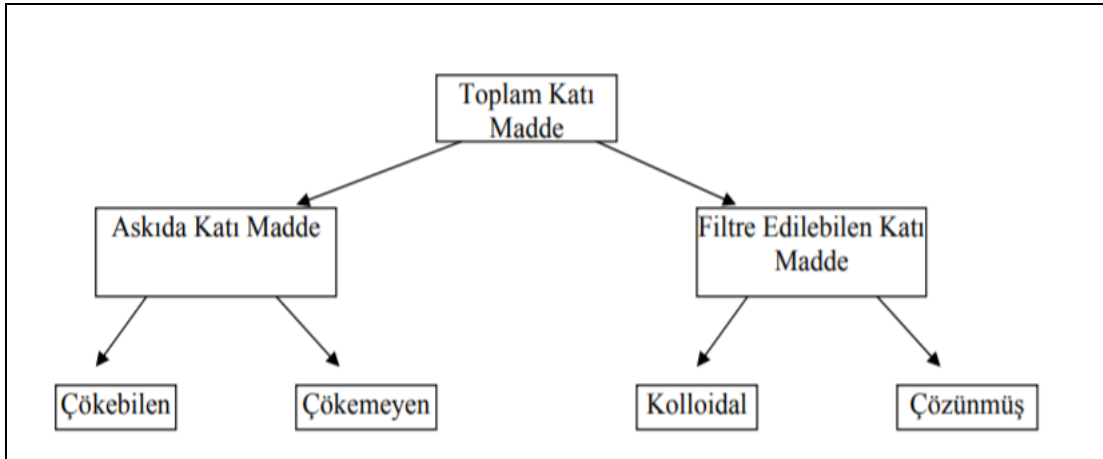
Evsel atıksuların yaklaşık % 99’u su olup, % 1-5’lik kısmı organik ve inorganik madde ihtiva etmektedir. Atıksuların karakteristiğı, debi ve atıksu özellikleri ile ilgilidir. (Sarı, 2005).

Atıksu içerisindeki kirleticilerin giderilmesinde bu maddelerin özellik ve konsantrasyonları etkili olmaktadır. Atıksu karakterizasyonu fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler ile tanımlanır.

Fiziksel özellikler:

Katı madde: Evsel atıksularda toplam katı madde konsantrasyonu; sudaki çözünmüş ve askıdaki maddelerin toplamını ifade eder (Şekil 1.1.).

Toplam katı maddelerin ortalama % 70’i çözünmüş formda geri kalan kısmı ise suspanse formdadır. Orta kirli bir atıksuda suspanse katı maddelerin ortalama % 75’i ve çözünmüş filtre edilebilen katı maddelerin ortalama % 40’ı organik karakterdedir (Du ve diğ., 2007).



Şekil 1.1. Atıksudaki katı maddelerin sınıflandırılması

**Koku:** Atıksudaki organik maddelerin, organik çözücülerin, petrol ve yağ benzeri maddelerin anaerobik bozunması sonucu istenmeyen kokular oluşabilmektedir. Bu kokular atıksuda bulunan maddelere, hava ve iklim şartlarına bağlı olarak değişiklik gösterir. Atıksuda oksijen ( $O_2$ ) veya nitrat ( $NO_3$ ) eksikliğinde, oluşan anaerobik parçalanma sonucu kötü koku yayan maddeler genel olarak, inorganik gazlar (amonyak, hidrojen sülfür) ve organik gazlar (amin, aldehit, alkol, karbonil merkaptan ve yağ asitleri)'dir. Fakat atıksu kanalizasyon hatlarında veya atıksu arıtma tesislerinde karşılaşılan kokunun büyük bir kısmını Hidrojen Sülfür ( $H_2S$ ) gazından kaynaklanmaktadır (Sincero ve diğ., 2002).

**Sıcaklık:** Atıksuların sıcaklığı yaz aylarında hava sıcaklığından düşük, kış aylarında ise hava sıcaklığından yüksektir. Mevsim şartlarına ve yağmur durumuna göre atıksuyun sıcaklığı 10-20 °C değerleri arasındadır (Metcalf & Eddy, 2003).

**Renk:** Evsel atıksular bozunmaya uğramadığı sürece açık gri renkte olup bulanık ve küf kokuludur. Koyu gri renk ve  $H_2S$  kokusu bozulmuşluğu gösterir. Kanalda çok uzun süreli akış ve atık çöplerle bekleme kokuşmaya ve bozulmaya neden olur. Diğer renk ve kokular işletme sularında görülebilir (Davis, 2015).

**Kimyasal özellikler:**

**Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ):** Organik maddenin ölçüsü olarak, oksidasyon (karbonlu maddelerin oksitlenmesi) sırasında harcanan oksijen miktarı esas alınır ve bu değer biyokimyasal oksijen ihtiyacı olarak adlandırılır. Biyokimyasal oksidasyon,

su içinde bir yanma olayı olup, bu yanma esnasında suda çözülmüş oksijen kullanılır. Oksijenin fazla sarf edilmesi, sudaki organik madde miktarının o kadar fazla olması anlamına gelmektedir. Organik madde içeren suların oksijen ihtiyacı, karbonlu maddelerin, tamamen CO<sub>2</sub>'ye dönüşmesine kadar artmaktadır. Teorik olarak sonsuz olan biyolojik oksijen ihtiyacı pratikte, bütün organik maddelerin ayrıştırılması için yaklaşık 20 gün kabul edilmektedir. BOİ testi için kullanılan 5 günlük sürede ise oksitlenme % 60-70 arasında gerçekleşir. Bu esnada sarf edilen oksijene, birinci kademe nihai biyokimyasal oksijen ihtiyacı denir ve BOİ ile gösterilir. Evsel atıksular için BOİ<sub>5</sub> ile BOİ<sub>u</sub> arasında; BOİ<sub>5</sub>/BOİ<sub>u</sub> ≈ 0,68 bağıntısı vardır (Tünay ve Meriç, 2000).

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Atıksuyun organik kirliliğinin belirlenmesinde, organik içeriğin aşırı asidik bir ortamda kuvvetli bir oksitleyici ile parçalanarak sonucun oksijen eşdeğeri cinsinden ifade edildiği kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) testi kullanılmaktadır. KOİ asidik ortamda kuvvetli bir kimyasal oksitleyici vasıtasıyla ölçülür. Kimyasal olarak oksitlenebilen maddeler, biyolojik olarak oksitlenebilenlerden fazla olduğundan, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacından daha büyüktür (Sincero ve diğ., 2002).

Ülkemizde yapılan deneysel çalışmalara göre KOİ/BOİ oranının 1,6-2,5 arasında değiştiği belirlenmiş olup, bu değer ortalama 2 olarak kabul edilebilir (Eroğlu, 2002).

pH: pH bir çözeltinin asitlik özelliğinin göstergesi olup, hidrojen iyonunun aktivitesinin eksi logaritmasına (-log[H<sup>+</sup>]) eşittir. Atıksuyun pH değeri atıksu arıtımında biyolojik ve kimyasal arıtma proseslerin belirlenmesinde önemlidir. pH, su ve atıksu mühendisliğinde önemli bir parametre olup sucul hayatta tolere edilebilir konsantrasyon aralığı oldukça dardır. pH değeri, evsel atıksularda 6,5-7,5, içme sularında 6-8 aralığında görülürken, deniz suyunda yaklaşık 8 ve doğal sularda ise 7 civarındadır. (Sincero ve diğ., 2002).

Azot ve Fosfor: Azot ve fosfor atıksudaki mikroorganizmalar için bir besin maddesidirler ve evsel atıksularda azot ve fosfor biyolojik arıtım için gerekli miktarda vardır. Atıksudaki azot genel olarak proteinli maddelerden ve üreden kaynaklanmaktadır. Genellikle evsel atıksularda 4-15 mg/l civarında fosfor bulunur. Son yıllarda özellikle deterjan yapımında katkı maddesi olarak fosfat ve polifosfat

bileşikleri büyük miktarlarda kullanılmaktadır. Buna bağlı olarak da yüzeysel sulara fosfor deşarjı da artış göstermiştir (Metcalf & Eddy, 2003).

Klorür: Evsel atıksularda, klorürün belli başlı kaynağı insan idrarıdır. Su sertliğinin yüksek olduğu bölgelerde, su yumuşatıcılarının kullanılması ile büyük miktarda klorür atıksuya karışmaktadır. Alıcı ortamda yüksek miktarda klorür konsantrasyonlarının bulunması, alıcı ortamın atıksu deşarjına maruz kaldığının bir göstergesidir.

Alkalinite: Alkalinite suyun asitleşmeye karşı direncini sağlar. Atıksuda alkalinite; amanyaktan veya magnezyum, kalsiyum, potasyum, sodyum gibi elementlerin hidroksit, karbonat ve bikarbonatlarının varlığından oluşmaktadır. Evsel atıksular genellikle alkalidir. Nitrifikasyon gibi ototrofik biyolojik aktiviteler için gereklidir (Sincero ve diğ., 2002).

Kükürt: Sülfat iyonu doğal olarak atıksuda mevcuttur. Sülfatlar, kimyasal olarak, anaerobik (oksijensiz) koşullarda, bakteriler tarafından sülfürlere ve hidrojen sülfüre ( $H_2S$ ) indirgenir. Daha sonra  $H_2S$  biyolojik olarak sülfürik asite oksitlenir.

Ağır Metaller ve Zehirli Bileşikler: Nikel, kuşun, krom, kadmiyum, çinko, bakır ve cıva gibi ağır metaller ve oluşturdukları bileşikler mikroorganizmalar için zehirlidir. Bu nedenle atıksuyun biyolojik arıtımı safhasında sorunlar yaratırlar. Evsel atıksularda ağır metaller ve zehirli elementler bulunmaz.

Gazlar: Evsel atıksularda bulunan gazlar; oksijen, azot, hidrojen sülfür, karbondioksit, amonyak ve metandır. Çözünmüş oksijen, aerobik mikroorganizmaların ve diğer aerobik canlıların solunumu için gereklidir. Atıksulardaki oksijen miktarı, mikroorganizmaların oksijen tüketimi sebebi ile çok düşüktür. Atıksuda bulunan organik maddelerin anaerobik parçalanmasının yan ürünlerinden biri metan gazıdır. Bu gaz çabuk alev alan ve patlama tehlikesi olan bir gazdır.  $H_2S$  gazının ise toksik etkisi çok fazladır (Tünay ve Meriç, 2000).

Biyolojik özellikler:

Bakteriler: Bakteriler tek hücreli yuvarlak, çubuk vb. gibi çeşitli şekilleri olan 0,3-2  $\mu m$  boyutunda mikroorganizmalardır. Organik madde gideriminde gerek alıcı ortamlarda gerekse arıtma sistemlerinde en önemli paya sahiptirler. Bazı türleri

hastalık yapıcıdır. Koliform bakteri grubu evsel atıksu kirlenmesinin bir indikatörü olarak kullanılır.

Fungi: Fungi (mantar) çok hücreli, aerobik mikroorganizmalardır. Ölü organik madde başlıca besin kaynağı olup organik madde dönüşümünde önem taşır. Az nemli ve düşük pH'a sahip ortamlarda gelişebilir.

Agler: Yüzeysel sularda hızla gelişip ötrofikasyona neden olan algler arıtma sistemlerinde (Oksidasyon havuzları) kullanılır. Algler fotosentetik organizmalardır. Tayini mikroskopik sayım ile yapılır.

Protozoa: Tek hücreli mikroorganizmalar olup bakteri ve diğer mikroorganizmalar ile beslenir. Arıtma sistemlerinde ve alıcı ortamlarda mikroorganizma dengesinde yer alır. Bazıları patojendir.

Virüsler: Parazit yapıda DNA veya RNA grubu ile bunları saran bir proteinden oluşan canlılardır. Salgın hastalıkların en önemli nedenlerindendir.

Biyolojik parametreler arasında atıksulardaki zehirli maddelerin bir göstergesi olan zehirlilik de bulunur. Zehirlilik balık veya diğer organizmaların test organizması olarak kullanıldığı biyo-deneyler ile belirlenir (Tünay ve Meriç, 2000).

### **1.1.2. Evsel atıksuların arıtımının önemi**

Evsel atıksuların organik madde, nutrientler ve askıda katı içeriğine ilave olarak birçok patojen mikroorganizmaları da (total koliform, fekal koliform, salmonella, kurt, parazit, protozoa kistleri) muhteva etmektedir. Evsel atıksular yüksek miktarda nütrient (azot ve fosfor) içerikleri sebebiyle, bu nutrientler suda yaşayan mikroskopik canlıların gelişmesini teşvik eder ve ötrofikasyona sebep olurlar. Suda yaşayan bu canlıların gelişmesi ile sudaki metabolik faaliyetler ve buna bağlı olarak da çözünmüş oksijen tüketimi artar. Artan oksijen tüketimi, doğal dengeleyici mekanizmalara galip geldiğinde ise, alıcı su kütleinde çözünmüş oksijen tamamen tükeneneğinden anaerobik koşullar ortama hakim olur. Bu şartlar altında da yine su kütleinde kötü kokular ve rahatsız edici koşullar gelişir. Bütün bu sebeplerden dolayı atıksular, üretildiklerinde, bir an evvel üretim alanından uzaklaştırılmalı, arıtılmalı ve daha sonra

yeniden kullanılmalı veya bir alıcı ortama deşarj edilerek dispersiyonu sağlanmalıdır. Çevreyi, ekolojik dengeyi ve halk sağlığını korumak için bu işlemler gereklidir (Manav, 2012).

Atıksular, hiç ya da yeterli derecede arıtma yapılmadan alıcı ortama verilirse bu problem hem canlı hem de cansız varlıklar üzerinde olumsuz etkilere sahip olacaktır. Örneğin, atıksularda bulunabilecek kanserojenik mikrokirleticilerin besin zincirine müdahil olarak insanlara ulaşması olası etkenlerden biridir (Hasar, 2012).

Atıksulardan kaynaklı toplam koliform ve ötrofikasyona neden olan azot ve fosfor elementlerinin alıcı ortamlardaki müsaade edilebilir sınır değerlere uyulması gerekmektedir. Özellikle kirlilik ve ötrofikasyon kontrolü açısından sucul ortama verilecek atıksuların, 2004 yılında yayınlayan “Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği” uyarınca gerekli deşarj standartlarını sağlamak amacıyla bir arıtma işlemine tabi tutulmasının ardından sucul ortama deşarj edilmesi gereklidir.

### **1.1.3. Evsel atıksuları arıtma yöntemleri**

Atıksu arıtım yöntemleri atıksuyun karakteristiğine ve alıcı ortam deşarj standartlarına göre belirlenmektedir. Evsel atıksular; mekanik, kimyasal, biyolojik olmak üzere üç şekilde arıtıma tabi tutulabilir. Evsel atıksu arıtımında daha önceleri fiziksel işlemler kullanılmakta iken, arıtma faaliyetinin öneminin daha da artması sebebiyle fiziksel işlemlere ilave olarak kimyasal ve/veya biyolojik prosesler birlikte kullanılmaya başlanmıştır.

Mekanik arıtım, fiziksel yöntemlerin kullanıldığı proseslerdir. Bu proseste pompa ve diğer sistemlere zarar verebilecek atıklar giderilir. Mekanik arıtımda odun parçaları, bez gibi katı maddeler ızgarada tutularak, kum gibi sudan daha ağır maddeler yerçekimi etkisiyle çökeltme havuzlarında çöktürülürken yağ vb. maddelerde yüzdürme ile havuzlardan uzaklaştırılır. Izgara, elek, öğütücü, kum tutucu, yağ tutucu, çökeltme havuzu ve yüzdürme havuzu mekanik arıtım birimleridir.

Ön çöktürme havuzlarının verimi askıda katı madde ve BOİ giderme oranına göre değerlendirilir. Askıda katı maddelerin % 50-70'i, BOİ'nin % 25-40'ı giderilebilmektedir (Metcalf & Eddy, 2003).

Kimyasal arıtım, mekanik olarak giderilemeyen kirleticilerin çeşitli kimyasallar yardımıyla giderilmesi amacıyla kullanılan prosestir. Atıksu arıtımında kimyasal işlemler ilk 1850-1890 yılları arasında İngiltere’de kullanılmıştır (Samsunlu, 2006). Kimyasal arıtım işlemleri fiziksel ve biyolojik sistemlerle beraber kullanılabileceği gibi tek başına da kullanılabilmektedir.

Nötralizasyon, pıhtılaştırma-yumaklaştırma, yüzdürme (flotasyon), kimyasal oksidasyon, kimyasal çöktürme, iyon değiştirme başlıca kimyasal arıtma işlemleridir. Kimyasal çöktürme ile % 80-90 askıda katı madde, % 50-80 BOİ, % 80-90 bakteri giderimi sağlanabilmektedir (Samsunlu, 2006).

İleri arıtmada çökelemeyen maddelerin çökeltilmesinde ve fosfor gideriminde kimyasal arıtım uygulanabilir. Kimyasal arıtmayla kirleticiler fiziksel olarak giderilebilen yeni formlara dönüştürülür. Alüm, kireç, demir gibi kimyasallar eklenerek kirleticilerin flokleşmesi sağlanır, daha ağır ve büyük hale gelen maddeler fiziksel olarak daha kolay ve hızlı arıtılır.

#### **1.1.4. Türkiye’ de evsel atıksu arıtımı**

Nüfus artışı ve sanayileşme birlikte dünya üzerinde yüzeysel sular kirlenmeye başlamış ve bu yüzden de salgın hastalıklar giderek çoğalmıştır.

Dünyada modern manada ilk atıksu tesisi, 1842 yılında Hamburg’ da inşa edilmiştir. Bundan 12 yıl sonra da 1855’de Chicago’da, ilk kanalizasyonun yapımına başlanmıştır. Tasfiye tesislerinin inşası ise 1870 yılından sonradır (Muslu, 2000).

Avrupa Birliği ülkelerine ait arıtma tesisine bağlı nüfus değerlerine ve arıtma seviyelerine bakıldığında Finlandiya, İsveç, Danimarka ve Almanya’nın daha ileri seviyede olduğu görülmektedir (Eurostat, 2017).

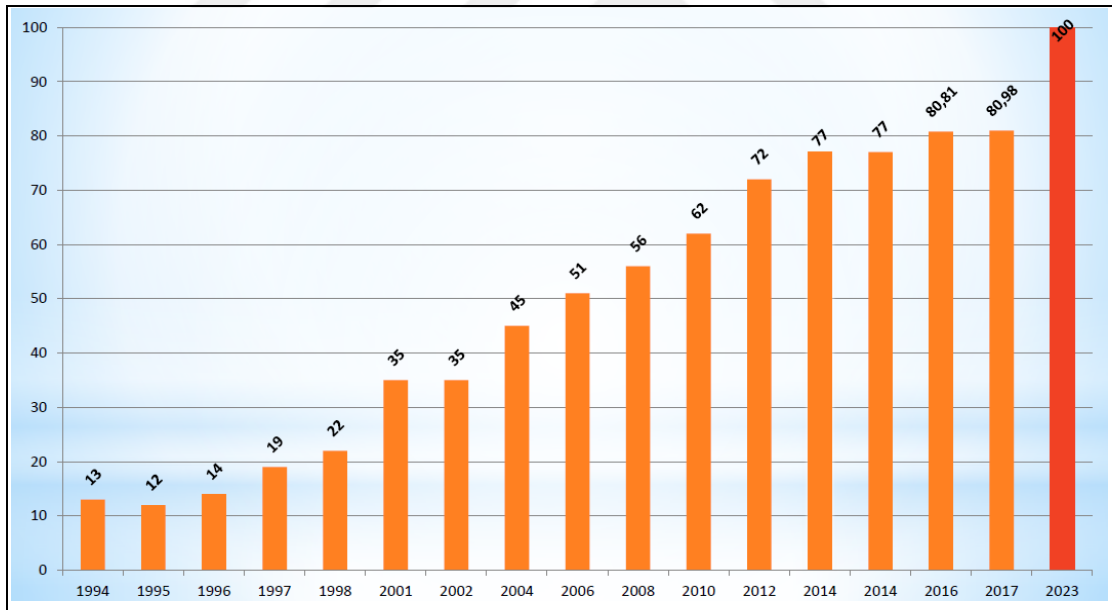
Türkiye’ de belediyeler ilk 1980’lerde atıksu arıtımıyla ilgili teknik hazırlıklar yapmaya başlamıştır. İlk deniz deşarjı 1983’te Yalova ve Çınarcık’ta yapılmıştır (Çakmak ve Apaydın, 2010).

Atıksu arıtma proseslerinin tarihsel süreci; teknolojik gelişmeler, nüfus artışına bağlı olarak artan kentleşme, su kullanım alışkanlıklarının farklılaşması sebebiyle birçok

yeni bileşenler ve kimyasallara bağlı olarak değişim göstermiştir. Atıksuların deşarj edildiği alıcı ortamın kalite kıstasları ve atıksuyun geri kazanımında suyu tüketenlerin kalite gereksinimleri çıkış sularının kalite gereksinimlerini doğrudan etkilemektedir. Alıcı ortamdaki kirletici yüklerinin artması, daha yüksek kalitede çıkış suyu standartlarına ve bu standartlara yeni parametrelerin ilavesine neden olmuştur. Atıksu özellikleri ve çıkış suyu standardının gereksinimi arıtma hedefini belirler. Bu amacın karşılanması için gerekli modernizasyonlar sağlanmaktadır.

Ülkemizde 1994 yılında belediyeçilik hizmeti olarak başlayan atıksu arıtım faaliyetleri ile ülke nüfusunun %13'üne hizmet verilmekte iken bu oran yapılan yeni yatırımlarla 2017 yılında % 80,98'e kadar yükselmiştir (Şekil 1.2).

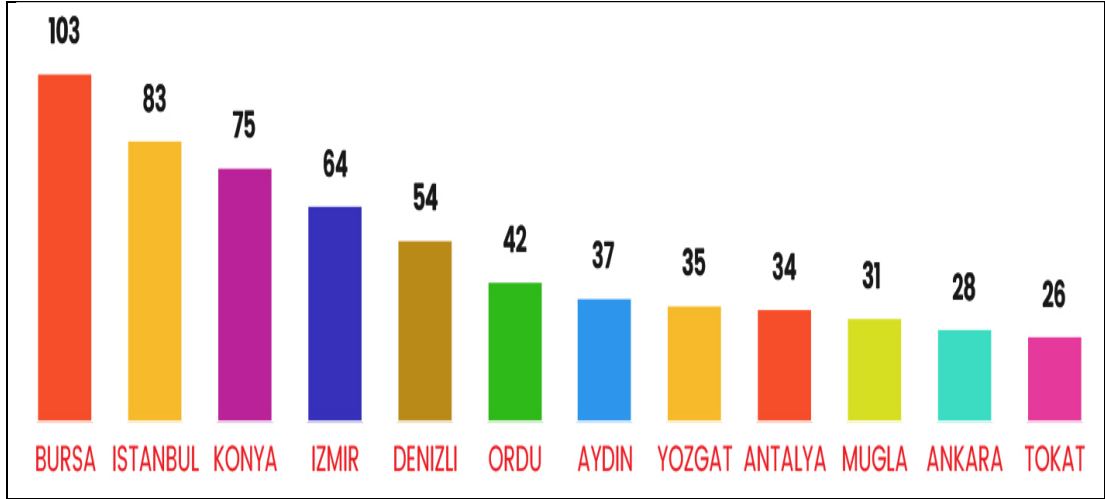
Çevre ve Şehircilik Bakanlığı 2023 yılı Atıksu Arıtma Eylem Planı'na göre, 2023 yılına kadar atıksu arıtma tesislerinin 2154'e çıkarılması ve ülke nüfusunun tamamına atıksu arıtma hizmetinin ulaştırılması hedeflenmektedir (Saraçoğlu, 2017).



Şekil 1.2. Türkiye' de atıksu arıtma hizmetinin ulaştığı nüfusun yıllara göre oranı

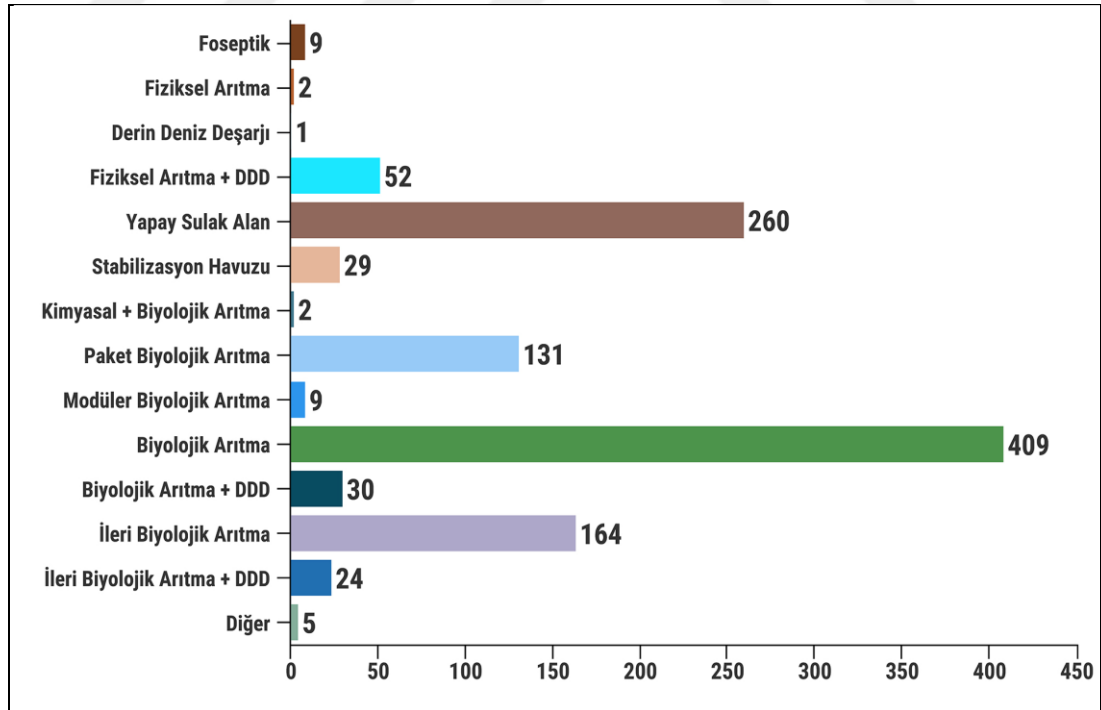
Ülkemizde işletmede, atıl ve inşaatı devam eden olmak üzere 81 ilin 77'sinde toplam 1127 adet Atıksu arıtma tesisi bulunmakta olup 73'ü inşaat halindedir. İller bazında en fazla atıksu arıtma tesisi sırası ile Bursa, İstanbul, Konya ve İzmir illerinde bulunmaktadır (Şekil 1.3). Ülkemizdeki en küçük arıtma tesisi 50 m<sup>3</sup>/gün, en büyüğü ise 971136 m<sup>3</sup>/gün kapasitelidir (Nas, 2017).





Şekil 1.3. Türkiye’deki atıksu arıtma tesislerinin iller bazında dağılımı

Mevcut ve inşaat halindeki 1127 AAT’ nin prosesler bazında dağılımında ise; 409 adet biyolojik arıtma ve 30 adet biyolojik arıtma+derin deniz deşarjı olmak üzere toplam 439 adet biyolojik arıtma, 164 adet ileri biyolojik arıtma ve 24 adet ileri biyolojik arıtma+derin deniz deşarjı olmak üzere toplam 188 adet ileri biyolojik arıtma tesisi bulunmaktadır (Şekil 1.4).



Şekil 1.4. Türkiye’deki atıksu arıtma tesislerinin tipleri (Nas, 2017)

## 1.2. Biyolojik Arıtım

Biyolojik arıtma esas itibariyle atıksu muhteviyatında bulunan organik kirleticilerin, mikroorganizmaların yaşamsal faaliyetlerinden faydalanılarak atıksudan uzaklaştırma yöntemidir. Biyokimyasal işlemler neticesinde mikroorganizmalar, bir taraftan bakteriler karbon kaynaklı BOİ'yi karbondioksit ( $\text{CO}_2$ ) ve suya ( $\text{H}_2\text{O}$ )'ya dönüştürürlerken bir taraftan da bu işlemle elde ettikleri enerjiyi büyümede kullanarak yeni hücre sentezi yaparlar. Bu dönüşüm ve sentez reaksiyonları neticesinde atıksudaki karbon kaynaklı BOİ giderilir.

Atıksuların istenilen kalite standartlarına getirilebilmesi için askıda veya yüzeye tutunmuş mikroorganizmaların kullanıldığı arıtma yönetimi biyolojik arıtma olarak tanımlanır. Atıksular biyolojik arıtmaya tabi tutulduktan sonra arıtma işlevini gerçekleştiren mikroorganizmaların arıtılmış sudan çeşitli yöntemlerle (son çökeltim, membran filtrasyonu vb.) ayrılması gerekir. Sistemin performansı, atıksuyun biyolojik olarak ayrışabilme özelliğine, proses tipine, aktif çamur havuzlarındaki biyolojik ve kimyasal reaksiyonlar ile biyokütlenin arıtılmış sudan ayırma verimine bağlıdır. Biyolojik arıtmaya uygun tüm atıksular için aktif çamur sistemi uygulanabilir (İnsel ve diğ., 2012).

Biyolojik arıtmanın amacı doğada yer alan kirleticilerin yok edilmeleri için biyoflokülasyon ve mineralizasyon proseslerinin optimum şartlarda ve kontrollü çevrede tekrarlanmasıdır. Böylece doğadaki reaksiyonların hızlandırılarak daha kısa bir sürede gerçekleşmesi sağlanır (Curi, 2018).

Biyolojik arıtımın ilk yıllarında sadece karbon gideriminin yeterli olduğu düşünülmesine karşın, evsel atıksuların karbona ek olarak azot ve fosfor gibi nutrientler ihtiva etmesi ve nutrientlerin de alıcı ortamlarda çevresel problemlere sebep olması nedeniyle, bu nutrientlerin de arıtılması ihtiyacı gündeme gelmiş ve yapılan çalışmalar bu yönde gelişme göstermiştir.

Evsel atıksularda azot organik, amonyum, nitrit ve nitrat gibi çeşitli şekillerde bulunabilir; ancak genel olarak organik veya amonyum şeklinde bulunur. Azot konsantrasyonu evsel atıksularda 25-35 mg/l aralığında değişir. Biyolojik arıtmada organik azotun büyük bir kısmı amonyağa dönüşür. Amonyanın da % 20'lik bir kısmı

yeni hücre oluşumunda kullanılır. Geriye kalan % 60'lık azot miktarı alıcı ortama deşarj edilir. Fosfor ise atıksularda, inorganik, ortofosfat veya kompleks fosfatlar olarak organik formda bulunur. Kompleks fosfatlar atıksudaki fosfatın yaklaşık yarısını oluşturur ve sentetik deterjanlardan kaynaklanır. Kompleks fosfatlar biyolojik arıtmada ortofosfata hidrolize olurlar. Evsel atıksularda ortalama fosfor konsantrasyonu 5-9 mg/l arasında değişir. Biyolojik arıtma esnasında fosforun % 10-20'si yeni hücrelere dönüşür. Kalan yaklaşık % 70'lik kısım ise alıcı ortama deşarj edilir (Debik, 2008).

Günümüzde evsel atıksu arıtımında biyolojik arıtma yaygın bir şekilde ve başarıyla uygulanmaktadır. Biyolojik arıtmada proses seçimi ve doğru işlemini için mikroorganizmaların biyokimyasal süreçleri yani besin ihtiyacı ve metabolizmaları iyi anlaşılmalıdır.

#### **1.2.1. Biyolojik arıtım sistemleri**

Biyolojik arıtım sistemleri ortamdaki oksijen varlığına göre aerobik (havalı) ya da anaerobik (havasız) olarak sınıflandırılabilir. Biyolojik arıtmada kullanılan bu sistemler; mikroorganizmaların sistemdeki durumuna göre askıda ve bağlı büyüyen (biyofilm) prosesler olarak da sınıflandırılabilirler.

Askıda ve bağlı büyüyen prosesler aerobik veya anaerobik olarak işletilebilmektedirler.

Bu proseslerin temel uygulamaları;

- Karbonlu organiklerin giderimi
- Nitrifikasyon,
- Denitrifikasyon,
- Fosfor giderimi ve
- Atık stabilizasyonudur.

Bu proseslerin sınıflandırılması Tablo 1.4'de verilmiştir.

Tablo 1.4. Biyolojik arıtma prosesleri (Metcalf & Eddy, 2003)

Proses Şekli	Genel Adı	Kullanım Alanı
<b>Aerobik Prosesler</b>		
Askıda Büyüyen	Aktif çamur prosesi	BOİ giderimi / nitrifikasyon
	Havalandırmalı lagün	BOİ giderimi / nitrifikasyon
	Aerobik çürütücü	Stabilizasyon, BOİ giderimi
Bağlı büyüyen	Damlatmalı filtre	BOİ giderimi / nitrifikasyon
	Döner biyodiskler	BOİ giderimi / nitrifikasyon
	Biyofil prosesler	BOİ giderimi / nitrifikasyon
Hibrit Sistemler	Damlatmalı filtre /aktif çamurlar	BOİ giderimi
<b>Anaerobik Prosesler</b>		
Askıda Büyüyen	Anaerobik temas reaktörü	BOİ giderimi
	Anaerobik çürütücü	Stabilizasyon, katı ve patojen giderimi
Bağlı büyüyen	Anaerobik paket/akışkan yataklı reaktör	BOİ giderimi, atık stabilizasyonu denitrifikasyon
Çamur Yataklı	Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör	BOİ giderimi, özellikle yüksek organik yüklü atıklar
Hibrit Sistem	Yukarı akışlı çamur yataklı/ bağlı büyüyen	BOİ giderimi
Anaerobik Lagün	Anaerobik lagün	BOİ giderimi, atık stabilizasyonu

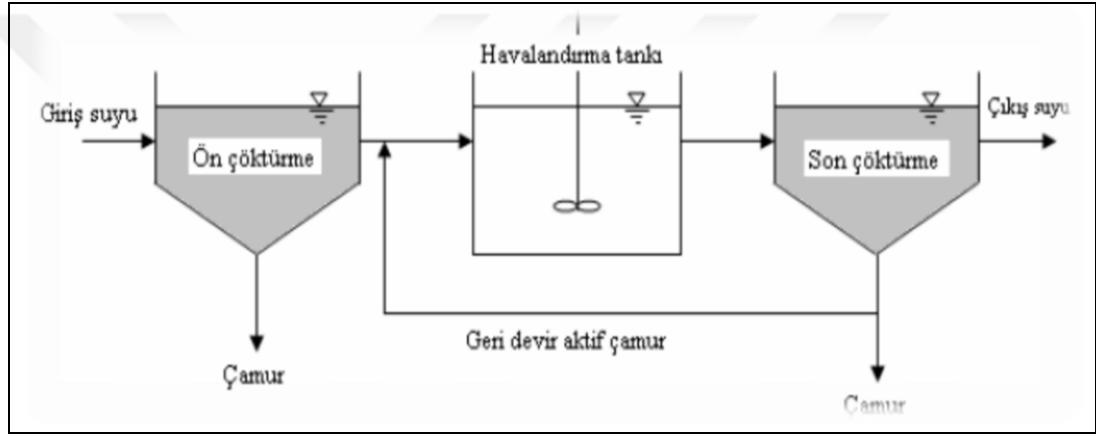
#### 1.2.1.1. Askıda büyüyen sistemler

Askıda büyüyen sistemler, mikroorganizmaların atıksu içerisinde yüzeysel hava vericiler veya difüzörler vasıtasıyla homojen karışım sağlanarak askıda tutulduğu sistemlerdir. Bu sistemler evsel ve sanayi atıksularının arıtımalarında yaygın şekilde kullanılmaktadır. Genellikle aerobik olmalarına karşın, anaerobik olarak kullanılanları ya da aerobik, anoksik ve anaerobik proses konfigürasyonları ile bileşik proses şeklinde kullanımları mevcuttur.

En çok tercih edilen askıda büyümeli aerobik proses aktif çamur sistemi olup, Şekil 1.5'te gösterilmiştir. Aktif çamur süreci ilk defa atıksuların arıtımı amacıyla İngiltere'de 1900 yılların başlarında kullanılmaya başlanmış ve Edward Arden ve W.T. Lockett isimli iki mühendis tarafından geliştirilen sistemin 1913'te patenti alınmıştır (Lofrano ve Brown, 2010).

Aktif çamur prosesi; kullanılmış sulardaki kollodial ve çözülmüş formlarda bulunan ve çökelemeyen maddeleri çökebilen biyolojik yumaklara dönüştürme işlemidir. Biyolojik yumaklar havalandırma havuzunda meydana getirilir ve nihai çökeltme havuzunda çökelttilerek sistemden ayrılır. Bu çökelen biyolojik yumaklara kısaca “çamur” denir (İller Bankası, 1989).

Sisteme aktif çamur denmesinin sebebi proste arıtmadan sorumlu, atığı stabilize edecek aktif mikroorganizma içeriğinden dolayıdır. Atıksuda yer alan bu mikroorganizmalar oksidasyon-sentez işlemi ile organik maddeleri  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{PO}_4$  gibi son ürünlere dönüştürmektedir.



Şekil 1.5. Aktif çamur prosesi akış diagramı

Aktif çamur süreci, ikincil bir arıtım süreci olup mikroorganizmaların organik maddeyi oksijenle ayrıştırmaları esassından yararlanılarak geliştirilen bir biyolojik arıtma sistemidir ve kendinden sonra son çökeltme havuzu gereklidir. Klasik uygulamalarında ön çökeltme havuzu da kullanılmaktadır (Toprak, 2009).

#### 1.2.1.2. Bağlı büyüyen sistemler

Bağlı büyüyen sistemlerinde, mikroorganizmaların tutunabileceği bir yatak malzemesi tank içine yerleştirilir. Mikroorganizmalar tank içerisine yerleştirilen bu yatak malzemesine yapışık şekilde büyürler. Bağlı olarak büyüyen mikroorganizmalar biyofilm olarak adlandırılır. Atıksuyun bu biyofilmle teması sonucu, havalandırma eşliğinde BOİ ve nutrient giderimi gerçekleştirilmektedir. Biyofilm sistemlerinde yatak malzemesi olarak taş, çakıl, cüruf, kum ve kızılğacın yanı sıra birçok plastik ve farklı sentetik madde kullanılabilir. Ayrıca bu sistemler, batmış yani tamamen

su ile dolu veya batmamış yani kısmen su ile dolu olacak şekilde de işletilebilirler. Atıksu arıtımında en çok kullanılan aerobik biyofilm prosesi damlatmalı filtreler ve biyodisklerdir.

Damlatmalı filtrelerde, atıksu üst taraftan yarı doymuş yatak malzemesi üzerine damlalar şeklinde verilir ve atıksu biyofilm üzerinden akarken arıtım gerçekleşir. Biyofilm yeterli kalınlığa ulaştıktan sonra koparak suyun akış kuvveti ile birlikte son çöktürme tankına sürüklenir ve çökelti olarak sistemden uzaklaştırılır. Damlatmalı filtrelerde, taşıyıcı malzeme olarak genellikle taş malzeme kullanılmaktadır.

Biyodiskler, pvc malzemeden üretilmiş birbirine yakın dairesel disklerden oluşur. Su içerisinde kısmen batık vaziyette bulunan diskler yavaşça dönerek hareket ederler. Biyokütle tabakası diskler üzerinde oluşur. Diskler dönerken atıksudaki organik madde ile biyokütle temas eder. Oksijen disklerin dönüşü esnasında havadan adsorplanır. Diskler üzerinde oluşan biyofilm tabakası doymuşluğa ulaşınca kayarak diskten ayrılarak son çökeltim tankına sevk edilir.

### **1.2.1.3. Anaerobik arıtım**

Anaerobik arıtma, yüksek organik içeriğe sahip atıkların oksijensiz ortamda biyolojik olarak parçalanarak  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2S$  ve  $NH_3$  gibi nihai ürünlere dönüşmesi olarak ifade edilmektedir. Genellikle arıtma çamurları ve yüksek konsantrasyonda organik madde içeren endüstriyel atıksular için uygulanan bu arıtma sistemi, özellikle aerobik arıtmaya oranla avantajlarının fazla olması sebebiyle son yıllarda evsel atıksuların arıtılmasında da yaygın olarak kullanılmaktadır. Enerji maliyetlerinin büyük önem arz ettiği günümüzde enerji ihtiyacının aerobik sistemlere göre daha az olması, üstelik oluşan nihai ürün metanın ( $CH_4$ ) enerji kaynağı olarak kullanılması anaerobik sistemlerin en büyük yararlarından biridir.

Anaerobik arıtma sistemleri ile alıcı ortam deşarj kriterlerinin tek başına sağlanması çok zor olduğundan genellikle anaerobik ve aerobik arıtmanın birlikte uygulanması daha uygundur.

Anaerobik arıtma sistemlerinden organik atığın parçalanması için biyolojik faaliyet gösteren mikroorganizmalardan yüksek verim alınabilmesi için uygun çevre

koşullarının sağlanması zorunludur. Bu çevre faktörlerinden en önemlisi sıcaklıktır. Anaerobik sistemler sakrofilik ( $<20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), mezofilik ( $25\text{-}40\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) ve termofilik ( $>45\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) olarak üç farklı sıcaklıkta işletilmektedir.

Reaktörler genellikle silindirik veya yumurta kesitli olarak tasarlanır. Reaktör tipi anaerobik sistemlerde, atıksu reaktör tabanından beslenerek yukarı doğru akış sağlanır. Mikroorganizmalar reaktör tipine askıda ya da yüzeyde büyüme gösterirler.

Evsel atıksuların arıtımında yaygınlıkla kullanılan anaerobik arıtma tipleri anaerobik filtre ve anaerobik çamur yatağıdır.

#### **1.2.1.4. Fakültatif sistemler**

Anaerobik ve aerobik sistemlerin birlikte gerçekleştiği sistemlerde bu iki bölge arasında yer alan ara kısımda her iki bölgenin de özelliklerini sağlayan fakültatif adı verilen bölge bulunur. Bu ara kısımda proses gerçekleştiren mikroorganizmaya fakültatif organizma denilmektedir. Stabilizasyon havuzları bu sistemlere örnek gösterilebilir.

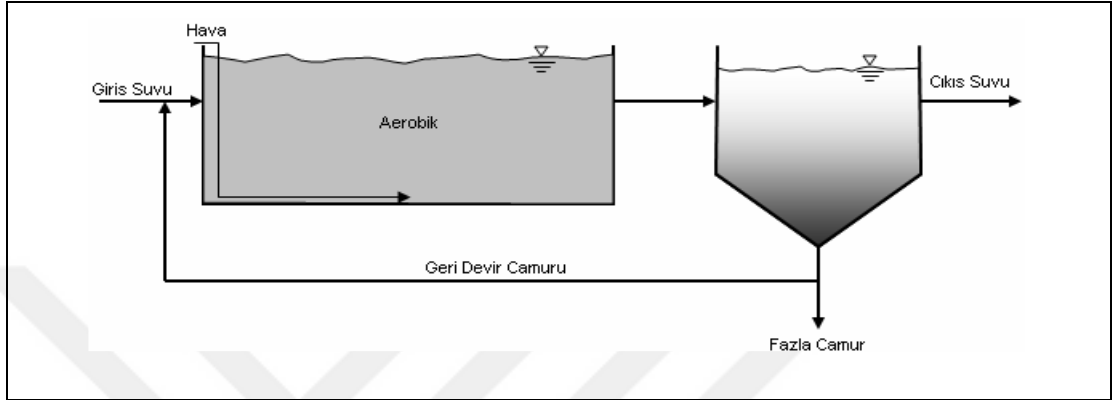
#### **1.2.2. Biyolojik arıtımın temelleri**

Atıksu arıtımında kullanılan biyolojik proseslerinin temelini genellikle; karbonlu organiklerin giderimi için oksidasyon, azot giderimi için nitrifikasyon/denitrifikasyon, fosfor giderimi ve atık stabilizasyonu oluşturmaktadır.

##### **1.2.2.1. Aerobik oksidasyon**

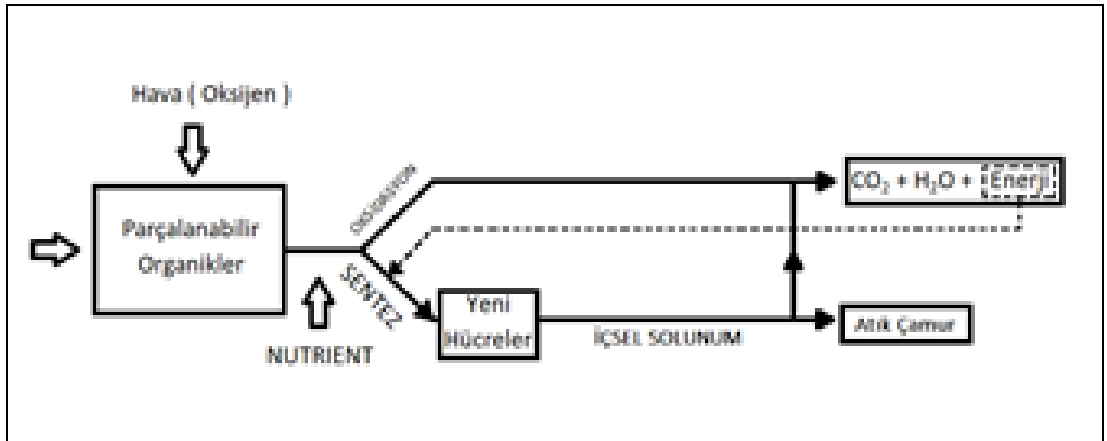
Atıksu arıtımında karbonlu organik maddelerin giderimini amaçlayan birçok askıda ve bağlı büyüyen arıtım prosesleri mevcut olup, bunların hepsinde de gerekli arıtımı sağlamak için heterotrofik bakterilerle yeteri kadar temas süresi, oksijen ve nutrientler gerekmektedir. Bakterilerle temas eden atıksudaki BOİ'nin bir kısmı oksitlenerek enerji elde edilir, bir kısmı ise hücre sentezinde kullanılarak çoğalma sağlanır. Havalandırma tankını müteakip kullanılacak bir çöktürme tankı askıda halde bulunan mikroorganizmaları gidermeyi amaçlamaktadır. Sistemin iyi çalışması için son çöktürmede toplanan çamurun bir kısmı geri devredilirken, her gün üretilen aktif çamur sistemden atılır.

Bir aerobik proste organik madde gideriminde rol alan birçok mikroorganizma vardır. Bunlardan en önemlileri aerobik heterotrofik bakterilerdir ve protozoidlerdir. Bu bakteriler genellikle hücre dışı polimerik maddeler üretrek biyoflokların oluşmasına yardımcı olurlar ki bu şekilde serbest kalan bakteri sayısı çok az olur ve böylece çöktürme tankında iyi bir aktif çamur ayırımı gerçekleştirilebilir.



Şekil 1.6. Aerobik oksidasyon prosesinin şematik görünümü

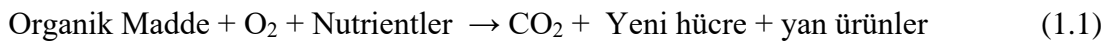
Aerobik arıtmada organik maddeler sentez ve oksidasyon yolu ile giderilir. Aerobik arıtmada organik madde giderme mekanizması Şekil 1.7’de görölmektedir.



Şekil 1.7. Aerobik arıtmada organik madde giderme mekanizması (Arceivala, 1975)

Organik madde mikrobiyal büyüme için hem karbon hem de enerji kaynağı olarak görev alır ve yeni hücrelerin sentezinde kullanılır. Meydana gelen yeni heterojen hücreler kütlesi,  $C_5H_7O_2N$  formülü ile ifade edilebilir (Arceivala, 1975).

Oksidasyon ve sentezin oluşum reaksiyonu Denklem (1.1)’de verilmiştir;





Bu oksidasyon ve sentez reaksiyonuna göre organik maddeler kullanılarak oksijen eşliğinde yan ürünler ve yeni hücreler elde edilir. Burada karbondioksit gaz olduğundan, tankı terk eder. Yeni hücreler ise tank içindeki AKM konsantrasyonuna katılır.

Eğer havalandırma işlemi uzatılırsa kısıtlı besin maddesinin varlığında sentez edilen yeni hücreler endogenous respirasyon (içsel solunum) mekanizması ile yok olurlar; başka bir deyişle sentez edilen biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak için kendi kendilerini oksitlerler. Bu olay aktif çamurun bütün proseslerinde gerçekleşen bir süreçtir ve Denklem (1.2)'de temsil edildiği gibi gerçekleşir;



Dahili solunum reaksiyonun neticesinde basit son ürünler ve enerji olmasına rağmen kararlı organik son ürünler de oluşur. İç solunum daha baskın olduğu zaman biokütle büyümesi kesilmez; fakat artan hücresel ayrışma neticesinde bakteri kütlelerinde azalma meydana gelir (Sarı, 2005).

Aktif çamur sistemlerinde karbon giderimi için pH değerinin 6-9 aralığında olması gereklidir. Tavsiye edilen çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/l dir. (Metcalf & Eddy, 2003).

#### **1.2.2.2. Nitrifikasyon**

Doğada bulunan azotun çevrimi yaşamın varlığı için esastır. Nitrifikasyon da bu azot çevrimi içerisinde yer alan birçok biyolojik adımdan oluşan önemli bir basamak olup atıksu arıtımında nutrient gideriminin ayrılmaz bir bileşenidir.

Azot bileşikleri organik bileşiklerden sonra atıksudaki en önemli kirleticilerdir (Samsunlu, 2011). Evsel atıksuda bulunan önemli azot kaynağı, besinlerde bulunan proteinlerin hidrolize olmasıyla açığa çıkan üredir. Üre çok kolay hidroliz olduğu için kanalizasyon sisteminde amonyuma dönüşür. Organik azot bileşiklerinin bir kısmı da kanalizasyonda hidrolize olur ve bu yüzden bir atıksu arıtma tesisinin girişinde bulunan azot; büyük oranda organik azot (üre, proteinler vs.) ve amonyum azotu ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) şeklindedir.

Yeni oluşmuş evsel atıksuda azotun % 60'ı organik, % 40'ı amonyum formundadır. Evsel atıksudaki günlük kişi başı azot miktarı 8-16 gr olarak belirlenmiştir (Samsunlu, 2011).

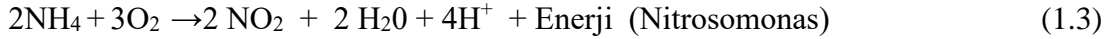
Genel olarak nitrifikasyon reaksiyonu, amonyağın nitrata dönüşümüdür. Nitrat, bitkiler ve diğer bakteriler tarafından kullanılabilir okside olmuş azot formudur. Nitrifikasyon prosesi, amonyağın oksijen tüketimine neden olması sonucu balıklar üzerindeki toksik etkisini azaltmak, azot giderim prosesinde ötrofikasyon kontrolü ve atıksuyun yeniden kullanılabilirliğinin sağlanabilmesi için gereklidir.

Nitrifikasyon prosesi karbon oksidasyonu gibi hem askıda büyüyen sistemlerde hem de bağlı büyüyen sistemlerde gerçekleştirilebilmektedir. Biyolojik nitrifikasyon genellikle karbon giderimi ile aynı havalandırma havuzu içerisinde birlikte gerçekleştirilir.

Nitrifikasyon iki aşamalı bir reaksiyondur: İlk adım amonyağın nitrite oksidasyonudur. Bu dönüşümde Nitrosomonas türleri görev alır. Ayrıca, Nitrosococcus ve Nitrosolobus diğer amonyum oksitleyen türlerdir. İkinci adım ise nitritin nitrata oksitlenmesidir. Bu adım nitrobacter bakterileri tarafından gerçekleştirilir. Bu iki adımda bakteriler için gerekli olan enerji amonyağın oksidasyonu sırasında elde edilir. Bu reaksiyonlar Denklem (1.3) ve (1.4)'de verilmiştir. Diğer nitrit oksitleyen bakteriler (NOB) Nitrospina, ve Nitrococcus'dur. Nitrobakter atıksu arıtma tesislerinde en çok çalışılan NOB olmasına rağmen, FISH (fluorescent in situ hybridization) çalışmaları Nitrospira'nın nitrit oksitleyen biyofilm ve aktif çamur tesislerinde en sık rastlanan tür olduğunu göstermiştir (Metcalf & Eddy, 2003).

Nitrifikasyon bakterileri, aktif çamur kültüründeki diğer mikroorganizmalara göre daha fazla oranda nitrifikasyon yapabilirler; fakat bu hücre bölünmesi ya da büyümesine bağlı değildir. Nitrifikasyon yapan bakteriler, diğer mikroorganizma türlerine göre yaklaşık 1000–10.000 kez daha fazla nitrifikasyon yapabilme potansiyeline sahiptirler (Gerardi, 2002).

Birinci adıma ait enerji reaksiyonu;



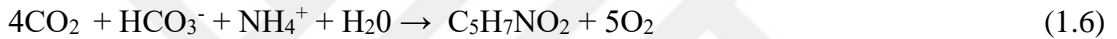
iken ikinci adıma ait enerji reaksiyonu



şeklinde olmaktadır. Bunlara bağlı olarak toplam enerji reaksiyonu Denklem (1.5)'de verilmektedir.



Enerji eldesinin yanı sıra, bazı amonyum iyonları yeni hücrelere asimile olur. Biokütle sentez reaksiyonu Denklem (1.6)'da verilmektedir.



Nitrifikasyon oksidasyon ve sentez adımlarını içeren toplam reaksiyon ise Denklem (1.7) verilmiştir;



Yukarıdaki nitrifikasyon eşitliğine göre 1 g amonyok azotunun dönüşümünde 3,96 g O<sub>2</sub> tüketilmekte, 0,31 g yeni hücre üretilmekte, 7,01 g CaCO<sub>3</sub> harcanmakta ve 0,16 g inorganik karbon kullanılmaktadır. 1 g amonyak azotunun oksidasyonu için harcanan 3,96 g O<sub>2</sub> değerinin denklemden elde edilen 4,57 g teorik değerden düşük olmasının nedeni amonyoğun yeni hücre sentezinde kullanılmasıdır (Debik, 2008).

Nitrifikasyonun amaçlanmadığı geleneksel aktif çamur sistemlerinde çözünmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonu 0,5-1 mg/l sınırları arasındadır, ancak nitrifikasyon amaçlanırsa, ÇO 1,5–2 mg/l değerinde olmalıdır, bu da genellikle uzun havalandırma sistemlerdeki durumdur (Arceivala, 2002).

Bir nitrifikasyon sisteminde, yukarıda verilen reaksiyonlarda nitritin nitrata dönüşmesi, amonyumun nitrite dönüşmesinden daha hızlı gerçekleşmektedir. Bu nedenle, sistemde nitrit birikimi olmamakta, oluşan nitritin hemen hepsi nitrata dönüştürülmektedir. Amonyumun nitrite oksitlenmesi reaksiyonunda ayrıca,

atıksudaki ÇO konsantrasyonu da büyük rol oynamaktadır. Oksidasyon sırasında ÇO konsantrasyonu 3–4 mg/l' ye ulaşıncaya kadar, artan ÇO konsantrasyonu ile birlikte nitrifikasyon hızı artarken, bu noktadan sonra ÇO konsantrasyonunun hız üzerinde bir etkisi olmamaktadır (Russell, 2006).

Nitrifikasyon bakterileri biyolojik arıtma sistemlerinde heterotrof bakterilerle oranla daha yavaş büyür ve çok daha düşük verime sahiptir. Nitrifikasyon bakterilerinin spesifik büyüme hızı, maksimum spesifik büyümeden 10-20 kat daha azdır. Bu nedenle, nitrifikasyon işleminin çalışması için oldukça yüksek çamur yaşına ihtiyaç vardır (EPA, 2009).

Biyolojik azot giderim performansı nitrifikasyon derecesiyle doğrudan ilişkilidir. Nitrifikasyon bakterileri düşük çoğalma hızlarına sahip olup, heterotrofik karbon gideren ve nitrit oksitleyen bakterilere göre toksik maddelere karşı daha hassastırlar. Bu nedenle, biyolojik azot giderimi sistemleri amonyak oksitleyen bakterilerin kinetik özelliklerine göre tasarlanmaktadır. İşletme sırasında ise bu bakterilerin miktarı ve aktivitelerinin kontrolüne kesinlikle dikkat edilmelidir.

Aktif çamur kültüründe bulunan nitrifikasyon bakterilerin oranı, nitrifikasyon oranını doğrudan etkiler. Nitrifikasyon oranını arttırmanın yolu karışık sıvıdaki Askıda Katı Madde konsantrasyonunu arttırmakla başarılabılır.

Atıksu arıtma sistemlerindeki nitrifikasyon işlemini gerçekleştiren bakterilerin ne olduğu ve bu bakterilerin kendileri ve çevresindeki bakterilerle ilişkisi hakkındaki bilgiler oldukça azdır. Bu yüzden biyolojik azot giderim süreçleri pratikte hep 'kara kutu' olarak değerlendirilir; çünkü temel mikrobiyolojik anlayışın yetersizliği, bilgiye dayalı süreç tasarımı ve işletilmesine engeldir. Buna rağmen moleküler yaklaşımların son zamalardaki uygulamaları atıksu arıtma tesislerindeki mikrobiyal varlıklarla ve onların işlevleriyle ilgili bütünsel davranışları açığa çıkarabilmektedir. Bu yaklaşım azot giderme sürecine dahil olan çok fazla fakat kültürsüz türleri de içeren mikrobiyolojik çeşitliği de ortaya çıkarmıştır. Nitrifikasyon bakterilerinin çeşitliliğindeki farklılıklar, prosesin performansındaki farklılıkla bağdaştırılabilir (Okabe, 2011).

Atıksudaki azot konsantrasyonu, BOİ konsantrasyonu, alkalinite, sıcaklık ve toksik bileşiklerin varlığı biyolojik nitrifikasyon prosesinin dizaynı için başlıca parametrelerdir. Bu parametrelerin prosese etkisi Tablo 1.5.'de verilmiştir. Nitrifikasyon bakterileri hücre büyümesi için CO<sub>2</sub>, fosfor ve iz elementlere ihtiyaç duyarlar.

Ağır metallerin çoğu nitrifikasyon bakterilerini inhibe eder. Tam ölçekli nitrifikasyon prosesinden alınan numune üzerinde yaptıkları çalışmada ağır metallerin inhibasyon etkilerini Cd > Cu > Zn ve Pb > Cr olarak bulmuştur (Yue-Mei ve diğ., 2009).

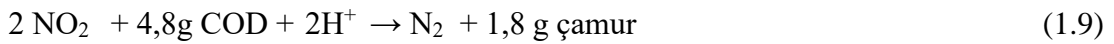
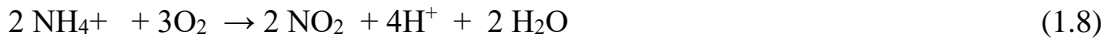
Tablo 1.5. İşletme ve çevre şartlarının nitrifikasyon prosesine etkileri (Öztürk, 2017)

Faktörler	Etkilerin Tanımı
Amonyak-Nitrit konsantrasyonu	Amonyak ve nitrat konsantrasyonu Nitrosomonas ve Nitrobacter'lerin büyüme hızını etkilemektedir. Bu etki Monod kinetiği ile ifade edilebilir. Nitrobacter lerin büyüme hızı Nitrosomonas'lardan daha büyük olduğu için modelleme Nitrosomonas'ların proses kinetiği üzerine kurulmuştur.
BOİ/TKN	Bu oranın 5'ten büyük olması halinde ortamdaki nitrifikasyon bakterilerinin oranı düşer.
Çözünmüş oksijen konsantrasyonu	ÇO konsantrasyonunu maksimum özgül büyüme hızını etkilemektedir. ÇO konsantrasyonunun 1 mg/l' den az olması nitrifikasyon bakterilerini inhibe eder.
Sıcaklık	Sıcaklığın düşmesi ile nitrifikasyon hızı da düşmektedir. 10 °C' nin altında atıksu sıcaklığında nitrifikasyon bakterileri çalışamaz.
pH	pH 7 ve 9 arasında maksimum nitrifikasyon hızına ulaşılmaktadır.
Alkalinite	Atıksuda yeterli alkalinite bulunmadığı durumda pH düşer ve nitrifikasyon prosesinin hızı yavaşlar. 1 g NH <sub>4</sub> -N başına stokiometrik olarak 7,14 g CaCO <sub>3</sub> ' a ihtiyaç duyulur.

Konvansiyonel nitrifikasyon reaksiyonları uzun zaman ister ve fazla miktarda oksijen harcayan reaksiyonlardır. Buda azot giderim proseslerinin işletme maliyetlerini arttırmaktadır. Son yıllarda yüksek miktarda amonyum içeren atıksuların giderimi üzerine yeni prosesler geliştirilmiştir. Bu prosesler, yüksek miktardaki amonyağın nitrit üzerinden dönüşümünü içeren tek reaktör sistemi (SHARON), anaerobik amonyum oksidasyon prosesi (ANAMMOX) ve nitrit üzerinden tamamen ototrofik yolla azot giderimini içeren (CANON) prosesidir (Khin, 2004).

SHARON (Single reactor system for High Activity Ammonia Removal Over Nitrite) süreci Delft Üniversitesi' nde 1990 yılında geliştirilen giriş amonyumunun yarısını nitrite oksitleyen bir kısmi nitrifikasyon sistemidir (Shalini ve Joseph, 2012). Proses

havalandırmalı tek bir reaktörde pH 7' in üzerinde, yüksek sıcaklıkta (35 °C) biyokütle alıkonması olmadan işletilmektedir. Bu proses, yüksek amonyum azotu (> 500 mg/l) içeren atıksular (örn: çamur çürütme üniteleri süzöntü suyu) için denitrifikasyon yapılmaksızın uygulanması durumunda kısmi nitritifikasyon prosesi olarak çalışabilmekte ve Anammox prosesi için gerekli olan % 50 nitrit oluşumunu sağlayabilmektedir. Sürecin reaksiyon eşitlikleri Denklem (1.8), (1.9) ve (1.10)'da verilmiştir (Ahn, 2006).



SHARON süreci, amonyumun nitrite kısmi nitrifikasyonunu içerir. Bu durumda oksidasyon nitrit adımı olduğu için havalandırma ihtiyacı düşer ve işletme maliyetleri oldukça azalır. Kararlı bir proses sağlanması için işletme şartları (sıcaklık, pH, hidrolik alıkonma süresi, substrat konsantrasyonu, çözünmüş oksijen) iyi kontrol edilmelidir.

Proses, konvansiyonel sistemlere göre % 25 daha az havalandırma ve % 40 daha az karbona ihtiyaç duyar (Khin, 2004).

ANAMMOX amonyumun anaerobik koşullar altında doğrudan azot gazına indirgendiği yeni bir biyolojik proses olarak tanımlanmıştır.

Amonyumun anaerobik oksidasyonuna dair ilk gelişmeler 1990 yılında Hollanda'da belediye atıksu arıtma tesisinde akışkan yataklı reaktörde keşfedilmiştir. Uzun süren çalışmalar sonunda laboratuvar ölçekli akışkan yataklı bir reaktörde anaerobik amonyum oksidasyonu (ANaerobic AMMonium OXidation) yapan bakterilerin (anammox bakterilerinin) varlığı ispatlanmıştır (Jin ve diğ., 2012).

Anaerobik koşullarda nitrit ve nitrat azotu denitrifikasyon sürecinde serbest azot formuna dönüşürler. Anaerobik sisteme giren amonyak azotu oksitlenemeyeceğinden dolayı nitrifikasyon prosesi olmayacaktır fakat yapılan bazı çalışmalarda anaerobik

şartlarda  $\text{NH}_4$ , bağlı oksijen olan  $\text{NO}_3$  ve  $\text{SO}_4$ 'ü kullanarak  $\text{NH}_4$ 'ün  $\text{N}_2$  gazına dönüştüğü gözlenmiştir. Bu işleme amonyaklaşma (ANAMMOX) denir (Yang, 2009).

Mulder ve diğ. (1995)'nin yaptıkları çalışmada şimdiye kadar amonyum oksidasyonu için sadece aerobik prosesler tartışılmış olmasına rağmen, anoksik şartlarda nitrat tüketimi ve  $\text{N}_2(\text{g})$  üretiminin sürekli yükselirken, yüksek miktarda amonyumun da yok olduğunu (Denklem 1.11), daha sonra  $\text{NO}_2$  gazının varlığında anoksijenik şartlarda amonyak oksitleyiciler tarafından amonyağın oksitlenebildiği belirtilmiş ve süreç için elektron alıcı olarak nitritin tercih edildiği gözlemlenmiştir (Denklem 1.12) (Khin, 2004).



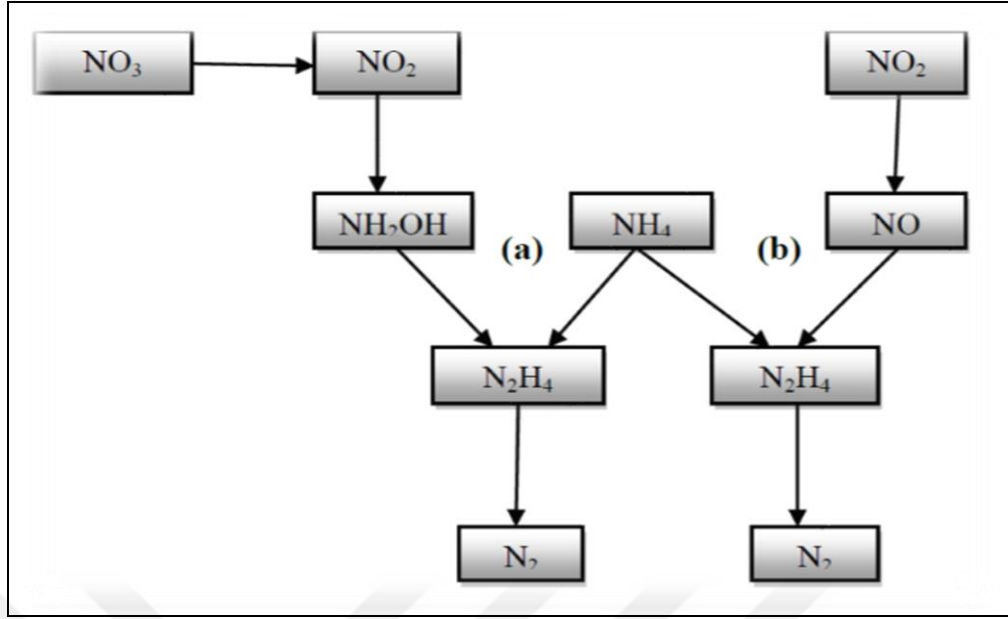
Anammox prosesinin giriş suyunda % 50 amonyum-% 50 nitrit gerekliliği bu prosesin uygulanacağı atıksularda öncelikli olarak kısmi nitritifikasyon prosesinin uygulanmasını gerekli kılmaktadır (Çiçek, 2003).

Anammox organizmaları büyümek için tek karbon kaynağı olarak  $\text{CO}_2$ 'i kullanırlar. Anammox, Planctomycetes bakterilerinin bir grubu tarafından gerçekleştirilen, karbon/azot (C/N) oranı düşük atıksuları arıtmak için klasik süreçlere alternatif ekonomik bir dönüşüm sürecidir. Prosesin başlıca ürünü azot gazıdır ancak kısmen de olsa nitrat dönüşümü de görülmektedir (Polat ve diğ., 2014).

Anammox sürecinin gerçekleşmesi için iki seçenek bulunmaktadır:

Amonyum, hidroksilamin tarafından hidrazin oluşturmak için oksitlenir. nitrit hidroksilamine indirgenir ve hidrazin oluşturmak için amonyuma bağlanır. Şekil 1.8 (a)'da gösterildiği gibi daha fazla  $\text{N}_2$  ve hidroksilamin oluşturmak için nitrit azaldıktan sonra azalan miktar kadar hidroksilamin tüketilir.

Diğer bir yol ise Şekil 1.8 (b)'de gösterildiği gibi nitritin, hidrazin üretmek için amonyumla birleşen nitrik okside indirgenmesidir. Bu işlem hidrazin oluşturan bir enzim tarafından gerçekleştirilir. Daha sonra oluşturulan hidrazin azot gazına oksitlenir (Shalini ve Joseph, 2012).



Şekil 1.8. Anammox sürecinin şematik görünümü

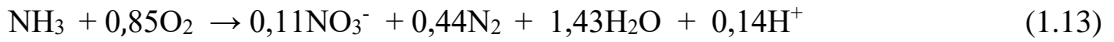
Anammox prosesi için ardışık kesikli, sabit yataklı, akışkan yataklı, ve yukarı akışlı reaktörler uygundur fakat Anammox biyokütlesinin büyümesi için en uygun reaktör tipinin ardışık kesikli reaktör olduğu belirtilmiştir. Prosesin en önemli dezavantajı, anammox mikroorganizmalarının büyüme hızının yavaş olmasıdır. (Can- Doğan, 2008).

Çalışmalarda 20-43 °C sıcaklık aralığında Anammox aktivitesinin en yüksek olduğu olduğu, optimum sıcaklığın ise 40±3 °C olduğu bulunmuştur (Khin, 2004). pH 6- 6,5' ta hiçbir ammanox aktivitesinin olmadığı, optimum pH' ın 6,7- 8,3 aralığında olduğu belirtilmiştir (Polat ve diğ., 2014).

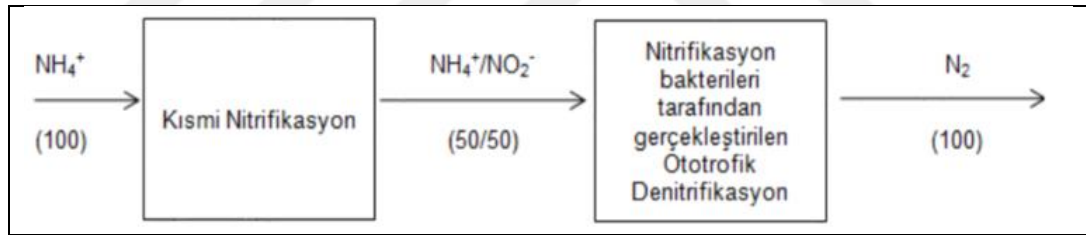
Anammox prosesini konvansiyonel prosesle mukayese edildiğinde, bu metodun gereken sentetik karbon kaynağının % 100' ünün (örnek metanol) ve oksijenin % 50'sinin kazanç olduğunu görürüz. Bu da, işletme masraflarında % 90, CO<sub>2</sub> emisyonunda % 100'den fazla (proses CO<sub>2</sub>'yi tüketir) azalma sağlar. Ayrıca daha az çamur üretimi ve daha az alan gereksinimi gibi avantajlara sahiptir. Bu prosese gerekli olan enerji ihtiyacı da azalır (Fux ve diğ. 2002). Anmonox bakterilerinin düşük büyüme hızı, hücre verimlerinin düşüklüğü ve olumsuz çevre koşullarına karşı hassas oluşları sürecin dezavantajlarıdır (Jin ve diğ., 2012).



CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite) süreci, tek reaktörde çok düşük havalandırma (0,5 mg/l) ile aerobik ve anaerobik amonyum oksitleyen bakterilerin etkileşimi ile gerçekleştirilebilir. Bu süreç tek bir havalandırılmalı reaktörde ardışık iki reaksiyon ile gerçekleşir. Amonyum oksitleyenler amonyumu nitrite oksitler ve oksijeni tüketir. Bunu takiben anaerobik amonyum oksitleyenler nitriti azot gazına dönüştürür (Polat ve diğ., 2014). Sürecin reaksiyon eşitliği Denklem (1.13)'deki gibidir (Ahn, 2006).



OLAND (Oxygen Limited Autotrophic Nitrification–Denitrification) prosesi, Şekil 1.9'da konvansiyonel aerobik, ototrofik nitrifikasyon bakterilerinden bazılarının kısıtlı oksijen altında denitrifikasyon yapabilme özelliğini kullanmaktadır. Bu proseste nitrifikasyon bakterileri öncelikle amonyumu % 50 oranında nitrite çevirmekte ve bunu takiben aynı bakteriler sistemde kalan amonyumu, nitriti elektron alıcısı olarak kullanmak suretiyle azot gazına dönüştürmektedir (Sönmez, 2011).



Şekil 1.9. OLAND prosesi (Ahn, 2006)

### 1.2.2.3. Denitrifikasyon

Yapılan araştırmalar, topraklardan yüzeysel akış ve yıkanma yoluyla yeraltısuyu gibi içme suyu kaynaklarına karışan nitratın, azotlu bileşikler içerisinde insan sağlığına en olumsuz etkilere sahip bileşik olduğunu, yüksek konsantrasyonlardaki nitratlı içme sularının, yetişkinlerde sindirim sistemi ve ürogenital sistem iltihaplanmalarına yol açtığını ve 6 aylıktan küçük bebeklerde mide asitlerinin tam oluşmaması nedeniyle, nitratların sindirim sisteminde nitritlere indirgendiği ve oluşan nitritin kandaki hemoglobin ile birleşerek “methemoglobin” maddesini oluşturması sonucu “mavi bebek sendromu” veya “methemoglobinemia” denen hastalığın ortaya çıktığını göstermiştir. Bu sebeple Ülkemizde “İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik” gereğince su içerisindeki nitrat konsantrasyonu 50 mg/l olarak

sınırlandırılmıştır (Burkut, 2018). Sucul ortamda biriken nitritin de balıklar ve sucul canlılar için son derece toksik olduğu bildirilmektedir (Ardıç, 2013). Bu sebeple azot giderimi için nitrifikasyon yeterli gelmemektedir; çünkü nitrifikasyon azotun atıksudan uzaklaşmasını sağlamaz, sadece amonyum iyonunu nitrat iyonuna dönüştürür; ancak nitrifikasyonun ardından gerçekleştirilen denitrifikasyon süresince nitrit ve nitrat iyonları azot gazı formuna dönüştürülür. Azot gazı suda çözünmez formda olduğundan direk atmosfere yayılır.

Denitrifikasyon terimi ilk kez 1886 yılında Fransa’da tanımlandı ve substratı parçalamak için nitrat ve nitrit iyonlarının serbest oksijen yokluğunda bakteriyel kullanımı olarak ifade edildi (Gerardi, 2002).

Nitrat giderimi biyolojik proseslerde iki şekilde giderilir: Ortamda amonyum azotu yoksa hücre sentezi için nitratın amonyağa indirgenmesi, ya da ortamda serbest oksijen bulunmaması halinde bakterilerin nitratı bir elektron alıcısı olarak kullanıp azot gazına indirgenmesi yoluyla.



Bu dönüşümü gerçekleştiren bakteriler;

- Heterotrof bakteriler: *Pseudomonas denitrificans*, *Bacillus nitroxus*
- Ototrof bakteriler: *Thiobacillus denitrificans*, *Micrococcus denitrificans*
- Fakültatif bakteriler: *Achromobacter* (Başer, 2006).

Denitrifikasyon, bir solunum olayı olduğundan, enerji kaynağına (substrat) veya bir elektron vericisine ihtiyaç vardır. Denitrifikasyon bakterileri çoğunlukla heterotrof olup, substrat olarak kompleks organik maddeleri de kullanırlar. Ancak bazı denitrifikasyon bakterileri ise ototrofturlar ve H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> ya da kükürt bileşiklerini enerji kaynağı olarak kullanırlar (Oakley, 2005). Denitrifikasyon işlemini gerçekleştiren bu bakterilerin birçoğu da fakültatif aerobiktir. Fakültatif aeroblar oksijenin varlığında aerobik oksidasyon yaparlarken, ortamda nitrit ve nitrat olarak sadece bağlı oksijenin bulunması durumunda, nitrit ve nitratı da elektron alıcı olarak kullanabilmektedirler (Helness, 2007).

Nitrifikasyon sonucu oluşan nitratın tamamen denitrifikasyona uğrayabilmesi için yeterli karbon kaynağına sahip olması gerekmektedir. Bu amaçla, giriş atıksuyundaki C/N oranının yeterli derecede yüksek olması gerekmektedir. Atıksudaki organik karbonun yeterli olup olmadığını tayin edebilmek için ortaya çıkmış bir kavram denitrifikasyon potansiyelidir. (Bernat, 2007). Denitrifikasyon potansiyeli, giriş suyundaki organik karbon kullanılarak indirgenebilecek nitrat miktarı olarak tanımlanır. Denitrifikasyon potansiyelinin hesaplanmasıyla sistemin çıkış suyundaki nitrat miktarı tahmin edilebilir.

Tam denitrifikasyonun gerçekleşebilmesi için atıksudaki C/N oranının yeterli seviyede olması bir gerekliliktir. Teorik olarak, 1 mg nitrat azotunun indirgenebilmesi için ortamda 2,86 mg KOİ olması şarttır. Pratikte, bu oranın 5-10 gKOİ/gN olması ya da en azından 3,5-4 gKOİ/gN seviyesinin altına inmemesi gerekir (Metcalf & Eddy, 2003).

Denitrifikasyon verimini arttırmak için dışarıdan karbon takviyesi (asetat, metanol, glukoz vb.) sıklıkla kullanılan bir yöntemdir. Endojen denitrifikasyonu, yalnızca içsel metabolizmadan gelen karbonla sınırlı olduğundan verimi düşüktür. C/N oranı düşük olduğunda denitrifikasyon prosesi yetersiz karbon yüzünden istenilen verime ulaşamaz. C/N oranı istenilen aralığa getirildiğinde ise % 100'e yakın denitrifikasyon verimlerine ulaşılabilmektedir (Bernat, 2007).

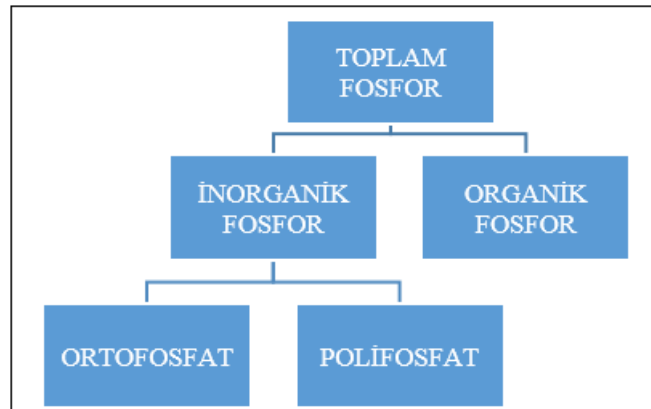
Sıcaklık, pH ve çözünmüş oksijen gibi çevresel faktörler denitrifikasyon oranı üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Denitrifikasyon oranı, 10-30 °C sıcaklık aralığında ve 6-8 pH'da optimumdur. Denitrifikasyon bakterilerinin metabolizmasında elektron alıcısı olarak nitratla rekabet eden oksijenin önemli bir inhibitör olup ve 0,2 mg/l'nin üzerindeki oksijen konsantrasyonları indirgenme reaksiyonunu durdurabilir (Metcalf & Eddy, 2003). Denitrifikasyon üzerinde C/N oranları, nitrat konsantrasyonu, iz elementler, gibi çoğu çevresel faktöründe etkisi vardır. Ayrıca kükürt bileşikleri denitrifikasyon için inhibitör etkisi olan bileşiklerin başında gelmektedir (Ökmen-Kurucuoğlu ve Algur, 2011).

#### 1.2.2.4. Biyolojik aşırı fosfor giderimi

Fosfor doğada, canlıların gövde yapısında yer alan önemli bir element olup hücrelerde yer alan DNA ve RNA moleküllerinin ve hücre membranlarındaki fosfolipitlerin temel yapı taşlarındandır ve enerji transferinde kullanılır. Fosfor, uçucu özelliği olmadığından oluşumları toprak ve sucul ortamla sınırlıdır. Partiküllü organik, çözünmüş organik, partiküllü inorganik ya da çözünmüş inorganik formlarda bulunabilen fosfor elementi sulara fosfat ( $PO_4$ ) şeklinde bulunur (Lekang, 2007)

Alıcı ortamlarda mevcut fosforun kaynakları evsel ve endüstriyel atıksular yanında tarımsal faaliyetlerdir. Ancak alıcı ortama ulaşan fosfor kaynağının sadece % 9'u tarımsal faaliyetlerden oluşmakta iken % 91'i atıksulardan oluşmaktadır (Metcalf & Eddy, 2003). Sulara fosfor girişi canlı organizmaları asimile edeceğinden fosfor konsantrasyonunun fazlası alg büyümesini hızlandırarak ötrofikasyona neden olur. Son yıllarda deterjan kullanımının artması atıksulardaki fosfor içeriğinin artmasına yol açmıştır (Samsunlu, 2011).

Atıksularda fosfor organik ve inorganik olmak üzere iki formda bulunur. İnorganik fosfor, ortofosfat ve polifosfat fosfat şeklinde bulunur (Şekil 1.10). Organik fosfat ve polifosfat ortofasfata dönüşür. Fosforun mikroorganizmalarca kullanılabilen kısmı ortofosfattır. İnorganik fosforun büyük kısmı insan atıklarından kaynaklanır. Evsel atıksular 4–9 mg/l inorganik fosfor, 1-2 mg/l organik fosfor içermektedir.



Şekil 1.10. Toplam fosforun şematik gösterimi

Fosforun biyolojik olarak giderilmesi, inorganik ve organik bağı fosforun mikroorganizma hücre dokusuyla bağlanması esasına dayanır. Toplam giderilen fosfor miktarı sistemden uzaklaştırılan çamur miktarı ile bağlantılıdır (Samsunlu, 2011).

Mikroorganizma hücre yapısındaki fosfor içeriği, azot içeriğinin beşte biridir. Bu oran çevre şartlarına bağlı olarak 1/3-1/7 arasında değişebilmektedir. Mikroorganizma biyolojik fosfor gideriminde ise, kuru ağırlığının % 20–30’ una kadar yüksek oranlarda fosfor içerebilmektedir (Öztürk, 2017).

Bir evsel atıksu arıtma tesisinin ortalama giriş fosfor konsantrasyonun 6-9 mg/l olduğu literatür verilerine göre kabul edilebilir. Bu giriş değerinin yasal olarak belirlenmiş deşarj kriterlerine indirilmesi gerekmektedir. Bunu ise biyolojik ve kimyasal olarak iki yolu vardır.

1980’li yıllardan itibaren uygulamaya başlayan biyolojik fosfor giderimi, düşük maliyet ve düşük çamur üretimi nedeniyle hızla yaygınlaşmıştır.

Birçok atıksuda çözünmemiş halde bulunan sudaki katı haldeki fosfor ön çöktürme ile giderilmektedir. Bu oran yaklaşık % 10’dur. Mikroorganizma tarafından hücre içine alınan (% 10-20) hariç, kalan çözünmüş fosfor da konvansiyonel sistemlerle arıtma işlemine tabi tutulmaktadır. Bu yöntemlerle % 80-90 giderim verimleri elde edilmektedir (Jeyanayagam, 2011).

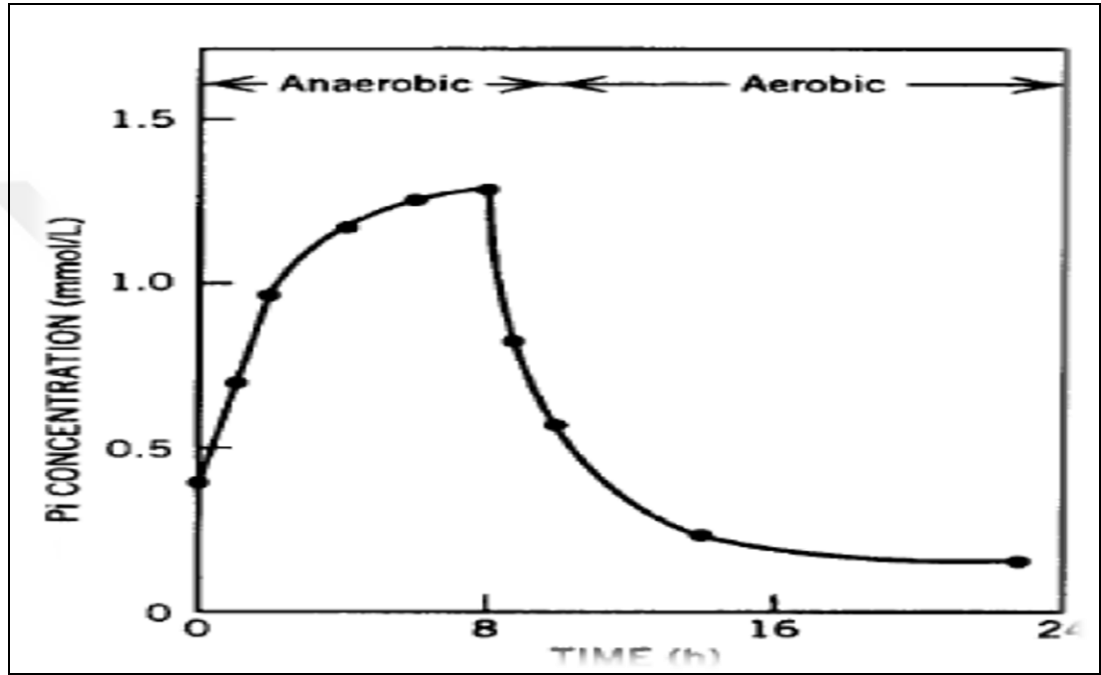
Biyolojik fosfor giderimi, atıksu muhteviyatındaki fosfora ilave olarak fosforu bünyelerine alan mikroorganizmaların anaerobik şartlarda atıksuya fosforu salmaları ve sonrasında salınan fosfordan daha fazlasını oksijenli ortamda mikroorganizma hücre dokusuna almaları esasına dayanır.

Fush ve Chen (1975), aktif çamur mikroorganizmalarının (acinetobacter) fosfatı polifosfat tarzında depoladıklarını gözlemlemiş ve acinetobacter içinde PHB (poly-beta-hidroksibutirat) birikimini de ilk onlar tespit etmişlerdir. PHB'nin polifosfat birikimi için kullanılabileceğini de ileri sürmüşlerdir (Fush ve Chen, 1975).

Barnard (1975), anaerobik şartlarda fosfor salımı ve aerobik şartlarda fosfor alımı arasında bir ilişki olduğunu ortaya koymuştur. Buna bağlı olarak anaerobik–aerobik

bölgelerdeki zamana bağlı olarak fosfor konsantrasyon değişimleri Şekil 1.11’de verilmiştir (Bernard, 1975).

Fosfor gideren mikroorganizma türlerinin anaerobik şartlarda fermentasyon ürünlerini depolayabilmesi aktif çamur kültüründe bulunan diğer mikrobiyolojik varlıklara karşı önemli bir avantaja sahip olduğunu gösterir. Bu anaerobik şartlardaki fosfor gideren bakterilerin seçimi ve performansı ile sonuçlanır.

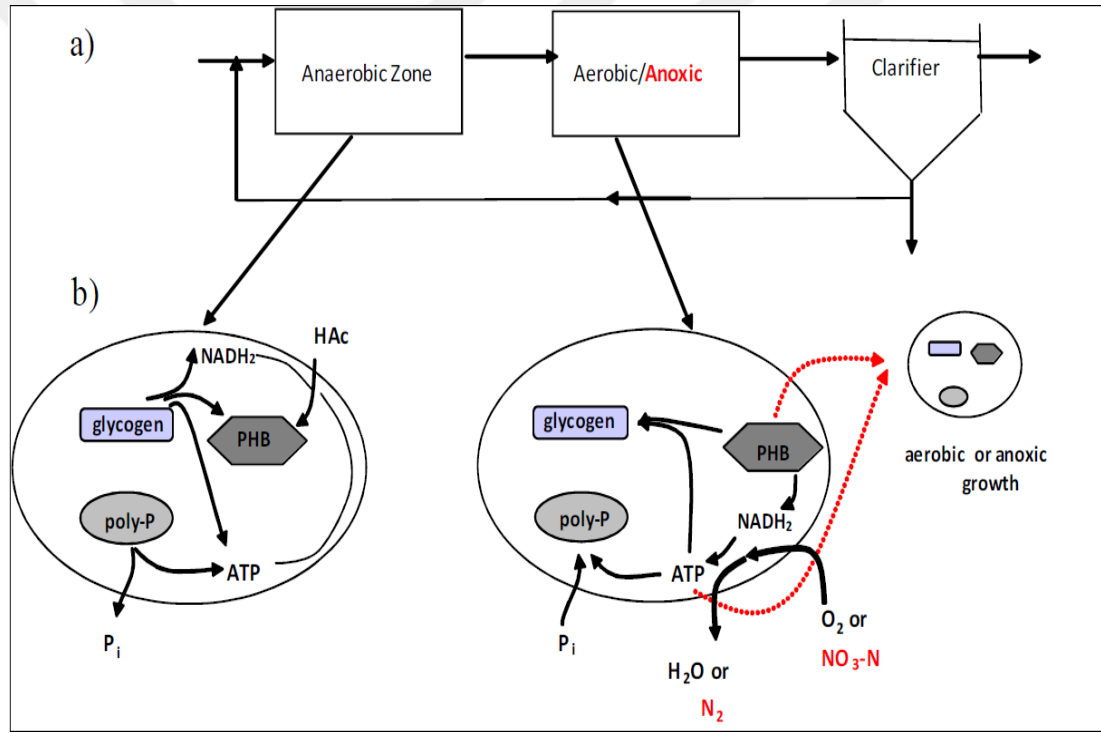


Şekil 1.11. Anaerobik-aerobik şartlarda işletilen reaktörde, fosfat bırakımı ve alımı

Fosfat depolama özelliğine sahip bir bakteri olan acinetobacterin fosfatı aerobik şartlarda 0,4-0,5 mmol P/(g biyokütle. saat) hızında depolarken, anaerobik şartlarda fosfat bırakma hızı 0,015 mmol P/(g biyokütle. saat) kadardır. Dolayısıyla aerobik şartlarda hücre içine alınan fosfat miktarı anaerobik şartlarda serbest bırakılan fosfat miktarından çok daha fazladır (Şahinkaya, 2007).

Fosfor gideren bakteriler nispeten yavaş büyüyen bakteriler olup basit karbonhidratları tercih etmektedir. Dolayısıyla konvansiyonel aktif çamur sistemlerinde anaerobik faz olmadan önemli miktarda bulunmaları zordur. Fosfor gideren bakteriler anaerobik fazda fermentasyon ürünleri depolamaktadırlar ve fermentasyon ürünlerinin kaynağını da giriş BOI’nin çözünmüş kısmı olduğu kabul edilmektedir (Samsunlu, 2011).

Biyolojik fosfor giderimi (BFG) ile ilgili çok sayıda mekanizma ileri sürülmüş ve son yıllarda, biyolojik fosfor giderimi için kullanılan klasik anaerobik-aerobik prosese alternatif olarak anaerobik-anoksik proses ortaya konmuştur. Bu yeni proses, oksijen yerine elektron alıcısı olarak nitrata kullanarak yüksek miktarda fosfor biriktirebilen denitrifikasyon yapabilen fosfor biriktiren organizmaların aktivitesine dayanmaktadır. Atıksu arıtma tesislerinde mikroorganizmaların anaerobik-aerobik (polifosfat biriktiren organizmalar, PBO) veya anaerobik-anoksik faza (denitrifikasyon yapabilen polifosfat biriktiren organizmalar, DPBO) ardışık olarak maruz kalmasıyla biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği tespit edilmiştir (Gürtekin, 2005). Biyolojik aşırı fosfor giderimini açıklayan prosese ait akım şeması aşağıda verilmiştir.



Şekil 1.12. (a) Gelişmiş biyolojik fosfor giderim işleminin akış diyagramı, (b) Fosfat biriktiren organizma metabolizmasının şematik diyagramı (Bakıcı, 2010)

Atıksu anaerobik faza girdiği zaman fosfor gideren bakteriler (PBO, DPBO), karbon kaynaklarını hücre içinde depolarlar. Bunun için gerekli enerji eldesini glikojenin parçalanmasından ve polifosfatın hidrolizinden sağlarlar. Anaerobik bölümde polifosfatın hidrolizi sırasında (ortofosfata dönüşür) fosfor konsantrasyonu artar. Anaerobik kısımdan sonra anoksik veya aerobik bir ortam gelmelidir. Anaerobik ortamda depolanan PHB(Poli-β-Hidroksibütirat), enerji ve karbon kaynağı olarak anoksik veya aerobik ortamda, fosfatın polifosfata dönüşümü ve glikojenin yeniden

oluşumu için tüketilir. Atıksu daha sonra çöktürme tankına alınır ve mikroorganizmalar atıksudan uzaklaştırılır. Bu ayrılan mikroorganizmaların bir kısmı çamur olarak atılırken bir kısmı da tekrar anaerobik tanka geri döndürülür. Mikroorganizmaların bünyelerine aldıkları fosfor da atılan çamurla birlikte sistemden uzaklaştırılmış olur. Biyolojik fosfor giderimi bu şekilde gerçekleşmektedir.

Fosfor özellikle bazı mikroorganizmaların yapısında fazladan birikmektedir. Bu tür mikroorganizmalara PBO (fosfor biriktiren organizmalar) denmektedir. En çok bilinen türü *Acinetobacter*'dir. PBO'lar aerobik heterotroflardır ve biyolojik fosfor giderim kapasitesi AKM'deki bu organizmaların oranına bağlıdır. İyi bir fosfor giderimi için bu tür bakterilerin gelişmesi sağlanmalıdır. PBO'lar aerob oldukları için anaerobik şartlarda hücre büyümesi için uçucu yağ asitlerini (UYA) kullanamazlar ve bu yüzden anaerobik ortamda çoğalma gerçekleştiremezler. Bunun yerine UYA'lerini depolarlar ve ağırlıklarını artırırlar. Bu amaçla diğer bakterilerle yarışı avantajlı hale getirmek için aerobik ya da anoksik tank öncesi bekleme süresi 0,5-1,0 saat olan bir anaerobik tank tasarlanmaktadır (Metcalf & Eddy, 2003).

Biyolojik fosfat gideriminde magnezyumun önemli bir rolü olduğu yapılan çalışmalarda tespit edilmiştir. Çalışmalar, fosfatla beraber magnezyumun da fosfat ile beraber hücre içine alınıp bırakıldığını göstermiştir. Bazı araştırmacılar, magnezyum ile beraber, kalsiyum ve potasyumunda hücre içine benzer şekilde alınıp bırakıldığını rapor etmişlerdir (Şahinkaya, 2007).

Fosfor gideren bakteriler, anaerobik ortam sayesinde diğer mikroorganizmalarla besi maddesi için rekabet etmeden gerekli karbonu depolayabilmektedir; ancak daha sonraki araştırmalarda, bu proseslerde, PBO ile besi maddesi için rekabet edebilen ve karbon kaynağını polifosfattan elde edilen enerjiye ihtiyaç duymadan depolayabilen, glikojen biriktiren organizmalar (GBO) bulunduğu tespit edilmiştir (Gürtekin, 2005).

Biyolojik aşırı fosfor giderimi sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen gibi çevresel faktörlerden; çamur yaşı, bekletme süreleri gibi işletme faktörlerinden ve uçucu yağ asidi, substrat miktarı, nitrat varlığı gibi atıksu özelliklerinden etkilenmektedir.

Biyolojik aşırı fosfor gideriminde sıcaklık faktörünün etkisinin diğer proseslere göre daha az olduğu yapılan araştırma bulgularına göre söylenebilir.



Kumar ve ark. (1998) yaptıkları çalışmalarda 10 ve 25 °C de fosfor giderimini kıyaslamışlar ve aynı olduğunu görmüşlerdir. Ancak anaerobik ortamda fosfor salımı sıcaklığa karşı hassaslık göstermiştir, 25 °C de fosfor salımının daha fazla olduğu gözlenmiştir. Fosfor giderimi anaerobik ortamdaki fosfor salımına dayanmadığından her iki koşulda da 1 mg/l den az fosfor konsantrasyonu elde edilebilmiştir (Yeşiladalı, 2003).

Erdal ve ark. (2003), 5-20 °C aralığında ve farklı çamur yaşlarında fosfor giderim performanslarını araştırmışlar ve 5-10 °C sıcaklığın ve 12-17 gün çamur yaşının optimum koşullar olduğunu belirlemişlerdir. Yüksek çamur yaşlarında 25–32 gün ve 5-10 °C sıcaklıklarda sistem performansının azaldığını gözlemlemişler ve bunu da mikroorganizma topluluğunun biyokimyasal bozunmaya uğramasıyla açıklamışlardır (Erdal ve diğ., 2003).

Sıcaklığın etkisini araştırmak üzere yapılan kesikli deneylerde 5 °C de giderilen biyolojik fosfor miktarının 15 °C de giderilenden % 40 daha fazla olduğu gözlemlenmiştir; fakat bazı tam ölçekli tesislerde soğuk havalarda fosfor gideriminin azaldığı belirlenmiştir (Samsunlu, 2011).

Sıcaklıkla ilgili çelişkili sonuçlara göre biyolojik fosfor giderimi yapan bakterilerin bazılarının sakrofilik iken bazılarının mezofilik ve termofilik olduğu söylenebilir.

Aerobik ortamda Çözünmüş Oksijen (ÇO) konsantrasyonu 1,0 mg/l' nin üzerindeyken sistem performansı, ÇO konsantrasyonundan etkilenmez (Manav, 2006), 4 mg/l üzerindeki ÇO konsantrasyonu da enerji israfına yol açacağı için gereksizdir (Li ve diğ., 2011).

Biyolojik aşırı fosfor giderimi için pH 7,5-8'in optimum koşullar olduğu, pH 5,5'da fosfat biriktiren mikroorganizmaların aktivasyonunun durduğu tespit edilmiştir (Jeyanayagam, 2011).

Atıksuyun (asetat-KOI-BOI)/P oranı biyolojik fosfor gideriminde önemli bir parametredir. Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleştiği proseslerde 1 mg/l' den daha düşük fosfor konsantrasyonları için BOI/P oranının 18/1, KOI/P oranının ise 40/1

olması gerekli olup (EPA, 2009), 1 mg/l fosforu gidermek için 50-59 mg/l KOI miktarı gereklidir (Gürtekin, 2005).

Biyolojik fosfor gideriminin gerçekleşmesi için kısa zincirli uçucu yağ asitleri gereklidir. Aksi takdirde, anaerobik ortamda biyolojik parçalanabilir karbon kaynaklarının fermentasyonu gereklidir.

Polifosfatlar hücre içinde volutin adı verilen granüller içinde  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  ve  $K^+$  iyonları ile birlikte depolandığından, biyolojik fosfor giderimi için atıksuda bu iyonlardan yeteri kadar olması zorunludur (Manav, 2006).

Anaerobik bölgede nitratin bulunması fosfor giderimini olumsuz etkilemektedir (Bernard, 1974).

Crocetti ve diğ. (2000), yaptıkları çalışmalarda *Rhydocyclus* benzeri bakterinin biyolojik fosfor gideriminde önemli bir rol oynadığını, Lin ve diğ. (2003), sadece *Acinetobacter*'lerin değil aynı zamanda *Pseudomonas*'ın da PBO organizmalarını temsil eden baskın türler olduklarını belirtmişlerdir.

Yapılan çoğu deneysel çalışmalarda, fosfor gideren çamurlara tek bir bakteri tarafından değil de birkaç bakteri tarafından hakim olduğundan bahsedilmektedir. *Acinetobacter*' in biyolojik fosfor gideriminde baskın bir tür olmadığı ve toplam bakterinin % 10'dan daha azını teşkil ettiği belirtmiştir (Raja diğ.,2014).

### **1.2.3. Biyolojik arıtım konfigürasyonları**

Biyolojik nutrient giderim prosesleri, aktif çamur proseslerinin farklı modifikasyonları olup atıksuda bulunan azot ve fosforun birlikte arıtımı için geliştirilmiştir.

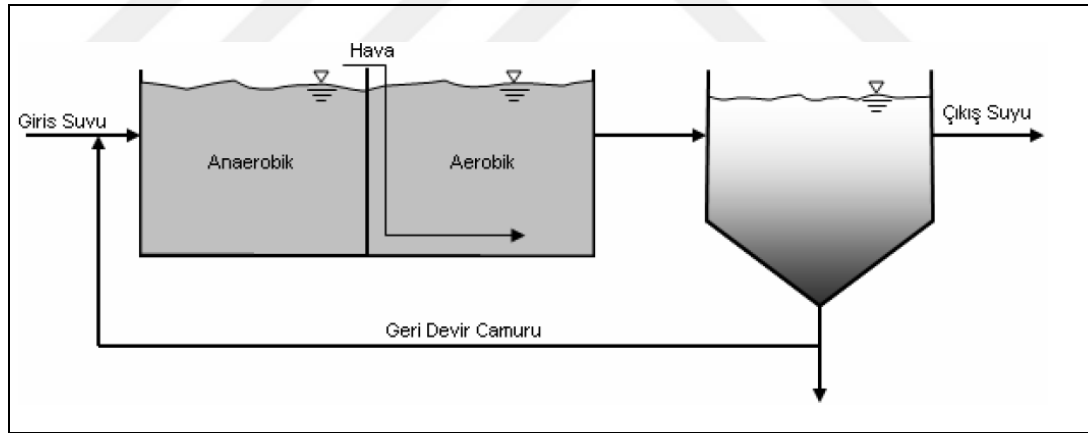
1960'larda geliştirilen bu sistemler aerobik anoksik ve anerobik fazlar kullanılarak tasarlanmış ve farklı modelleri geliştirilmiştir (Grady ve diğ., 1999). Bu sistemlerin farklılıkları ise hacimsel bölmelerin ve geri devir hatlarının yerlerinin farklılık göstermesinden kaynaklıdır.

Son yıllarda, atıksulardan azot ve fosfor gideriminde kimyasal proseslere nazaran daha düşük maliyetleri ve çıkış suyu kansantrasyonları sebebiyle biyolojik prosesler daha çok ilgi çekmektedir (Vaiopoulou ve diğ., 2007).

Çok yaygın olarak kullanılan sistemler: A/O prosesi, A<sup>2</sup>/O prosesi, Beş Kademeli Bardenpho prosesi, UCT prosesi, VIP prosesi, Ardışık Kesikli Reaktör (AKR)' lerdir.

### 1.2.3.1. A/O prosesi

A/O prosesi, Phoredox olarak da bilinen ve 1975 yılında Barnard tarafından geliştirilen atıksulardan karbon ve fosfor giderimi için tasarlanmış bir sistemdir (Yıldırım, 2012). Bir anaerobik tank, bir aerobik tank ve çöktürme tankından oluşan prosesinin şematik görünümü Şekil 1.13'de verilmiştir. Giriş atıksu ile geri devir hattından gelen çamur anaerobik tankta karıştırılır. Anaerobik tankta bekletme süresi 30 dakika-1 saat arasında değişmektedir. Anaerobik tankta bakteriler bünyelerindeki fosforu salarken aerobik tanka gelindiğinde atıksuya verdiklerinden daha çok fosforu bünyelerine alırlar. Aerobik tankta organik madde oksitlenerek BOI giderimi de sağlanır. Aerobik tanktan ayrılan aktif çamur son çöktürme tankında çökelirler ve sistemden uzaklaşırlar. Oluşan çamurun bir kısmı geri devredilirken, fazla çamur ise sistemden atılarak uzaklaştırılır.



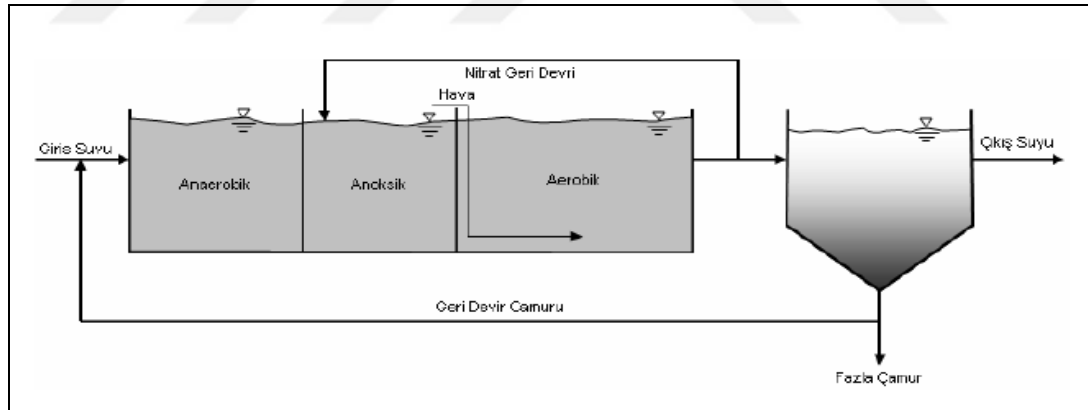
Şekil 1.13. A/O prosesinin şematik görünümü (Balçık, 2013)

Phoredox prosesinde çamur yaşı, sıcaklığa bağlı olarak 2 ile 4 gün arasında tutulur. Çamur yaşının düşük olması nedeniyle ototrofik bakteriler gelişemediği için nitrifikasyon işlemi gerçekleştirilmez. Bundan dolayı Phoredox prosesinde azot giderimi gerçekleştirilememektedir (Metcalf & Eddy, 2003).

### 1.2.3.2. A<sup>2</sup>/O prosesi

A<sup>2</sup>/O (anaerobik/anoksik/aerobik) prosesi A/O prosesinin bir modifikasyonu olup evsel atıksu arıtımında sıkça kullanılan proseslerdendir.

A/O prosesinde anaerobik ve aerobik tanklar arasına bir anoksik tankın eklenmesiyle elde edilmiş olup, bir nitrat geri devrini sağlamak amacıyla aerobik tankın çıkışı ile anoksik tankın girişi arasında bir hat kullanılır. Anoksik tanktaki bekletme süresi yaklaşık olarak 1 saattir ve çamur yaşı A/O proseslerine nazaran daha yüksek tutulur. Bu sayede ototrofik mikroorganizmaların gelişmesine olanak sağlanmaktadır. Ototrofik mikroorganizmaların gelişmesiyle aerobik tankta nitrifikasyon prosesi gerçekleştirilir. Aerobik tankın çıkışından anoksik tankın girişine geri devir çamuru ile nitrifikasyon ürünleri nitrit ve nitrat verilir. Buradaki nitrit ve nitrat gelen ham atıksudaki organik bileşiklerin oksidasyonu için kullanılmakta ve azot gazı (moleküler azot) prosesin bir ürünü olarak atmosfere katılmaktadır. Anaerobik tankın işlevi A/O prosesindeki gibi fosfor salınımı içindir. A<sup>2</sup>/O prosesi şematik olarak Şekil 1.14'de gösterilmektedir.



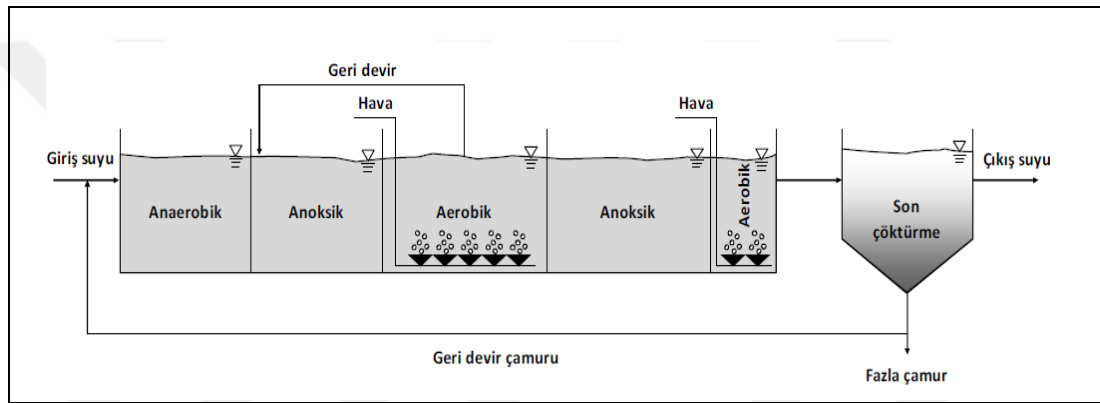
Şekil 1.14. A<sup>2</sup>/O prosesinin şematik görünümü

Bu sistemin A/O prosesine göre üstünlüğü, fosforun yanı sıra azotu da gidererek tam bir nutrient giderimi sağlamasıdır. Aynı zamanda, organik maddelerin anoksik tankta serbest oksijen olmadan sadece nitrit ve nitratla oksitlenmesi sebebiyle bir oksijen tasarrufu sağlamakta, bu şekilde işletme maliyetini büyük oranda azaltmaktadır (Metcalf & Eddy, 2003).

### 1.2.3.3. Beş kademeli Bardenpho prosesi

Bardenpho prosesi Şekil 1.15’de gösterildiği üzere beş kademeli bir sistem olup biyolojik nutrient giderimi için 1970’li yıllarda James Barnard tarafından geliştirilmiştir (Grady, 1999).

İlk bardenpho prosesi sırasıyla anoksik, aerobik, anoksik, aerobik fazlarını içeren tek çamurlu dört kademeli azot gideren bir sistemdir. Bu prosesle fosfor giderimini de sağlamak için çalışmalar yapan Bernard, sistemin başına anaerobik bir faz eklemiştir. Geliştirilen yeni sistem beş kademeli bardenpho prosesi olarak adlandırılmıştır.



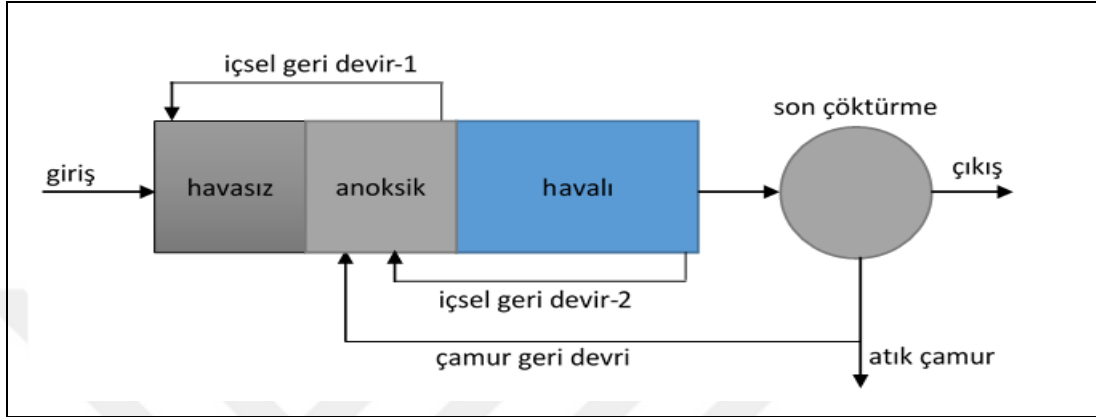
Şekil 1.15. Bardenpho prosesinin şematik görünümü (Grady, 1999)

Bardenpho prosesinde ilk üç tank aslen A<sup>2</sup>/O prosesindeki üç biyolojik tank gibi çalışmaktadır. Bu prosese eklenen son iki tank ileri arıtımı amaçlar. Aerobik tankın çıkışında, alınan nitrat geri devrinden sonra, nitrat geri devrindeki kadar nitrat hala aerobik tank çıkış suyunda bulunmaktadır. Bu kalan nitratin çıkış suyunda görülmesi muhtemeldir. Bunu önlemek amacıyla koyulan ikinci anoksik tank, ilk aerobik tanktan sonra kalan nitratin denitrifikasyonla giderilmesini amaçlar. Bu anoksik tanktan sonra gelen aerobik tank ise herhangi bir arıtım sağlamayıp sadece denitrifikasyon prosesinden sonra atıksuda kalan azotu uçurmayı amaçlamaktadır (Metcalf & Eddy, 2003).

Bardenpho prosesi daha düşük miktarlarda çamur oluşumu, diğer proseslere göre daha az azot ve fosfor çıkış konsantrasyonları ve işletme kontrolü gibi avantajları olmasına karşılık daha fazla alan ihtiyacı ve pompalama maliyetlerinden dolayı işletme masrafları gibi dezavantajları vardır.

#### 1.2.3.4. UCT

University of Cape Town (UCT) prosesi,  $A^2/O$  prosesindeki eksikliklerin giderilmesi için tasarlanmış bir sistem olup azot ve fosforun birlikte gideriminde yaygın olarak kullanılan, nutrient giderim verimi yüksek olan bir proses türüdür (Şekil 1.16).



Şekil 1.16. UCT prosesi akım şeması (Öztürk ve diğ., 2017)

$A^2/O$  prosesindeki genel problem, anaerobik tanka geri devir ettirilen çamurda hala bir miktar nitrat içeriğidir. Anaerobik proses serbest ya da bağlı oksijene çok hassas olup, herhangi birinin varlığında performansı büyük oranda düşmekte ya da hiç çalışmamaktadır. Bu problemi ortadan kaldırmak maksadıyla, anaerobik tanka gelen nitrat konsantrasyonunu azaltmayı amaçlayan UCT prosesinde, geri devir çamuru anaerobik tank yerine anoksik tanka verilir. Bu tankta nitrat giderimi gerçekleştikten sonra anaerobik tanka geri devir ettirilmesi gereken mikroorganizmalar, anoksik tankın çıkışından alınarak anaerobik tanka verilir. Ayrıca anoksik tankta denitrifikasyon işleminin gerçekleşebilmesi için aerobik tank çıkışından nitrat geri devri de gerçekleştirilmektedir (Metcalf & Eddy, 2003).

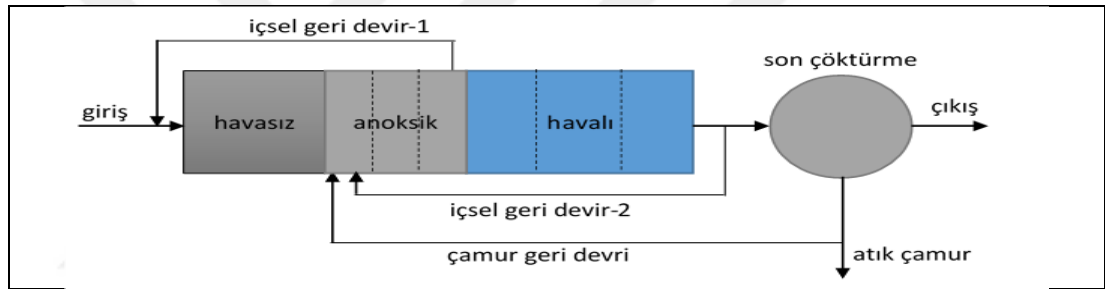
UCT prosesinde, denitrifikasyon için karbon kaynağı en önemli faktördür. Sistemde iyi bir giderim veriminin elde edilebilmesi için karbon kaynağının iyi hesaplanması ve pH değerinin 7 civarında tutulması önem arz etmektedir. Karbon kaynağı ve pH'a ek olarak sistemdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu da önemli bir parametredir. Aerobik reaktördeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2 mg/l' nin üzerinde olmalıdır (Manav - Demir, 2012).

### 1.2.3.5. VIP

VIP prosesi, geri döngüler hariç  $A^2/O$  ve UCT proseslerine benzer (Şekil 1.17).

VIP prosesinde anoksik ve aerobik bölmeler seri bağlı en az iki tam karışımli hücreden (reaktörden) oluşur. Aktif çamur geri devri, içsel geri devir ile birlikte anoksik bölüme verilir. Anoksik bölümün çamuru havasız bölüme geri beslenir.

VIP prosesi yüksek hızlı bir aktif çamur prosesi olarak tasarlanır. Biyolojik fosfor giderim veriminin artırılması için çamur yaşı düşük seçilir. Anaerobik ve anoksik bölmelerin toplam çamur yaşı ve hidrolik bekletme süresi sırasıyla 1,5-3 gün ve 60-90 dakika aralığındadır. Havalı bölme ise nitrifikasyon amacıyla tasarlanır (Öztürk ve diğ., 2017).



Şekil 1.17. VIP prosesi (Öztürk ve diğ., 2017)

Atıksuda nispeten düşük  $KOİ/TKN$ ,  $KOİ/\Delta P$  seviyelerinde daha iyi biyolojik fosfor giderimi için UCT ve VIP tipi aktif çamur sistemleri tercih edilmelidir (Tablo 1.6.) Bunun sebebi havasız tanka geri devir ile (içsel geri devir ve çamur geri devri) giren nitrat ve oksijen yükünün azaltılmasıdır. Ancak, UCT ve VIP sistemlerinde daha yüksek havasız hacim oranlarına ihtiyaç duyulmaktadır (ÇOB, 2010).

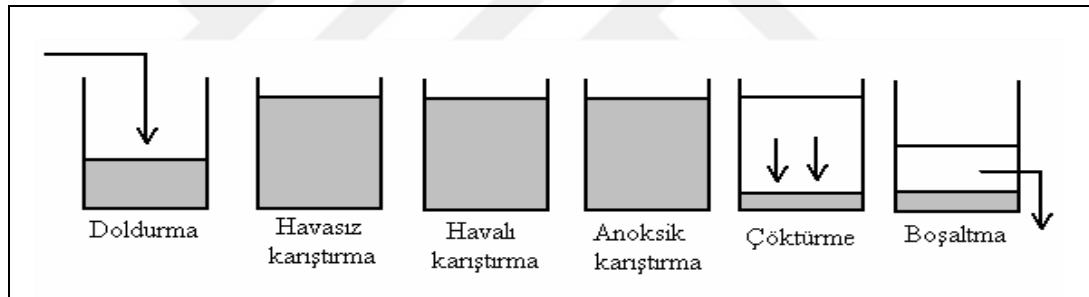
Tablo 1.6. Farklı  $BOİ_5/\Delta P$  ve  $KOİ/\Delta P$  seviyeleri için önerilen sistemler

Proses	$BOİ_5/\Delta P$	$KOİ/\Delta P$
	mg $BOİ_5$ /mg P	mg $KOİ$ /mg P
VIP, UCT	15-20	26-34
$A^2/O$ , AO	20-25	34-43
Bardenpho	>25	>43

$\Delta P$ : Giriş toplam fosfor ile çıkış çözünmüş fosfor konsantrasyonu farkı

### 1.2.3.6. Ardışık kesikli reaktör (AKR)

Bu reaktörler, hem karbon oksidasyonu, hem de azot ve fosfor giderimi için kullanılırlar (Şekil 1.18). Atıksu miktarına bağlı olarak ardışık kesikli reaktörlerde tek veya birden çok reaktör paralel olarak kullanılabilir. Ardışık kesikli reaktörler; doldurma, havalandırma/karıştırma, çökeltim, boşaltma ve dinlendirme fazlarından oluşmaktadır. Bu fazların sürelerinin toplamı çevrim süresini vermektedir. Sistemde bir çevrim süresi 3-24 saat arasında değişebilir. Fazların süreleri ayarlanarak organik karbon, biyolojik azot ve fosfor giderimi sağlanabilir. Doldurma/karıştırma ve havalandırma fazlarının (sürelerinin) farklı şekillerde uygulanması ile etkin organik karbon ve biyolojik nutrient giderimi sağlanabilmektedir. Ardışık Kesikli Reaktör (AKR) sisteminin farklı arıtma ihtiyaçlarını karşılamadaki esnekliği yanında sistem fiziksel olarak çok basittir. Bu özelliği ile diğer aktif çamur sistemlerinden farklılık göstermektedir.



Şekil 1.18. AKR prosesi (Öztürk ve diğ., 2017)

### 1.3. Oksidasyon Hendeği

Oksidasyon havuzları, bütün pis su tasfiye metodlarının en basitidir. Tesadüfen bulunmuş bir metottur ve ilk tatbikatların bir kısmı başarısızlıkla sonuçlanmıştır. Oksidasyon havuzlarının bilinçli ve projelendirilmiş ilk tatbikatı, Amerika Birleşik Devletlerinin, Dakota şehrinde 1948 senesinde olmuştur. 1971 yılında 39 ülkede oksidasyon hendeklerinin değişik iklim koşullarında kullandığı Dünya Sağlık Örgütünün hazırlamış olduğu raporda belirtilmiştir (Arceivalla, 1975).

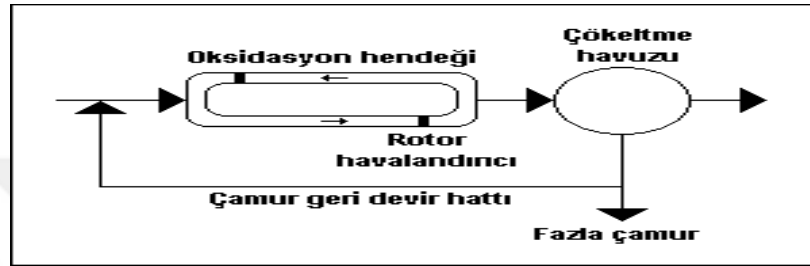
Sistemin küçük ölçekli, evsel ve endüstriyel atıksu arıtımı için düşük maliyetli olarak projelendirilmiş günümüzdeki örneklerinin ilk hali olan 369 kişiye hizmet eden oksidasyon hendeği 1954 yılında A.Pasveer tarafından Hollanda’ da işletilmiştir. Bununla birlikte, nispeten ucuz inşaat, bakım maliyetleri ve yüksek kalitede işletme



avantajları nedeniyle, tüm dünyada gittikçe daha popüler hale gelmiştir (EPA,1992) 1998 yılında ABD’ de 9200 adet belediye atıksu arıtma tesisinde oksidasyon hendeklerinin kullanıldığı (Flekar, 2010), 2011 yılında da 80 farklı ülkede oksidasyon hendek teknolojisi ile atıksu arıtımı sağlandığı bildirilmiştir (Shen ve diğ., 2011).

Oksidasyon hendekleri aktif çamur prosesinin modifiye edilmiş hali olup, genellikle uzun havalandırma modunda işletilir. Oksidasyon hendeğinin ana kısımları, havalandırma havuzlarıdır ve havuzlar uçları birbirine bağlanmış iki uzun kanaldan oluşmaktadır. Atıksu, bir fırça rotor vasıtasıyla hareket ettirilir. Bunun haricinde bir çöktürme tankı, çamur geri devir pompası ve fazla çamurun depolandığı ve işlendiği tesislerden meydana gelir (Şekil 1.19). Bu proseste genellikle bir ön çöktürme tankı ve kum tutucu mevcut değildir. Kum silt vb. inorganik katılar oksidasyon hendeği içinde kalır ve çamur atılması esnasında veya temizleme esnasında tesisten dışarı alınarak uzaklaştırılır. Ham atıksu bir ızgaradan geçtikten sonra doğrudan oksidasyon hendeğine girer. Bu ızgara, rotor ve pompaların korunması için gereklidir. Öğütücüler, ızgaradan sonra veya üzerinde tesis edilebilir veya çubuk ızgara yerine de kullanılabilir. Oksidasyon hendeği, sistemin havalandırma havuzu kısmını oluşturur. Burada atıksu daha önce üretilmiş olan aktif mikroorganizmalar ile temas ettirilir. Burada havalandırma ekipmanı olarak bu rotor (fırça aeratör) vardır. Bu rotor mikrobiyal reaksiyonlar için gerekli oksijeni suya kazandırır ve atıksuyun oksidasyon hendeği içinde karışarak hareketini temin eder. Oksidasyon hendeğinin içindeki suyun hızı katıların çökmesini önleyecek seviyede olmalıdır. Bu değer 0,3 ile 0,45 m/sn mertebesinde dir. Hendeğin üst kısımları ölü bölgeleri önleyecek şekilde iyice yuvarlatılmıştır. Dış kenardaki eğimlerde aşınmayı engelleyecek şekilde meydana getirilmiştir. Mikroorganizmalarla karışmış haldeki atıksu oksidasyon hendeğinden çöktürme tankına geçer. Çöktürme tankının savaklarından toplanan atıksuda daha sonra klorlanarak bir alıcı ortama (nehire) veya sızdırma hendeklerine deşarj edilir. Çöktürme havuzunun tabanına çökelen katılar bir pompa ile alınarak oksidasyon hendeğine geri verilir veya atılır. Son çöktürme havuzunun yüzeyinde biriken köpük tabakası buradan sıyrılarak alınır ve ilave bir arıtma için oksidasyon havuzuna verilebilir veya gömülmek suretiyle uzaklaştırılır. Oksidasyon hendeği bir kapalı sistem olarak işletildiği için sistemdeki uçucu katı madde(çamur)lerin konsantrasyonu zamanla artacaktır. Dolayısıyla periyodik olarak sistemden çamur atılması

gerekecektir. Sistemden çamur atılması ile hendekteki askıda katı madde konsantrasyonu düşecek ve aktif mikroorganizma konsantrasyonunun daha fazla olması sağlanacaktır. Çamur konsantrasyonunun kontrolü ve fazla çamur atılması bu sistemdeki yüksek verimin esasıdır. Sistemden atılan fazla çamur doğrudan çamur kurutma yataklarında kurutulabilir, bir çamur biriktirme tankına alınabilir, ilave arıtma için çamur lagünlerine alınabilir veya katı atık depolama sahasına gönderilebilir (Altay ve Yüksel, 2000).



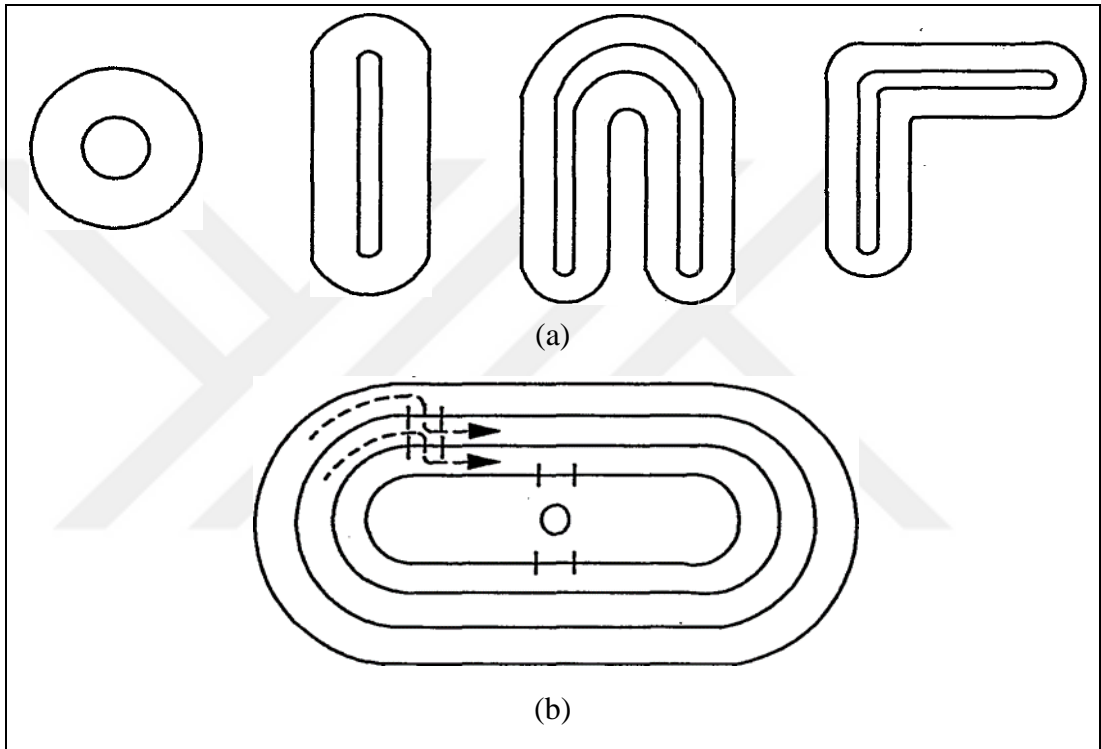
Şekil 1.19. Oksidasyon hendeği

Sistemin bu basit yapısı işletme kolaylığını da beraberinde getirir. Oksidasyon hendeğinde AKM konsantrasyonu 2000 ile 6000 mg/l arasındadır. Bazen bu değer 6000 ile 8000 mg/l'ye kadar yükselebilir. Dolayısıyla yüksek AKM (aktif çamur) konsantrasyonu sistemde mevcut olduğundan, şok yüklemelere daha dayanıklıdır. Sistemde çamur üretimi gerçekleştikten sonra, diğer aktif çamur tesislerinde gözlenen köpük problemine rastlanmaz. Ayrıca daha verimlidir. Bunun sebebi de oksidasyon hendeği prosesinde mikroorganizma konsantrasyonunun yüksekliğinden kaynaklanmaktadır (Pasveer, 1973). Sistem için tipik tasarım parametreleri Tablo 1.7'de verilmiştir (Bandy ve diğ., 1983).

Tablo 1.7. Oksidasyon hendekleri için tasarım parametreleri

Debi	75000 m <sup>3</sup> /gün' e kadar çıkabilmektedir.
BOI Yüğü	200-800 kg/gün/100m <sup>3</sup>
F/M oranı	0,03- 0,1 kg BOI/gün/AKM
AKM	2000-8000 mg/l
Çamur Yaşı	20-35 gün
Hendekteki Bekleme Süresi	3-24 saat
Hendekteki Minimum Hız	0,3 m/sn
Çözünmüş Oksijen Konsantrasyonu	0,5-3 mg/l
Hendekteki Su Derinliği	1-3 m

Hendekler beton, asfalt veya geçirimsiz membranlar dahil olmak üzere çeşitli malzemelerden yapılabilir. Beton en yaygın kullanılanıdır. Oksidasyon hendekleri, oval, at nalı, dirsek ve eşmerkezli birleşik hendek olmak üzere çeşitli şekillerde bulunabilir (Şekil 1.20). Hangisi araziye en uygun olursa o şekilde projelendirilir. Oksidasyon hendeklerinde proses için gerekli olan çözünmüş oksijen sağlayıcı olarak; yüzeysel jet aeratörler, disk difüzörler, fırça rotor ve tüp havalandırıcı kullanılmaktadır (EPA, 1992).



Şekil 1.20. Oksidasyon hendeklerinin tipik örnekleri a) Tek kanallılar, b) Çok kanallı

Oksidasyon hendekleri, aktif çamur işleminin bir çeşididir. Sistem, içinde karışık askıda katı maddenin bulunduğu kapalı devre bir havalandırma kanalından oluşur ve sürekli sirkülasyon yapılır. Oksidasyon hendek teknolojisinin kalbi havalandırma sistemidir. Çamur devir daimi ile organik madde giderimi, nitrifikasyon ve nitrat giderimi yapmak mümkündür. Havalandırmanın uygun tasarımı ve kontrolü ile fosfor giderim potansiyeline sahiptirler.

EPA (1992)'nın raporuna göre oksidasyon hendeklerinin ilave bir modifikasyona gerek olmadan % 95-99 arasında nitrifikasyon verimi sağladıkları belirtilmiştir. Ayrıca

0 °C su sıcaklığında yüksek çamur yaşlarında (50 gün) ve 24 saatlik hidrolik bekletme sürelerinde bile sistemin işletilebilir olduğu belirtilmiştir (EPA, 1992).

Oksidasyon hendekleri karbonlu madde giderimi nitrifikasyon ve denitrifikasyonun eş zamanlı olarak aynı tank içerisinde giderilmesi ile sermaye ve işletme maliyetleri yönünden diğer aktif çamur sistemlerine göre avantajlı olup yüksek oranda BOI, T-N AKM giderimi sağlamaktadır. Bir oksidasyon hendeği, kısmi denitrifikasyon elde etmek için kanalda bir anoksik bölge ile çalıştırılabilir. Daha yüksek denitrifikasyon seviyelerine ulaşmak için kanaldaki anoksik zondan geri kazanımla birlikte kanala anoksik bir tank eklenebilir. Geliştirilmiş biyolojik fosfor giderimi için karışık sıvıyı anaerobik koşullar altında tutmak gerekir. Bu, ya havuza alınmamış bir kanalda ya da oksidasyon hendek kanalından önce bir anaerobik havuz ekleyerek gerçekleştirilebilir. (Peng ve diğ., 2008).

Oksidasyon hendeklerinde biyolojik fosfor giderim mekanizması üzerine çok az sayıda araştırma, geliştirme çalışması mevcuttur. Oksidasyon hendeği boyunca anaerobik/ anoksik/ aerobik zonlarda suyun durumu farklıdır ve bu yüzden her bir bölümdeki durumu özel olarak bilinmemektedir. Diğer bir zorluk ise oksidasyon hendeklerindeki yüksek geri devir oranı ve havuza giren atıksuyun havuzdaki biokütleyle seyrelmesidir. Eş zamanlı azot ve biyolojik fosfor gideriminin iyileştirilmesi için, atıksuyun havuz içerisindeki durumu ve aerobik bölgenin uzunluğu hakkında daha fazla bilgi gerekir (Bost, 2018).

Oksidasyon hendekleri diğer teknolojilere göre özellikle küçük ve orta ölçekli kanalizasyon atıksuları için iyi kalitede çıkış suyu, yüksek çalışma güvenilirliği ve kararlılıkta işletilebilmesi, düşük bakım maliyetleri oluşturması sebebiyle avantajlı olup düşük debiler için paket arıtma tesislerine kıyasla yüksek yatırım maliyetleri nedeniyle dezavantajlıdır (EPA, 2000).

Yıldırım (2006) tarafından yapılan çalışmada, evsel atıksu arıtma tesisleri arasından elde edilen toplam işletme ve bakım maliyeti eğrileri birbirleriyle karşılaştırıldığında, en ucuz sistemin oksidasyon havuzu, en pahalı sistemin ise kademeli havalandırmayı içeren aktif çamur arıtma tesisi olduğu tespit edilmiştir (Yıldırım, 2006).

### 1.3.1. Oksidasyon hendeğinde nutrient giderimi üzerine yapılmış çalışmalar

Modifiye edilmiş bir aktif çamur sistemi olan oksidasyon hendeğinde azot giderimi dünyada uzun yıllar sıcaklığını koruyan bir çalışma alanı olmuştur. Mevcut teoriye göre havuz üzerinde anoksik ve oksik bölgeler oluşturarak eşzamanlı olarak nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleşir. Fakat bununla birlikte çözünmüş oksijeni, anoksik ve oksik bölgeler içinde kontrol etmek çok zordur ve sonuç olarak azot giderme etkinliği bazı oksidasyon hendek işlemleri için idealden daha az olduğu bulunmuştur (Gao ve diğ., 2006).

Araştırmacılar nitrifikasyon hızının kritik bir çözünmüş oksijen konsantrasyonun üstünde etkilenmediğini belirtmektedirler. 1964 yılında Whurmann farklı çözünmüş oksijen derişimlerinde yaptığı çalışmalarda 1,0 mg/l ÇO için % 10 nitrifikasyon sağlandığını, 4,0 ve 7,0 mg/l ÇO için azotun % 90'ının okside olduğunu bulmuştur. Downing ve Scragg, 0,2 mg/l seviyesinde nitrifikasyonun durduğunu, Gujer ve Jenkins ise 1974 yılında nitriye edici organizmaların düşük ÇO derişimlerinde aktivitelerinin etkilenmelerine rağmen anaerobik ortamlarda uzun süre canlı kaldıklarını bulmuştur. Nitrifikasyondan sorumlu bakterilerden nitrobakterin 2 mg/l ÇO derişimlerinin altında aktivitesinin azaldığı, nitrosomonasın ise fazla etkilenmediği bulunmuş ve ÇO derişiminin nitrit ve nitrat oluşum mekanizmalarında değişik etkileri olduğu ve düşük derişimlerde nitrit birikimi olabileceği sonucuna varılmıştır (Orhon ve Artan 1994).

Gogina ve Gulshin (2015) tarafından 18 lt hacimli laboratuvar ölçekli oksidasyon hendeğinde düşük oksijen (0,4-0,5 mg/l) konsantrasyonlarında eşzamanlı denitrifikasyon çalışması yapılmış ve sonuçların oksidasyon ve azot giderimi için pozitif olduğu görülmüştür. Eşzamanlı denitrifikasyon ile deneysel düzenekte % 85 oranında azot giderimi sağlanmıştır (Gogina ve Gulshin, 2015).

Rittmann ve Langeland (1985) yapmış oldukları çalışmada 0,10-0,40 mg/l arasında çözünmüş oksijen konsantrasyonu ve uzun çamur yaşlarında oksidasyon hendeğinde yüksek oranda eşzamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon (SND) olabileceğini rapor etmişlerdir (Rittmann ve Langeland, 1985).

Jimenez ve diğ., (2010) yılında yayınladıkları rapora göre oksidasyon hendeği tipinde çalışan Orlando şehri Iron Bridge atıksu arıtma tesisinde 0,3-0,8 mg/l çözünmüş

oksijen konsantrasyonunun maksimum SND aktivitesi gerçekleştiğini bildirilmişlerdir (Jimenez ve diğ., 2010).

Pasveer tip oksidasyon hendeğinde simultane nitrifikasyon ve denitrifikasyonu etkileyen parametreler üzerine, 1996 yılında, 10 ay boyunca 60 m<sup>3</sup>/gün hacimde bir çalışma yapılmış ve çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 1 mg/l ve/veya sıcaklığın 4  C üzerinde olduğu durumda % 95 oranında nitrifikasyon sağlandığı, çözünmüş oksijenin 1 mg/l altına indiğinde nitrifikasyon veriminin etkilendiği belirlenmiştir (Hao ve diğ., 1997).

Oksidasyon hendeğinde azot ve fosfor gideriminde yüksek verim sağlamak ve SND'yi incelemek için Peng ve ark.(2008), 280 lt hacimde pilot ölçekli bir tesiste evsel atıksu ile çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. Çalışmada 280 lt oksidasyon hendeğinin n kısmına 7 lt anaerobik havuz, 21 lt anoksik havuz ilave edilmiştir ve çalışma boyunca KOI, T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>, T-P, znmş oksijen, ORP, pH ölçümleri ile nutrient giderimi takip edilmiştir. Sistem kararlı hale geldikten sonra alınan sonuçlara göre % 80 T-N, % 85 T-P giderim sağlandığı tespit edilmiştir.

Oksidasyon havuzunda biyolojik fosfor giderimi için aerobik zonda 0,5 mg/l–1 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonunun yeterli olduğu sonucuna varılmıştır (Sager, 2016).

Xu ve diğ. (2011), yaptıkları çalışmada anaerobik-aerobik prosesini, anaerobik-aerobik-anoksik (AOA) şeklinde modifiye ederek denitrifiye fosfor giderimi ile T-N giderim verimini arttırmayı hedeflemişlerdir. AOA prosesinde, anaerobik tanktaki sıvı karışım anoksik tanka aktarılarak, denitrifikasyon için gerekli karbon kaynağı sağlanmıştır. AOA prosesi 3 ay işletilmiş ve ortalama giderim verimleri NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, T-N ve PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P için sırasıyla yaklaşık % 93, % 70, % 87 olarak elde edilmiştir (Xu ve diğ., 2011).

Ju ve diğ. (2007), pilot ölçekli bir çalışmada döngüsel havalandırma ile sabit havalandırmayı karşılaştırmışlardır. Çalışmada döngüsel havalandırma, daha yüksek çözünmüş oksijen konsantrasyonunda (YO) 1 saat ve daha düşük (veya sıfır) znmş oksijen konsantrasyonunda (DO) 30 dakika tekrarlanan döngülerde gerçekleştirilmiştir. YO ve DO' nun uygun kombinasyonları ile çalışıldığında daha iyi çökeltme çamuru ve daha fazla azot ve fosfor giderimi sağladığı görülmüş, ayrıca

denitrifikasyon ve daha yüksek fosfor giderimi için kullanılan çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 0,2 mg/l ile 0,8 mg/l arasında yeterli olduğu görülmüştür (Ju ve diğ., 2007).

Liu ve Dong (2011), mikro-aerobik granül çamur reaktöründe karbon ve azot gideriminin düşük oksijen, hidrolik bekletme süresi, yüzeysel yükleme oranı parametrelerinin değişkenliklerine bağlı olarak incelenmesi yapmıştır. Çalışma neticesinde düşük oksijen varlığında (<0,5 mg/l) karbon gideriminin olumsuz etkilenmediği, bunun da evsel atık sulardaki organiklerin hem aerobik hem de anaerobik karbon kaynağı olarak kullanılması sonucu heterotrofların oksijenden bağımsız olarak karbon giderimini sağlamasından kaynaklandığını düşünmüşlerdir. Yine çalışmada 8 saatlik hidrolik bekleme süresinde ÇO konsantrasyonunun 0,10 mg/l ile 0,20 mg/l yükseltildiğinde T-N giderimi günlük 0,06 g'dan 0,11g' a yükseldiği görülmüş ve oksijen akışını düzenleyerek düşük maliyetle arıtma sistemlerinin başarıyla işletilebileceği sonucuna varılmıştır (Liu ve Dong, 2011).

Zhou ve diğ., (2012), yapmış oldukları çalışmada çok kanallı oksidasyon hendeği olarak pilot ölçekte 11,4 m<sup>3</sup> hacimli evsel atıksu ile aşılınmış reaktör kullanmış ve uygun geri dönüşüm oranı ile azot giderim performanslarını incelemişlerdir. Çalışma sonuçlarına göre dış kanaldaki en yüksek TN giderim (% 87) etkinliğinin çok düşük çözünmüş oksijende (0,15–0,25 mg/l) ve 10 ile 40 mv oksidasyon redüksiyon potansiyeli (ORP) ve 9.4 geri devir oranında elde edildiğini tespit etmişlerdir (Zhou ve diğ., 2012).

Ürdün'de tam ölçekli bir oksidasyon hendeğinde (Giriş KOI yaklaşık 1500 mg/l ve T-N yaklaşık 200 mg/l) döngüsel havalandırma ve sabit havalandırmayı yöntemini kullanılarak karbon ve azot giderim verimleri değerlendirilmiştir. Sabit havalandırma ile proseste çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2-4 mg/l iken; döngüsel sistemde havalandırıcının yarım saat çalıştırılıp yarım saat durdurulduğu proseste çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,6-1,3 mg/l arasında işletilmiştir. Sürekli havalandırmada sadece karbon giderimi ve nitrifikasyon gerçekleşirken döngüsel havalandırmada karbon ve denitrifikasyona bağlı olarak T-N giderimi de sağlandığı belirlenmiştir. Ayrıca düşük oksijenle çalışmanın karbon giderim verimini % 90'dan % 95'e çıkardığı ve tesisten alınan aş kültürüyle oluşturulan pilot ölçekli çalışmada 0,2 mg/l çözünmüş

oksijen konsantrasyonunda eşzamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon gerçekleştiği tespit edilmiştir (Ammary ve Radaideh, 2005).

Alekseevich ve Farukovna (2015) yaptıkları laboratuvar ölçekli çalışmada; sentetik atıksu ile oksidasyon hendeğinde azot giderim etkinliğinin, çözünmüş oksijenin ortalama konsantrasyonu ve geri devir hızı ile ilişkisini ve aktif çamurun düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarına adaptasyon sürecini incelemişlerdir. Aşı çamuru için Moskova bölgesi atıksuyu alınmıştır (ortalama KOI/T-N, 2,5–3,3). Çalışmada üç farklı reaktör kullanılmış; 1. Reaktör sadece aerobik tank ve çözünmüş oksijen (ÇO) 5,5 mg/l olarak ayarlanmıştır. 2 reaktör anoksik ve aerobik olarak ve anoksik kısımda oksijen konsantrasyonu 0,2 mg/l, aerobik kısımda 2,5 mg/l olacak şekilde işletilmiştir. 3. reaktör ise yine çift tank olarak eşzamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesi olacak şekilde her iki tankta da ortalama çözünmüş oksijen konsantrasyonu 0,5 mg/l olacak şekilde çalıştırılmış. 10 aylık bir çalışma sonunda nitrifikasyon verimi adaptasyon öncesi % 70 iken % 98'e; denitrifikasyon veriminin de % 25'ten % 68'e çıktığı tespit edilmiştir. Ayrıca çamur hacim indeksi (ÇHİ) 235 ml/g iken 0,5 mg/l' lik sabit ortalama oksijen konsantrasyonuna geçişin tamamlanmasından bir hafta sonra, çamur hacim indeksi 175 ml/g' a düştüğü görülmüştür. Çalışma neticesinde düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında (0,4-0,5 mg/l), 20 °C atıksu sıcaklığında ve 0,2 m/s geri devir hızında Eşzamanlı Nitrifikasyon ve Denitrifikasyon (SND) ve spesifik yük giderimi için oksidasyon hendeği prosesinin uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

Yu (2011) yılında yapmış olduğu çalışmada oksidasyon hendeğinde çamur yaşının azot ve fosfor giderimi üzerinde etkilerini incelemiş ve çamur yaşının nitrient giderimi üzerinde belirgin bir rolü olduğunu tespit etmiştir. Çalışmada azotun giderim etkinliği, çamur yaşı fazlalığı; fosforun veriminin ise çamur yaşı düşüklüğü ile daha etkin olduğu görülmüştür. Her ikisinin birlikte etkin olduğu optimum koşul ise 30 °C, 11 gün çamur yaşı olarak bulunmuştur. Bu durumda azot için % 85,4' e ve fosfor için % 74,9' a giderim verimi görülmüştür (Yu, 2011).

Evsel atıksu arıtımı için oksidasyon hendeğinde anoksik zonun hacim oranlarının aerobik zondaki fosfor giderimine etkisinin incelendiği bir çalışmada, anoksik bölgenin aerobik bölgeye hacim oranlarının 0,35, 0,49 ve 0,64 olduğunda, ortalama



NH<sub>3</sub>-N giderme verimlerinin % 92,96, % 94,93 ve % 97,60 olduğu, ortalama fosfor giderme verimlerinin sırasıyla % 80,22, % 86,55 ve % 92,30 ve ortalama KOİ giderim verimlerinin de üç hacim oranında % 90'dan daha yüksek olduğu görölmüştür. Bu nedenle, anoksik bölgenin aerobik bölgeye hacim oranları artmaya devam ettiğinde, geri devir oranı iyi ayarlanmalıdır, aksi takdirde nitrat konsantrasyonu anoksik bölgede yeterli olmayacak ve fosfor tekrar salınacaktır (Luo, 2018).



## 2. MALZEME VE YÖNTEM

### 2.1. Araştırmanın Amacı

Çalışmanın gerçekleştirildiği İstanbul'da büyük kapasiteli merkezi arıtma tesislerinde ileri biyolojik arıtımın gerçekleştirilmesine rağmen, merkezi yerler dışında dağınık olarak bulunan ve çoğunluğu düşük kapasiteli olmasına rağmen sayıca çok olan biyolojik arıtma tesislerinde ileri arıtımın henüz gerçekleştirilmediği görülmektedir (Şekil 2.1). Bu tesisler, düşük debilere sahip olmalarına rağmen toplamda belirli bir atıksu debisini arıtmaları ve çevre bölgelerde yer alan su kaynaklarına (özellikle içsel kaynaklar) yakın olmaları bakımından önemlidirler. Bu su kaynaklarının kirlilikten ve ötrofikasyondan korunması için evsel atıksuların daha yüksek düzeylerde ileri arıtıma tabi tutulması ve azot ve fosfor gideriminin sağlanmasının gerekliliğini ortaya koymaktadır; ancak bu tesislerde klasik arıtmadan ileri biyolojik arıtıma geçilmesi, tesislerin sayıca çok ve yerleşim olarak dağınık olmaları nedeniyle yatırım olarak yüksek maliyet getirmektedir.

Bu nedenle tesislerde, maliyeti görece düşük modifikasyonlar yapılarak karbonun yanında azot ve fosfor gideriminin de sağlanması zorunluluğu ortaya çıkmaktadır. Bu çalışma, İstanbul'da, düşük kapasiteli ve biyolojik arıtma sistemi olarak oksidasyon hendeği içeren iki arıtma tesisinde azot ve fosfor giderimi sağlamak üzere yapılan modifikasyonların performansının değerlendirilmesini içermektedir. Mevcuttaki her iki arıtma tesisi de hizmet ettikleri nüfusa bağlı olarak Kentsel Atıksu Arıtma Yönetmeliği'ne göre sadece karbon ve askıda katı madde (AKM) gideriminden sorumlu tutulmaktadır. Bu sebeple de her iki tesiste T-N ve T-P giderimi üzerine çalışma bulunmamaktadır; fakat yukarıda bahsedildiği üzere küçük kapasiteli arıtma tesislerinin sayıca fazla ve su kaynaklarına yakın olmaları sebebiyle bu tesislerin arıtım performansının iyileştirilmesi ihtiyacı yasal zorunluluk olmasa bile çevresel etkilerin gözetilmesi açısından gereklidir. Bu sebeple oksidasyon hendeği tip arıtma prosesinde havalandırma sistemi üzerinde çeşitli modifikasyonlar yapılarak sistemin daha kaliteli

ıkış suyu temin edilmesinin sağlanabilirliğinin incelenmesi, çalışmanın önemini attırmaktadır. Çalışma kapsamında tesis girişi ve çıkışlarında yaklaşık yedi ay boyunca periyodik olarak KOİ, BOİ, AKM, Toplam N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N ve Toplam P lmleri yapılarak sistem değişikliğinin arıtma verimleri ve nutrientlerin giderimi üzerindeki etkileri gözlenmiştir.

## 2.2. Çalışmanın Yürütüldüğü Tesisler

A TESİSİ, anaka Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis; anakca Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis (şekil 2.1), İstanbul Çatalca ilçesi anaka Mahallesi atıksularını arıtmak ve Büyükçekmece Gölü Havzasını korumak amacı ile 2010 yılında devreye alınmıştır. Tesis günlük 2000 kişi nüfusa hizmet edecek kapasitededir. Aktif amur prosesi ile işletilen tesisin akım şeması şekil 2.3'te verilmiştir.



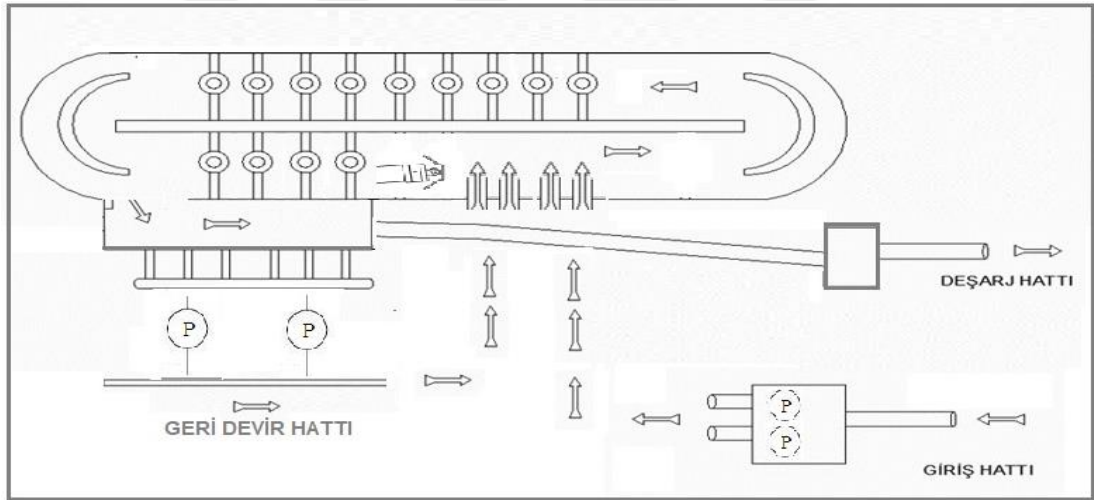
şekil 2.1. İSKİ anaka biyolojik atıksu arıtma tesisi, Çatalca

Atıksular tesise DN 300 kollektörlerle giriş yaparak kaba ve ince ızgaradan geçirilerek, giriş haznede toplanmaktadır. Burada toplanan atıksular iki adet dalgıç pompa ile havalandırma havuzuna alınmaktadır. Havalandırma havuzu ATV131 standartlarına göre aktif çamur prosesi olarak boyutlandırılmıştır. Aktif amur sisteminin

oksijenlendirilmesi blower sistemine bağlı disk tipi difüzörlerle ile yapılmaktadır. Havalandırma işlemi sırasında üretilen bakteriler biyokimyasal etkinlikleri ile atıksu içerisindeki kirlilik oluşturan çözünmüş organik maddeleri oksitleyip, parçalayarak gidermektedir. Prosesteği üniform karışım ve su akış hızı 1 adet dalgıç mikser vasıtasıyla sağlanmaktadır.

Havalandırma havuzlarından geçirilen sular son çöktürme havuzuna alınmakta, içerisindeki bakteriler çökertilmekte, çökertilen bakteriler 2 adet geri devir pompası ile geri devir yapılarak havuzlara alınmaktadır. Sistemdeki fazla çamur filtre pres ünitesinde susuzlaştırılarak uzaklaştırılmaktadır. Havalandırma işleminin ardından su ve aktif çamur fazının birbirinden ayrılması için sistem çökeltme işlemine geçmektedir.

Katı fazdan ayrılan arıtılmış su sistemden savaklanarak, boru hattı ile Çanakca Deresine deşarj edilmektedir. Tesisin akış diagramı Şekil 2.2’de verilmiştir.



Şekil 2.2. Çanakça BAAT akış diagramı

B TESİSİ, Kestanelik Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi; Kestanelik Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi (Şekil 2.3), İstanbul Çatalca ilçesi Çanakça Mahallesi atıksularını arıtmak ve Büyükçekmece Gölü Havzasını korumak amacı ile 2010 yılında devreye alınmıştır. Tesis günlük 2000 kişi nüfusa hizmet edecek kapasitededir. Tesis oksidasyon hendiği tip aktif çamur prosesi ile işletilmektedir (Şekil 2.4).

Atıksular tesise DN 300 kollektörlerle giriş yaparak kaba ve ince ızgaradan geçirilerek, giriş haznede toplanmaktadır. Burada toplanan atıksular iki adet dalgıç pompa ile

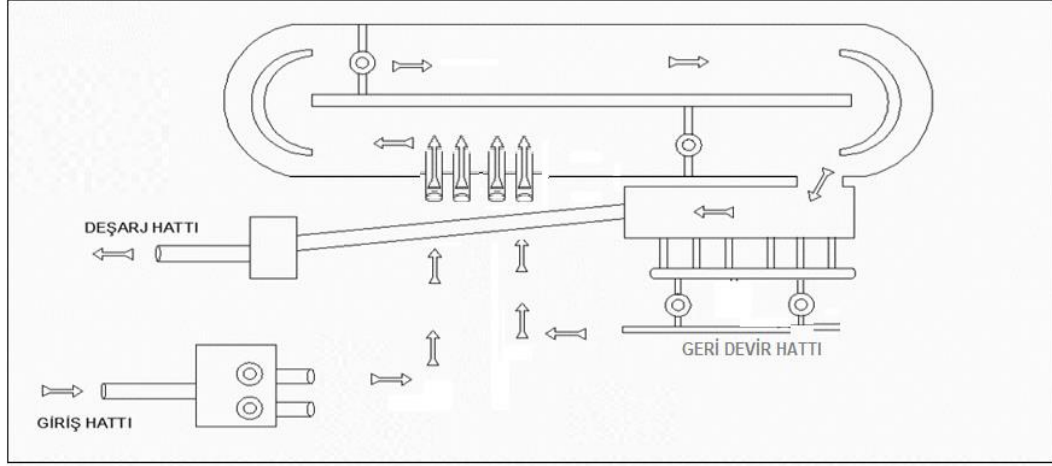


havalandırma havuzuna alınmaktadır. Havalandırma havuzu ATV131 standartlarına göre aktif çamur prosesi olarak boyutlandırılmıştır. Aktif çamur sisteminin oksijenlendirilmesi yüzeysel karıştırıcı jet aeratörler ile yapılmaktadır. Havalandırma işlemi sırasında üretilen bakteriler biyokimyasal etkinlikleri ile atıksu içerisindeki kirlilik oluşturan çözünmüş organik maddeleri oksitleyip, parçalayarak gidermektedir.



Şekil 2.3. İSKİ Kestanelik atıksu arıtma tesisi, Çatalca

Havalandırma havuzlarından geçirilen sular son çöktürme havuzuna alınmakta, içerisindeki bakteriler çökertilmekte, çökertilen bakteriler 2 adet geri devir pompası ile geri devir yapılarak havuzlara alınmaktadır. Sistemdeki fazla çamur filtre pres ünitesinde susuzlaştırılarak uzaklaştırılmaktadır. Havalandırma işleminin ardından su ve aktif çamur fazının birbirinden ayrılması için sistem çökeltme işlemine geçmektedir. Katı fazdan ayrılan arıtılmış su sistemden savaklanarak, boru hattı ile, Kestanelik Deresine deşarj edilmektedir. Tesisin akış diagramı Şekil 2.5’de verilmiştir.



Şekil 2.4. Kestanelik BAAT akış diagramı

Yukarıda prosesi tanımlanan her iki tesise ait tasarım parametreleri Tablo 2.1’de işletme parametreleri de Tablo 2.2’de verilmiştir.

Tablo 2.1. A ve B tesisleri tasarım parametreleri

Parametre	Giriş Değerleri	Çıkış değerleri (KAAY,2018)
Ortalama Debi, m <sup>3</sup> /gün	500	500
Kimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/l	600	120
Biyolojik Oksijen İhtiyacı, mg/l	330	25
Askıda Katı Madde, mg/l	400	35
Toplam Azot, mg/l	50	-
Toplam Fosfor, mg/l	10	-

Tablo 2.2. A ve B tesisleri işletme parametreleri (2018)

Parametre	A Tesisi	B Tesisi
Ortalama Debi, m <sup>3</sup> /gün	500	537
Pik Debi, m <sup>3</sup> /gün	750	750
Giriş Kimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/l	384	443
Giriş Biyolojik Oksijen İhtiyacı, mg/l	217	215
Giriş Askıda Katı Madde, mg/l	322	290
Toplam Azot, mg/l	41	35
Toplam Fosfor, mg/l	5	4
Havalandırma Hacmi, m <sup>3</sup>	600	600
Bekletme Süresi, saat	8	8

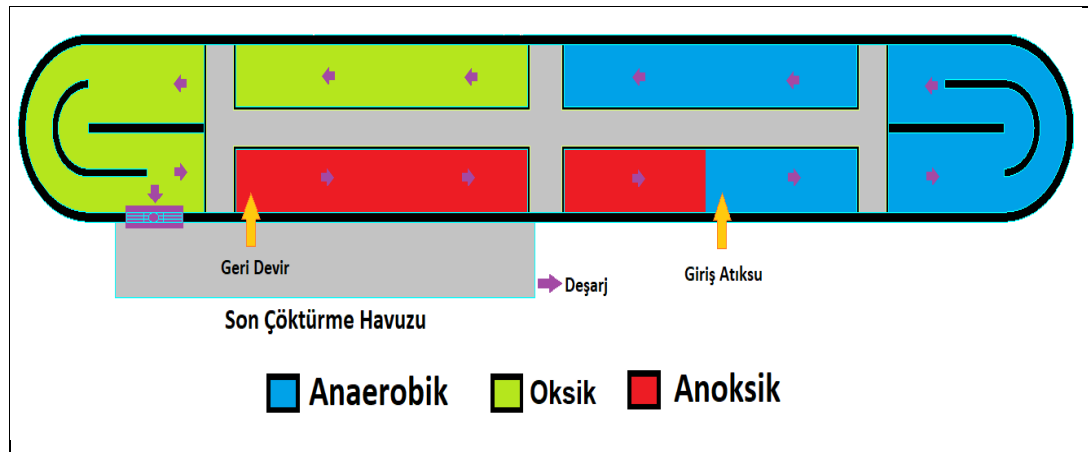
Tablo 2.2. (Devam) A ve B tesisleri işletme parametreleri (2018)

Parametre	A Tesis	B Tesis
Çamur Yaşı, gün	10-15	10-15
Proses Askıda Katı Madde, mg/l	4000	3400
Havalandırma tipi	difüzör	Jet aeratör

### 2.3. Analiz Yöntemleri

Oksidasyon hendeği tipindeki her iki tesiste de yasal zorunluluktan dolayı KOI, BOI ve AKM parametrelerinin analizleri yapılarak takip edilmektedir. Bu sebeple de tesisler de karbon giderim ağırlıklı bir işletme esasına dayanmaktadır. Her iki tesiste de karbonun yanında eş zamanlı azot ve biyolojik aşırı fosfor gideriminin de olabileceği öngörülerek tesislerin işletme standartları üzerinde modifikasyona gidilmiş ve bu modifikasyonun difüzörlü sistem ve yüzeysel jet aeratörle oluşturacağı verimler incelenmiştir.

Karbon, azot ve fosfor parametrelerinin üçünde eş zamanlı olarak biyolojik yöntemlerle aynı tank içerisinde giderilme düşüncesi ile havalandırma sistemi üzerinde değişiklikler yapılarak proses Anaerobik(A)/Oksik(O)/Anoksik(A) bölümlere ayrılmıştır (Şekil 2.5).

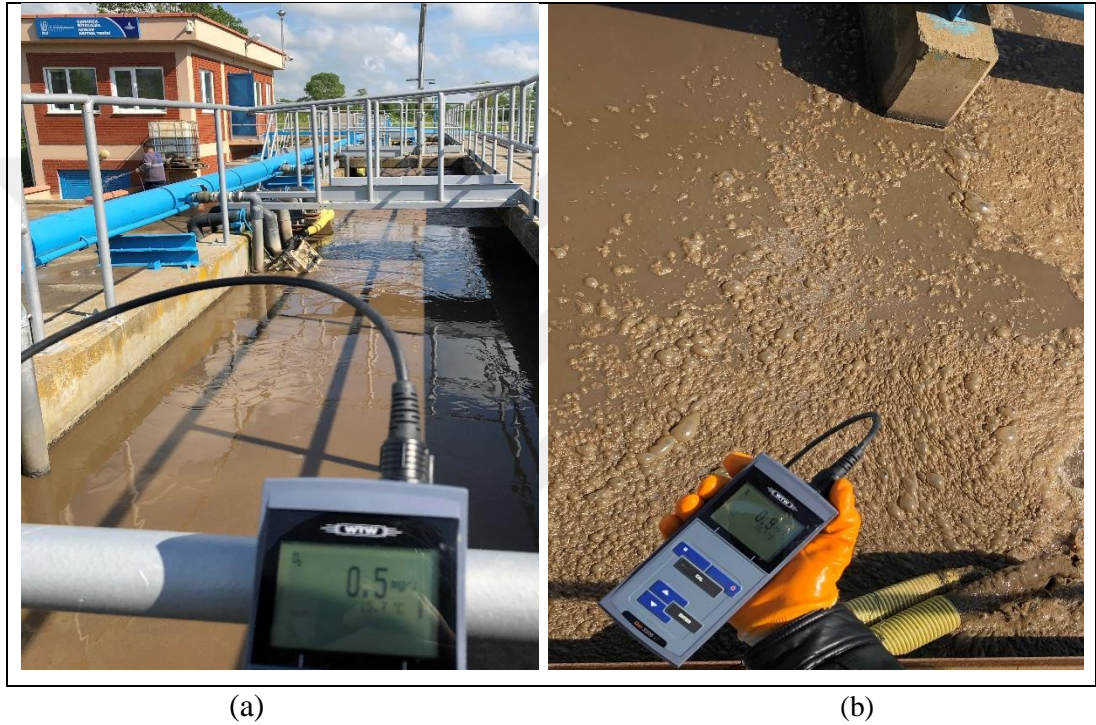


Şekil 2.5. Modifiye edilmiş sistemin gösterimi

Her iki tesis de aktif çamur prosesi ile işletildiğinden dolayı mikroorganizmalar için oksijen ihtiyacı gereklidir. Bu oksijen miktarı da otomasyona bağlı olarak sistemin tamamında minimum 2mg/l olacak şekilde işletilmekte ve bu sayede hendeğin tamamı oksik kısım olarak kullanılmaktadır. Nitrifikasyonlu sistemler için  $\text{ÇO} > 2 \text{ mg/l}$



gereklidir (Metcalf & Eddy, 2003); fakat üç parametrenin de aynı tank içerisinde gideriminin sağlanabilmesi için çalışılan prosesin hacimsel küçüklüğü sistemin düşük oksijen koşullarında işletilme zorunluluğu ve oksik kısmın  $<1$  mg/l’de işletilmesine neden olmuştur (Şekil 2.6.). Bu şekilde tesisler yaklaşık 7 ay boyunca periyodik olarak KOİ, BOİ, AKM, Toplam N,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  ve Toplam P ölçümleri ile takip edilerek ve nutrient giderimi ile birlikte düşük oksijen koşullarının diğer parametreler (KOİ, BOİ ve AKM) üzerindeki olası etkileri de periyodik ölçümlerle gözlenmiştir.



Şekil 2.6. Modifiye sistemin çözülmüş oksijen konsantrasyonları a) Anoksik kısım sonu oksijen değeri, b) Oksik kısım sonu oksijen değeri

Analizler arıtma tesislerinden alınan giriş ve çıkış kompozit numunelerinde gerçekleştirilen analizler, üzerinden İSKİ Laboratuvarı’nda standart metodlar kullanılarak yapılmıştır. Bu parametrelerden KOİ ölçümleri, açık reflüks yöntemine göre (5220-B Open Reflux Method), Amonyak ölçümleri distilasyon yöntemi kullanılarak titrimetrik (4500-NH<sub>3</sub> C. Titrimetric Method) olarak gerçekleştirilmiştir. Fosfor ölçümleri için kalay klorür yöntemi (4500-P D. Stannous Chloride Method) kullanılmış olup PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P ölçümleri doğrudan renklendirme ile, T-P ölçümleri ise “asitle parçalama” işleminden sonra renklendirme ile yapılmıştır. PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P için spektrofotometrik okumalar WTW 6600 UV-VIS Spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. ÇHİ ölçümleri, AKM konsantrasyonu belirlenen, 1 litrelik aktif



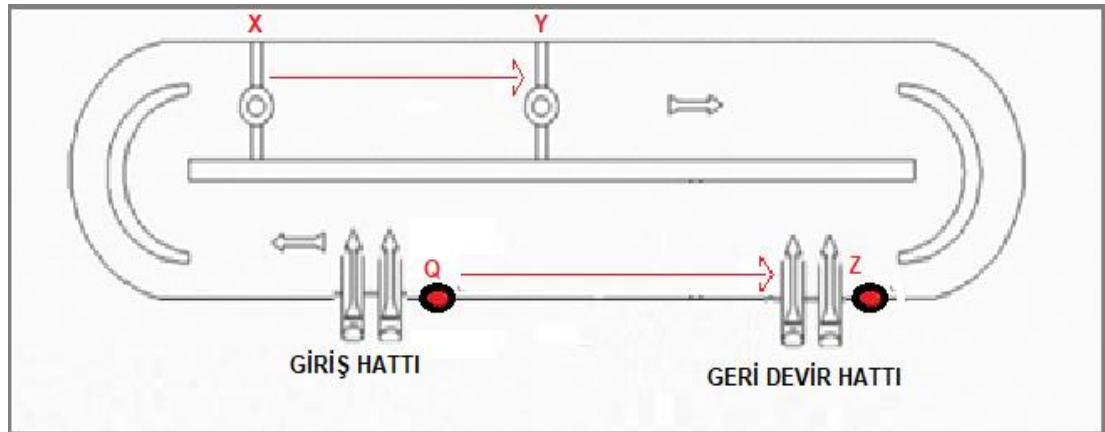
çamurun İmhoff Hunisi'nde 30 dakikada çöken çamur hacminin belirlenmesi ile hesaplanmıştır. ÇHI ölçümleri için kullanılan AKM analizleri de gravimetrik yöntemle (2540 D.Total suspended solids) tayin edilmiştir.

Difüzörlü havalandırma yapılan A tesisinde hacimsel bölümler difüzör vanalarının aç/kapa yapılması suretiyle; yüzeysel jetle havalandırılan B tesisinde ise hacimsel bölümler aeratörün çalışma noktasının X noktasından Y noktasına taşınmasıyla gerçekleştirilmiştir (Şekil 2.7). Her iki tesiste anoksik bölge hacmi toplam hacmin yaklaşık % 25'ine denk gelecek şekilde ayarlanmıştır (Tablo 2.3).

Tablo 2.3. Modifikasyon sonrası hacimsel dağılımlar

Hacimler			
Proses hacmi	$V_T$	600	$m^3$
Anerobik hacim	$V_D$	225	$m^3$
Oksik hacim	$V_A$	225	$m^3$
Anoksik hacim	$V_D$	125	$m^3$

Çalışmanın başlarında alınan numune analizlerinde fosfor gideriminin yetersiz olduğu gözlemlendi, bunun ise geri devir hattından gelen nitratin anaerobik kısımda fosfor depolayan bakterileri inhibe etmesinden ileri geldiği öngörülmüştür. Bu sebeple her iki tesisin de geri devir hattı Şekil 2.7 ve Şekil 2.8'de görüldüğü anoksik kısmın başına Q noktasından Z noktasına yani anoksik kısmın başına verildi.



Şekil 2.7. B tesisi havalandırma sistemi üzerinde yapılan değişiklikler



Şekil 2.8. Geri devir hattının anoksik bölgenin başına taşınması

Modifiye sistem (A/O/A) işletimi kararlı hale getirildikten sonra sistemin işletme parametrelerinin diğer aktif çamur prosesleri ile karşılaştırılması Tablo 2.4’de verilmiştir.

Tablo 2.4. Aktif çamur modifikasyonları işletme parametreleri (Metcalf & Eddy,2003)

Dizayn parametresi/ proses	KAS, gün	AKM mg/l	Hidrolik bekletme süresi, saat			Geri devir oranı, %	Nitrat geri devri %
			Anaerobik	Anoksik	Aerobik		
A/O	2-5	3000-4000	0,5-1,5	-	1-3	25-100	-
A <sup>2</sup> /O	5-25	3000-4000	0,5-1,5	0,5-1	4-8	25-100	100-400
UCT	10-25	3000-4000	1-2	2-4	4-12	80-100	200-400 (anaoksik) 100-300 (aerobik)
Bardenpho (5.adım)	10-20	3000-4000	0,5-1,5	1-3 (1.adım) 2-4 (2.adım)	4-12 (1.adım) 0,5-1 (2.adım)	50-100	200-400
AKR	20-40	3000-4000	1,5-3	1-3	-	-	10-20
Modifiye Sistem (A/O/A)	10-15	3000-4000	2-3	1-2	2-3	250	

### 3. BULGULAR VE TARTIŞMA

Evsel atıksuların arıtılmasında, oksidasyon hendekleri için yeni geliştirilen AOA proses sisteminin nutrient giderimi bakımından değerlendirilmesi amacıyla gerçek ölçekte iki tesis işletilmiş ve işletme döneminde her iki proses için de elde edilen sonuçlar her bir parametre için ayrı ayrı değerlendirilmiştir. Sistem kararlı hale geldikten sonra 7 aylık dönem için haftada iki kere olmak üzere parametre ölçümleri için gerekli numuneler alınmaya başlanmıştır. Bu amaçla giriş ve çıkış numunelerinde KOİ, BOİ, amonyum azotu, T-N, çıkış nitrat ve toplam fosfor ölçümleri ve hacimsel bölümler arasındaki günlük oksijen konsantrasyon ölçümleri yapılarak iki prosesin de karbon, azot ve fosfor giderme verimleri belirlenmiştir. Ayrıca günlük olarak proses çamurunun çökebilme tayini için ÇHİ ölçümleri yapılmıştır. 7 aylık döneme ait ortalama işletme verileri Tablo 3.1’de verilmiştir.

Tablo 3.1. Çalışma dönemine ait işletme verileri (Mart- Eylül 2018)

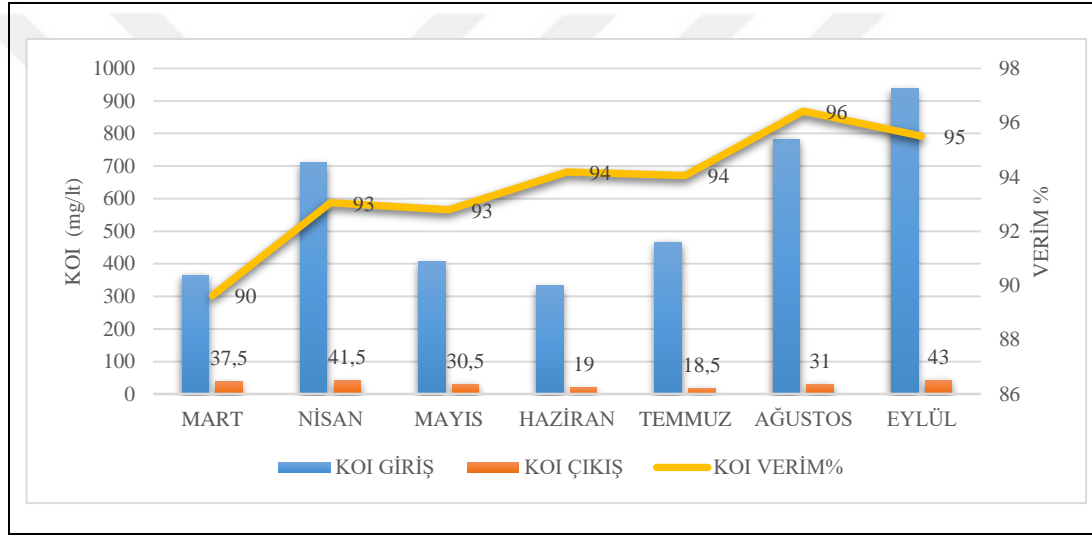
Parametre	A Tesisi	B Tesisi
Ortalama Debi, m <sup>3</sup> /gün	598 ± 100	496 ± 100
Giriş Kimyasal Oksijen İhtiyacı, mg/l	571 ± 200	356 ± 150
Toplam Azot, mg/l	53,6 ± 15	45 ± 8
NH <sub>4</sub> -N	38 ± 10	25 ± 12
Toplam Fosfor, mg/l	5,8 ± 3	5,2 ± 2
Askıda Katı Madde, mg/l	250 ± 100	131 ± 70
Havalandırma Tipi	Difüzör	Jet aeratör

#### 3.1. KOİ

KOİ’ nin çıkış değeri ve giderim verimi biyolojik bir arıtmanın en önemli parametreleridir. Bu iki parametre ve özellikle KOİ giderim verimi tek başına sistemin

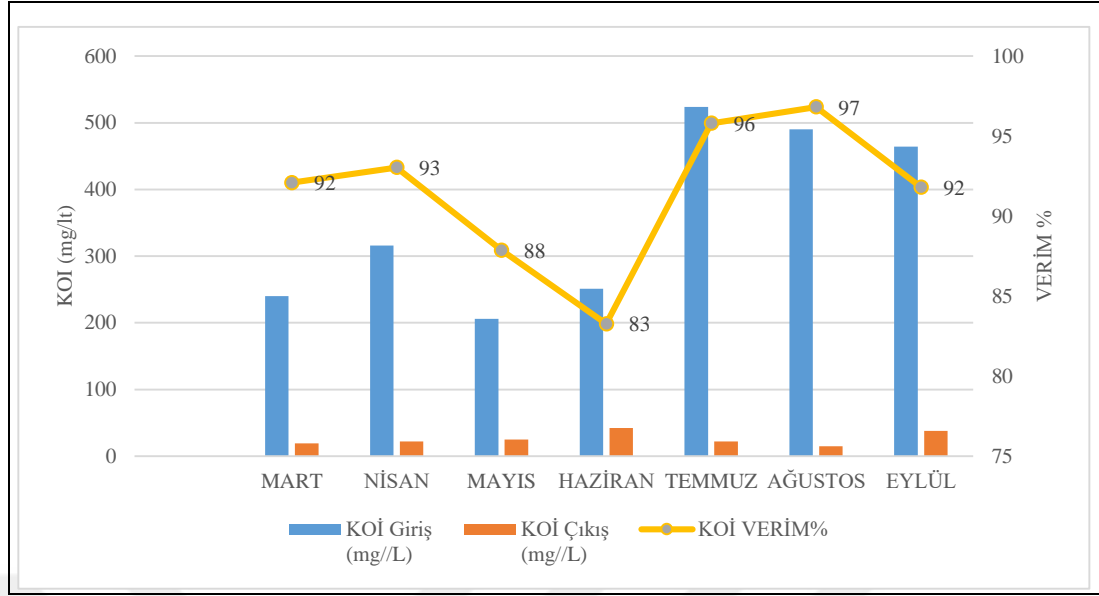
performansı hakkında çok net bir fikir verebilir. Bu çalışmada da giriş ve çıkış KOİ konsantrasyonları sürekli olarak izlenerek sistemin performansı takip edilmiştir.

Her iki biyolojik atıksu arıtma tesisinde modifiye sistem işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış KOİ konsantrasyonları ile elde edilen KOİ giderim verimi Şekil 3.1’de ve Şekil 3.2’de gösterilmiştir. Bu aşamada 2018 Mart-Eylül ayları işletme dönemi boyunca; A tesisi için ortalama giriş KOİ konsantrasyonu 571 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış KOİ konsantrasyonu ise 31,5 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum KOİ giderim verimi % 96, minimum giderim verimi %90 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 94 olarak tespit edilmiştir.



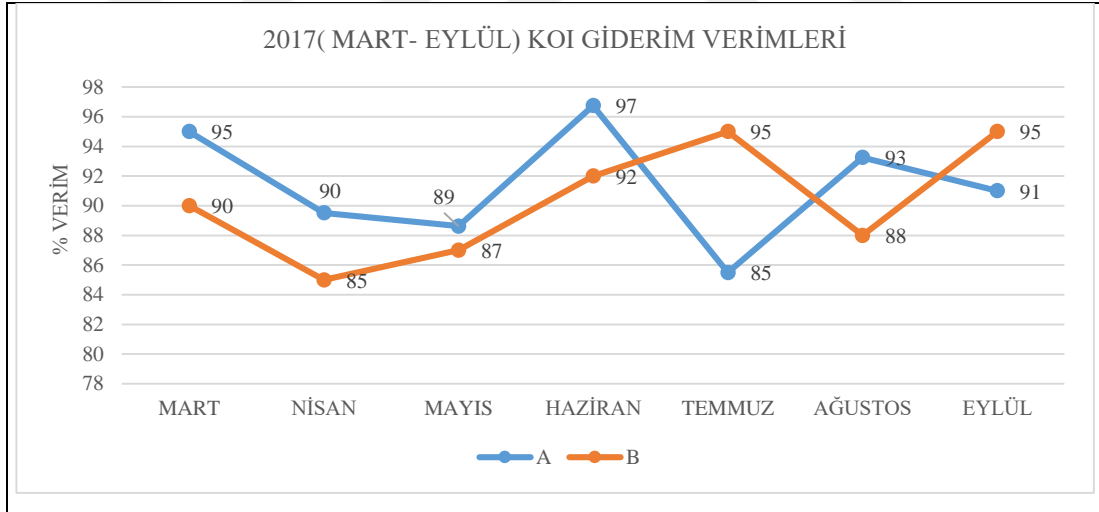
Şekil 3.1. A tesisi KOİ analiz verileri

KOI giderimi B tesisi için incelendiğinde ortalama giriş KOİ konsantrasyonu 356 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış KOİ konsantrasyonu ise 26 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum KOİ giderim verimi % 97, minimum giderim verimi % 83 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 92 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.2. B tesisi KOİ analiz verileri

Modifikasyon öncesi aynı döneme ait her iki tesisin KOİ giderim verimleri Şekil 3.3.'de verilmiştir. Bu verilere göre düşük oksijen koşullarının karbon giderimine olumsuz etki etmediği söylenebilir.

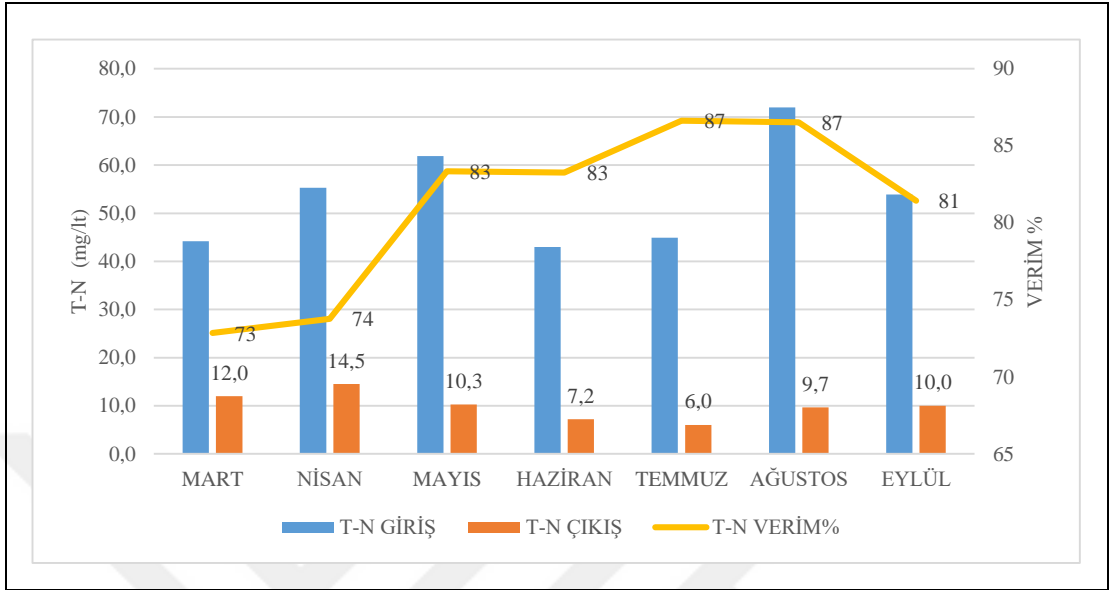


Şekil 3.3. Modifikasyon öncesi dönem KOİ verimleri

### 3.2. T-N

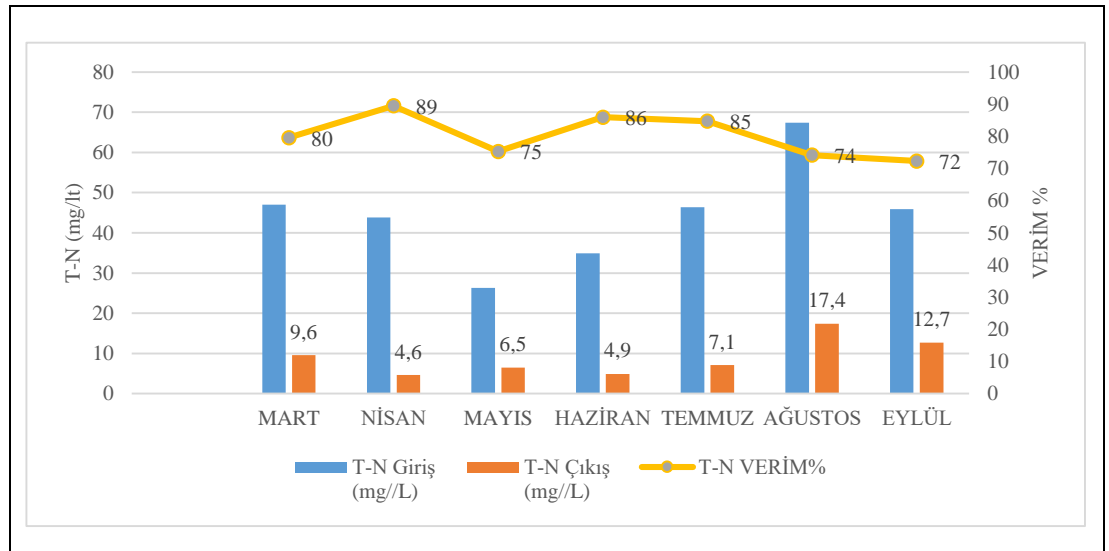
A Tesisi için toplam azot giderim performansında yine 2018 Mart-Eylül ayları işletme dönemi boyunca ortalama giriş T-N konsantrasyonu 53,6 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış T-N konsantrasyonu ise 10 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada

maksimum T-N giderim verimi % 87, minimum giderim verimi % 73 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 81 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.4. A tesisi T-N analiz verileri

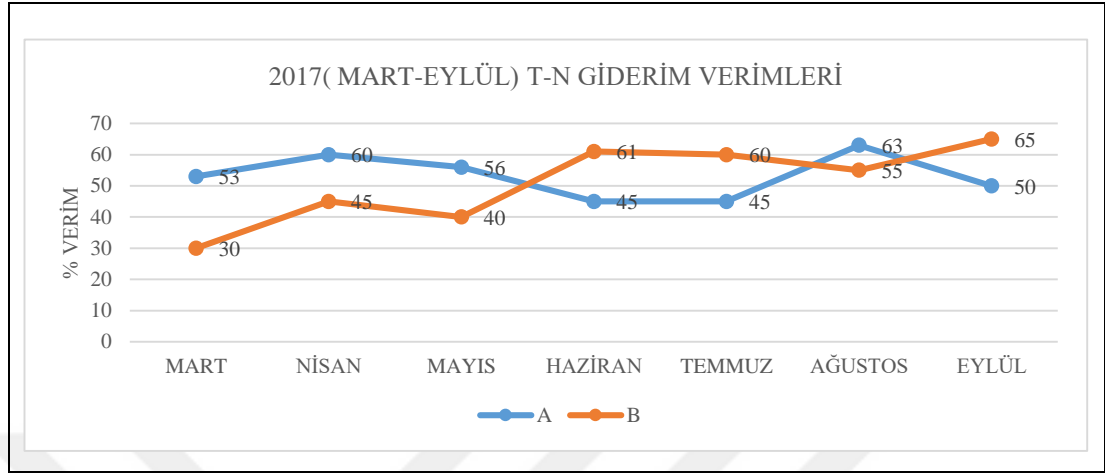
T-N giderim verimi B tesisi için incelendiğinde ortalama giriş T-N konsantrasyonu 45 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış T-N konsantrasyonu ise 9,2 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum T-N giderim verimi % 89, minimum giderim verimi % 72 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 80 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.5. B tesisi T-N analiz verileri

Modifikasyon öncesi aynı döneme ait her iki tesisin T-N giderim verimleri Şekil 3.5.'de verilmiştir. Bu verilere göre düşük oksijen koşullarında işletilen sistemde her

iki tesis için giderim veriminin modifikasyon öncesine göre artış olduğu görülmektedir.

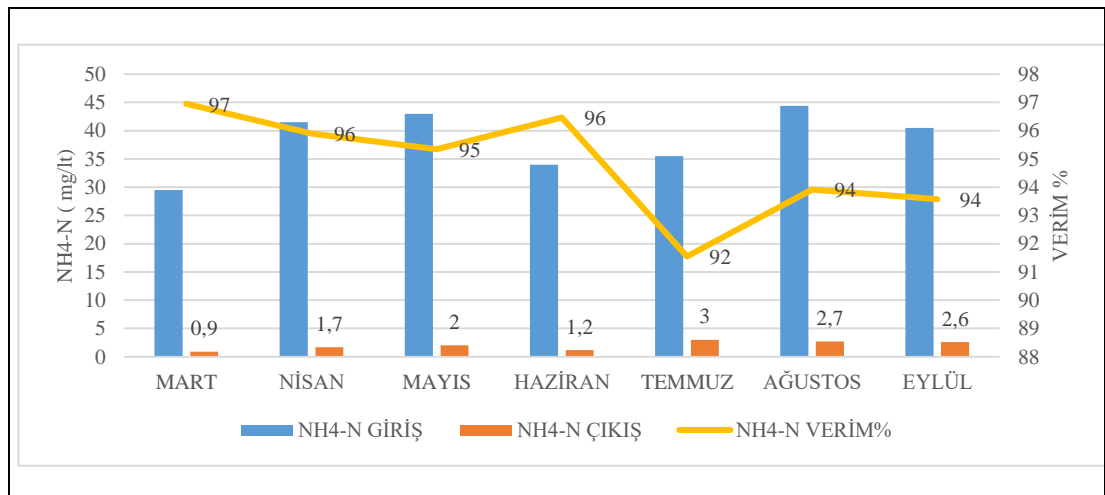


Şekil 3.6. Modifikasyon öncesi dönem T-N giderim verimleri

### 3.3. NH<sub>4</sub>-N

Tesislerdeki amonyum azotunun amonyak dönüşüm verimi incelendiğinde;

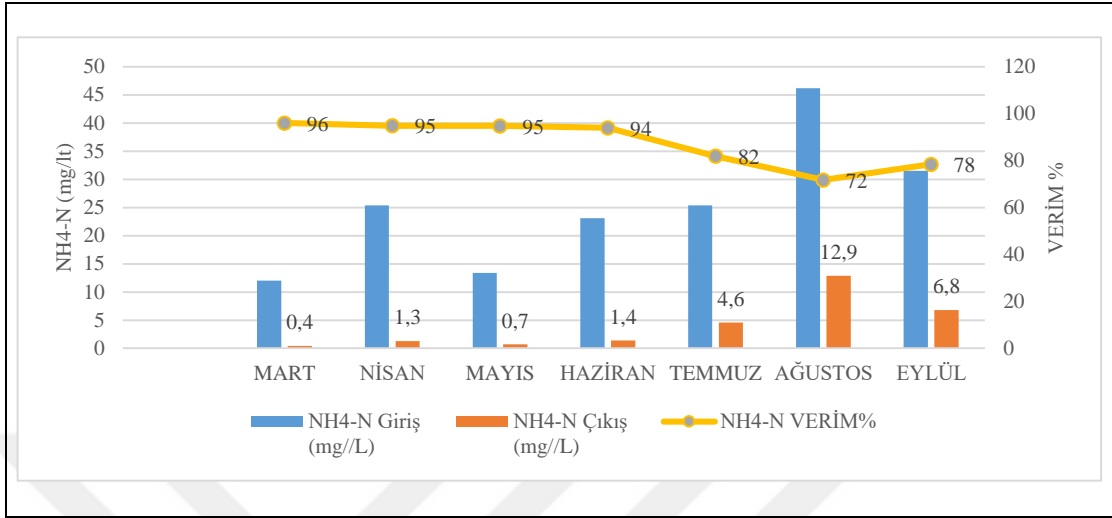
A tesisi için ortalama giriş NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu 38 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu ise 2 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum NH<sub>4</sub>-N giderim verimi % 97, minimum giderim verimi % 92 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 95 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.7. A tesisi NH<sub>4</sub>-N analiz verileri

B tesisi için veriler incelendiğinde ortalama giriş NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu 25 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış NH<sub>4</sub>-N konsantrasyonu ise 4 mg/l olarak tespit

edilmiştir. Bu aşamada maksimum  $\text{NH}_4\text{-N}$  giderim verimi % 96, minimum giderim verimi % 72 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 87 olarak tespit edilmiştir.



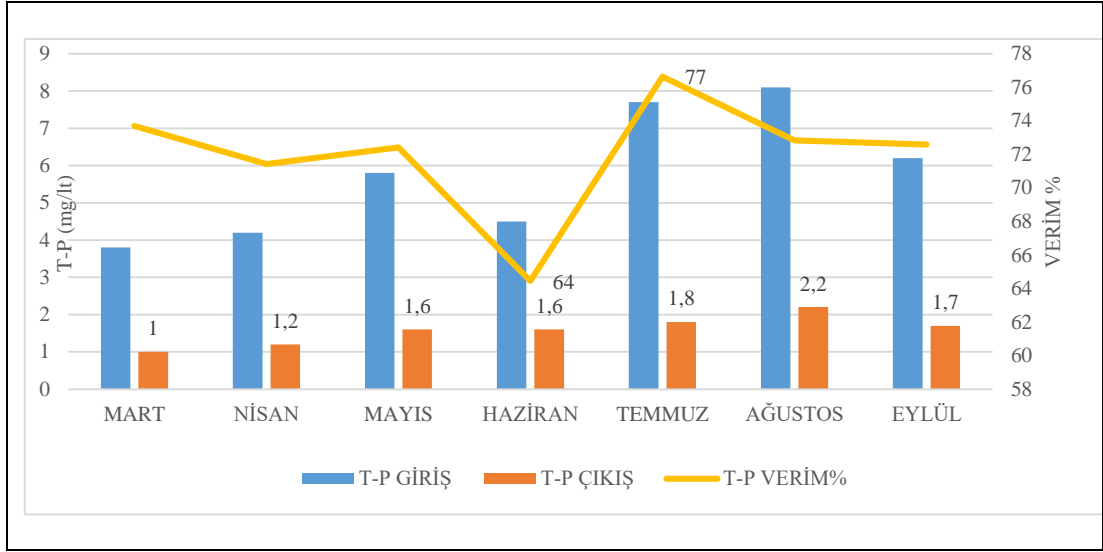
Şekil 3.8. B tesisi  $\text{NH}_4\text{-N}$  analiz verileri

### 3.4. T-P

Modifiye sistem işletilmesi neticesinde belirlenen giriş, çıkış T-P konsantrasyonları ile elde edilen giderim verimi Şekil 3.9 ve Şekil 3.10'da gösterilmiştir. Alınan numune analiz sonuçlarına göre A tesisi giriş uçucu yağ asidi konsantrasyonu ortalama 95 ( $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ); B tesisi için ise 110 ( $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ) tespit edilmiştir.

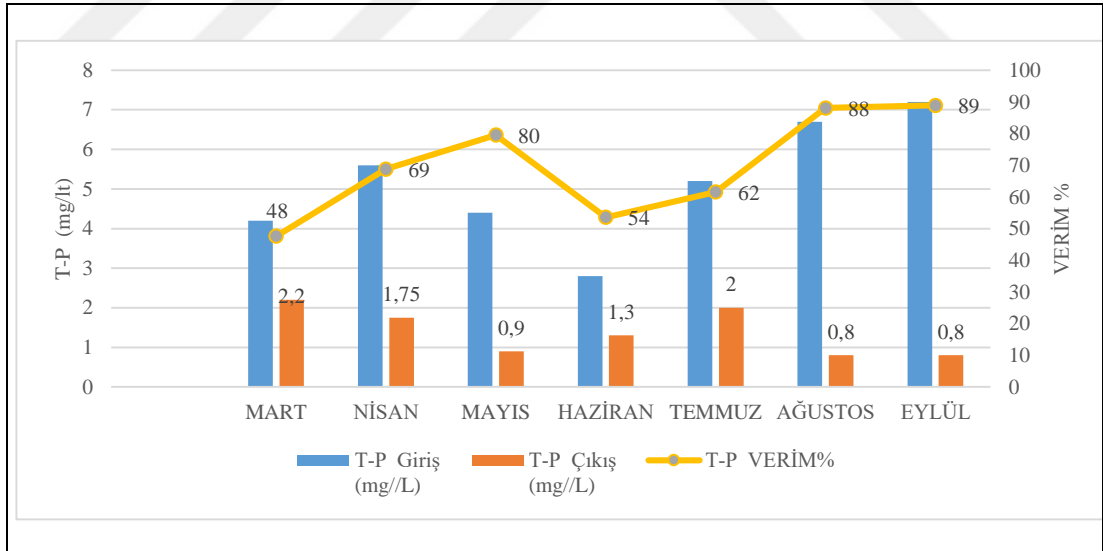
Bu aşamada A tesisi için ortalama giriş T-P konsantrasyonu 5,75 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış T-P konsantrasyonu ise 1,6 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum T-P giderim verimi % 77, minimum giderim verimi % 64 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 72 olarak tespit edilmiştir.





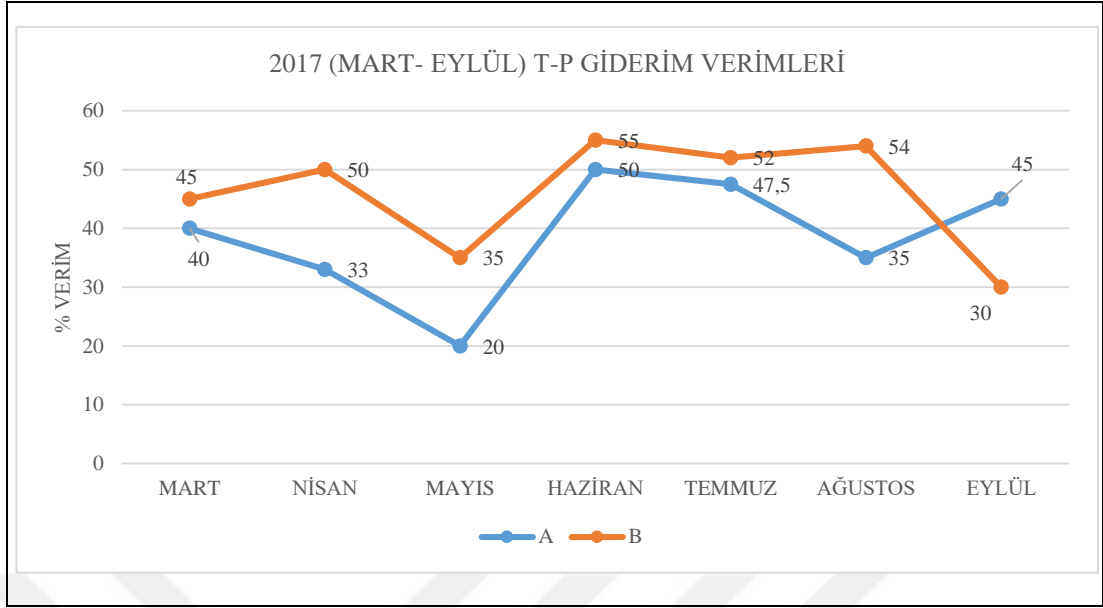
Şekil 3.9. A tesisi T-P analiz verileri

T-P giderimi B tesisi için incelendiğinde ortalama giriş T-P konsantrasyonu 5,2 mg/l olarak belirlenmiş olup, ortalama çıkış T-P konsantrasyonu ise 1,4 mg/l olarak tespit edilmiştir. Bu aşamada maksimum T-P giderim verimi % 89, minimum giderim verimi % 48 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 70 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 3.10. B tesisi T-P analiz verileri

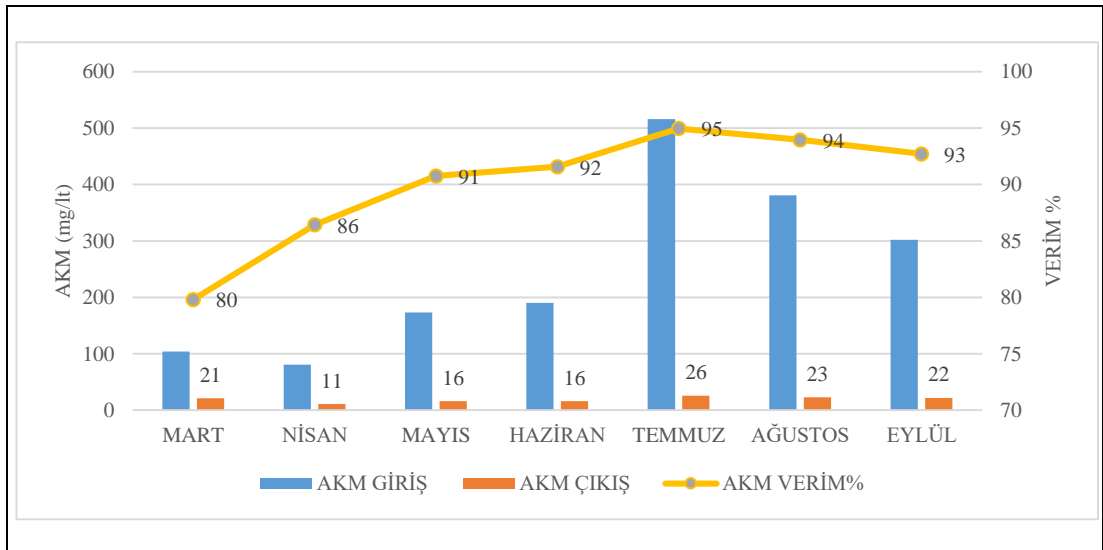
T-P giderimlerinin modifikasyon öncesi giderim verimleri Şekil. 3.11’de verilmiştir. Buna göre yapılan çalışmanın T-P giderimde daha başarılı sonuçlar aldığı görülmektedir.



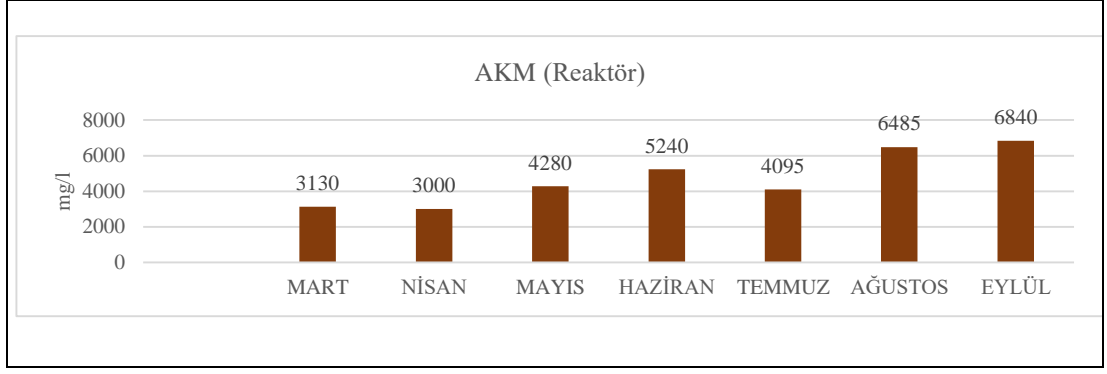
Şekil 3.11. Modifikasyon öncesi dönem T-P giderim verimleri

### 3.5. AKM

Alınan numune analiz sonuçlarına göre A tesisinde ortalama giriş AKM konsantrasyonu 250 mg/l, ortalama çıkış konsantrasyonu 19 mg/l ve bu aşamada maksimum verimi % 95, minimum giderim verimi % 80 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 90 olarak tespit edilmiştir (Şekil 3.12). Ayrıca bu dönem için ölçülen ortalama reaktördeki AKM verileri Şekil 3.13’de verilmiştir.

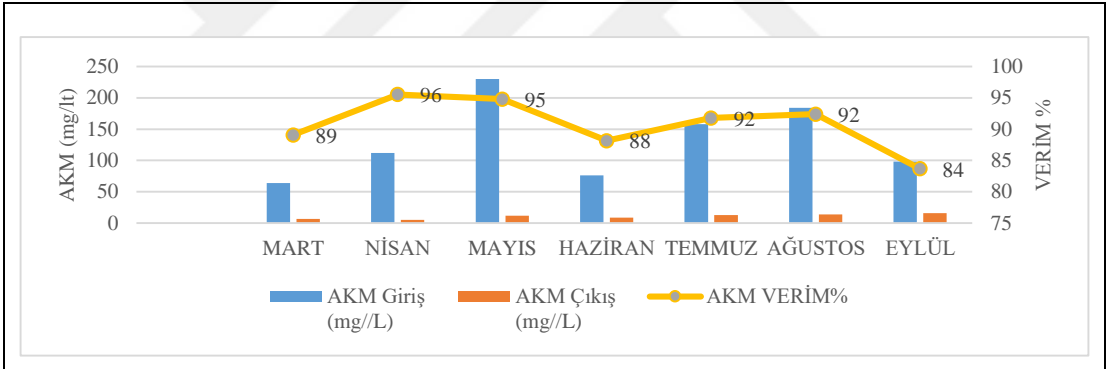


Şekil 3.12. A tesisi AKM analiz verileri

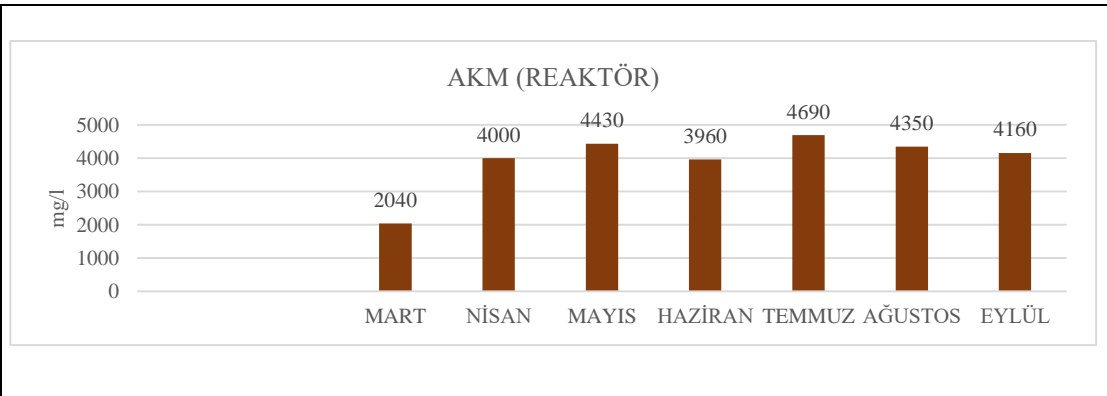


Şekil 3.13. A tesisi proses AKM verileri

B tesisine ait sonuçlar incelendiğinde ortalama giriş AKM konsantrasyonu 132 mg/l, ortalama çıkış konsantrasyonu 11 mg/l ve bu aşamada maksimum verimi % 96, minimum giderim verimi % 84 olarak belirlenirken ortalama giderim verimi % 91 olarak tespit edilmiştir (Şekil 3.14). Bu dönem için ölçülen ortalama reaktördeki AKM verileri Şekil 3.15’de verilmiştir.

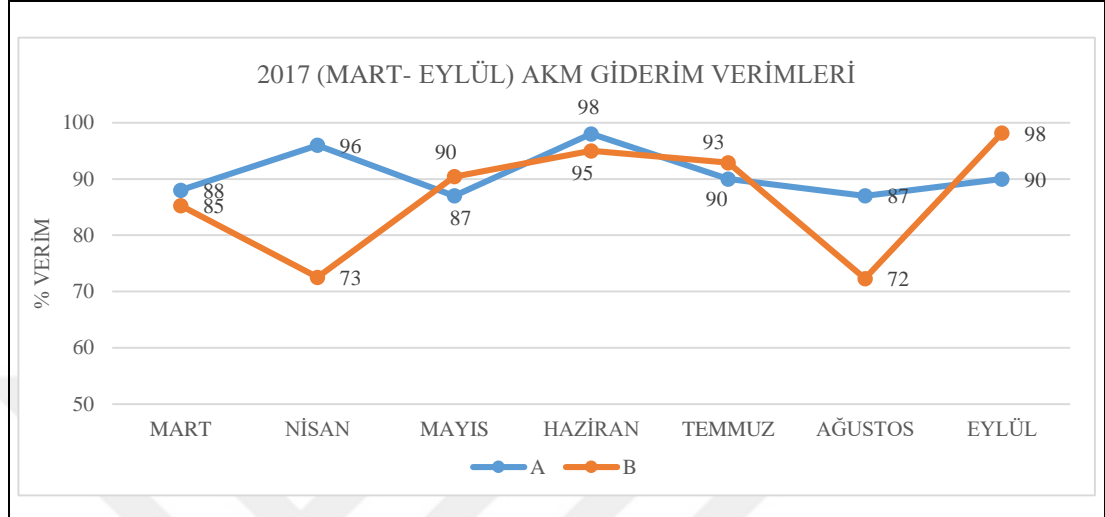


Şekil 3.14. B tesisi AKM analiz verileri



Şekil 3.15. B tesisi AKM analiz verileri

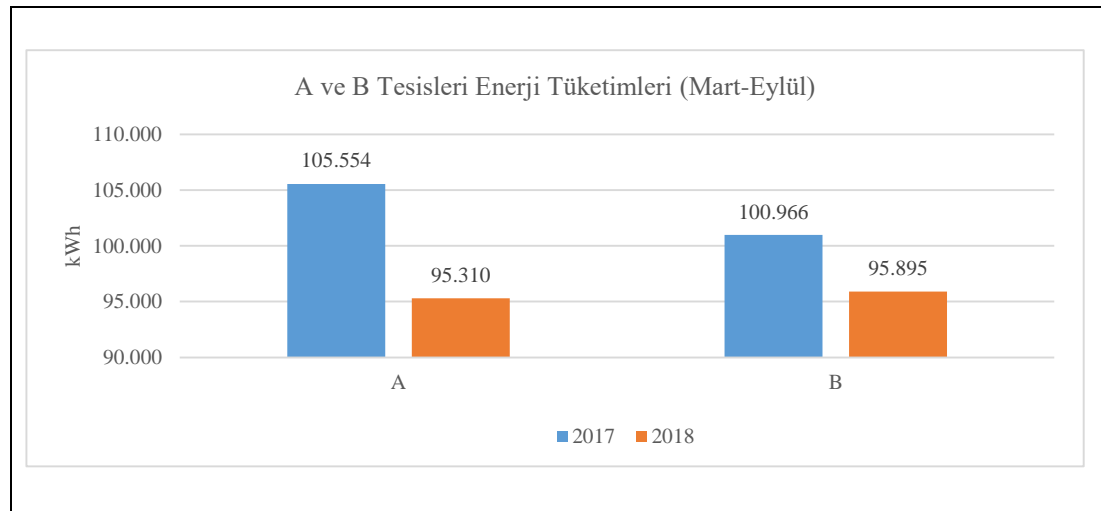
Modifikasyon öncesi 2017 (Mart- Eylül) dönemine ait AKM giderim verimleri Şekil 3.16’da verilmiştir. Buna göre modifikasyon sonrası düşük oksijen koşullarının AKM giderim performansına olumsuz etkisinin olmadığı söylenebilir.



Şekil 3.16. Modifikasyon öncesi dönem AKM giderim verimleri

### 3.6. Enerji tüketimi

Modifiye sistemin düşük oksijen koşullarında işletilmesi, modifikasyon öncesi sisteme hava vericilerin (blower ve yüzeysel jet) 2 mg/l çözülmüş oksijen konsantrasyonunu sağlayabilmek için neredeyse durmaksızın (7/24) çalışmak durumunu ortadan kaldırmıştır. Bu sebeple de hem ekipmanların kullanım ömrüne katkı sağlanmış hemde enerji tüketimde azalma görülmüştür. Modifikasyon öncesi ve sonrası enerji sarfiyatları Şekil 3.17’de verilmiştir.



Şekil 3.17. Modifikasyon öncesi ve sonrası enerji tüketimleri

Modifikasyon çalışması, çalışma dönemi boyunca her iki tesis için toplamda yaklaşık 9000 TL tasarruf sağlamıştır. Bu çalışmanın İSKİ bünyesinde bulunan benzer 65 tesis için de gerçekleştirileceği düşünülürse bu tasarrufun yıllık yaklaşık 300000 TL olacağı öngörülmektedir. Ayrıca bu tarz küçük ölçekli mahalli evsel atıksu arıtma tesislerinin İstanbul dışındaki düşük bütçeli mahalli idareler tarafından da işletildiği ve enerji maliyetlerinin sıkıntılar oluşturduğu düşünüldüğünde bu çalışmanın ülke ekonomisine ciddi katkı sağlayabileceği düşünülmektedir.



#### 4. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Yapılan çalışma kapsamında oksidasyon havuzu içeren 500 m<sup>3</sup>/gün kapasiteli iki adet evsel atıksu arıtma sisteminin, tabi olduğu deşarj yönetmeliği kapsamınca sadece karbon ve AKM gideriminden sorumlu olmasına rağmen tesislerde azot ve fosfor gideriminin sağlanması için revizyon yapılmış ve bunun sonuçları değerlendirilmiştir. Bu kapsamda oksidasyon havuzlarında havalandırma sistemine müdahale edilerek anoksik ve anaerobik bir bölge oluşturulmuş ve sistemin A/O/A prosesi gibi işletilmesi sağlanmıştır. Prosesin hacimsel olarak dağılımını gerçekleştirebilmek için oksik hacim zorunlu olarak düşük oksijen koşullarında çalıştırılmıştır. Yapılan ölçümlerde aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir:

Revizyon çalışmasının olmadığı 2017 yılının Mart- Eylül döneminde ortalama her iki tesisin ortalama KOİ giderim verimi % 90' ır. Revizyon sonrası KOİ giderimleri % 90' üzerindedir. Dolayısıyla sistemdeki değişikliklerin (düşük oksijen koşullarının) her iki tesis için mevcut KOİ giderimlerinde herhangi bir olumsuz etki oluşturmadığı gözlenmiştir.

T-N giderim verimi bir önceki dönem (2017 Mart-Eylül) A tesisi için ortalama %50 iken; revizyon sonrası ortalama giderim veriminin % 81 olduğu; B tesisinin revizyon öncesi % 54 olan giderim verimi, revizyon sonrası % 80' e yükselmiştir. KAAY Tablo 2'ye göre, T-N çıkış konsantrasyonunun maksimum 15 mg/l, arıtma veriminin ise en az % 70 olması istenmektedir. Bu durumda modifikasyon sonrası her iki tesisin de yönetmelik olarak sorumluluğu olmamasına rağmen dönemsel (mevsim şartlarına bağlı olarak) T-N için istenilen arıtma standartlarını sağladığı görülmüştür.

T-P giderim verimi giderim verimi bir önceki dönem (2017 Mart-Eylül) A tesisi için ortalama % 39 iken; revizyon sonrası ortalama giderim veriminin % 72 olduğu; B tesisinin revizyon öncesi % 46 olan giderim verimi, revizyon sonrası ortalama % 70'e

yükselmiştir. KAAY Tablo 2'ye göre, T-P için arıtma veriminin en az % 80 olması istenmektedir. Dolayısıyla her iki tesis de minimum % 80 arıtma verimini stabil olarak sağlayamamıştır. Biyolojik aşırı fosfor gideriminin performansının düşüklüğünün fosfor depolayan mikroorganizmaların aktivasyonundan kaynaklanabilir. Sonraki çalışmalarda prosesin ORP ile kontrolü ve mikrobiyal faaliyetin incelenmesi halinde daha yüksek fosfor giderim verimleri elde edilebilir.

AKM giderimi bir önceki yıl aynı döneme göre kıyaslandığında düşük oksijen koşullarının her iki tesis için olumsuz etki oluşturmadığı tespit edilmiştir.

Sistemin düşük havalandırma koşullarında çalıştırılması ile A tesisi için % 10, B tesisi için ise % 5 enerji tasarruf edilmiştir. Çalışma dönemi boyunca tasarruf edilen enerji bedeli ise yaklaşık 9000 TL'dir. Bu çalışmanın diğer tesislere uygulanabilir olması sebebiyle ülke ekonomisine ciddi katkılar sağlayabilir.

Yapılan saha çalışmasında havalandırmanın difüzörler ile yapıldığı Tesis A'daki çözünmüş oksijen konsantrasyonun hacimsel oranlama için daha kontrol edilebilir olması Tesis B'ye göre daha yüksek arıtma verimleri gerçekleşmesine sebep olmuştur. Bu da difüzörlü sistemin nutrient gideriminde daha başarılı olabileceğini göstermektedir.

Sistemin gerçek ölçekli olmasından dolayı giriş atıksu karakteristiği farklılık göstermekte ve vidanjör boşaltımlarından kaynaklanan ani yükleme ya da yağmursuyu girişinden dolayı oksijen konsantrasyonlarındaki istenmeyen dalgalanmalarla proses zaman zaman kontrol dışı kalmış ve özellikle fosfor giderimi olumsuz etkilenmiştir.

Sonraki çalışmalarda havalandırma sisteminin kontrolünün geliştirilmesinin yanında çıkış suyuna ek olarak sistemde anaerobik, anoksik ve oksik kısımlarda da çeşitli parametrelerin (azot ve fosfor fraksiyonları, ORP, uçucu yağ asitleri, alkalinite, mikrobiyoloji vb.) de düzenli olarak takip edilmesinin sistemdeki mekanizmaların daha iyi açıklanması için yardımcı olabileceği düşünülmektedir.

Elde edilen tüm bu sonuçlar, bu tür tesislerde, herhangi bir ek yatırım olmaksızın, sadece havalandırma sistemi üzerinde yapılabilecek basit değişikliklerle düşük

oksijenli koşullarda bile iyi bir karbon, azot ve fosforun eşzamanlı giderim sağlanabileceğini göstermiştir.





## KAYNAKLAR

Ahn Y. H., Sustainable Nitrogen Elimination Biotechnologies: A Review. *Process Biochemistry*, 2006, **41**, 1709-1721.

Alekseevich G. I, Farukovna K. A., Adaptation of Nitrifying Activated Sludge to Simultaneous Nitrification and Denitrification in the Lab-Scale Oxidation Ditch, *International Journal of Applied Engineering Research*, 2015, **10**, (21), 42618-42623.

Altay A., Yüksel E., Paket Arıtma ve Oksidasyon Hendekleri, Editör: Topacık D., *Atıksu Arıtma Tesisleri İşletme El Kitabı*, Lale Yayınları, İstanbul, 201-203, 2000.

Ammary B. Y., and Radaideh J. A., Simultaneous Nitrification and Denitrification in an Oxidation Ditch Plant, *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 2005, **19** (2), 207–212.

Arceivala S. J., *Çevre Kirliliği Kontrolünde Atıksu Arıtımı*, (Çeviren: V. Balman), Tata – Mc Graw Hill, 2002.

Arceivala S. J., *Basit Pis Su Tasfiye Metodları*, (Çeviren: S. Soyupak), İller Bankası, Ankara, 1975.

Ardıç C., İçme Suyundaki Nitrat Konsantrasyonunun İnsan Sağlığı Üzerine Oluşturduğu Risklerin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 2013, 335551.

Curi K., *Biyolojik Arıtma Ders Notları*, Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 2010.

Balçık Ç., Evsel Atıksularından Nutrient Gideriminde Pilot Ölçekli Bardenpho ile Kaskat Proseslerinin Karşılaştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2013, 329672.

Bandy C. T., Poon C. P. C., Smith E. D., Oxidation Ditch Technology for Upgrading 4 Army Sewage Treatment Facilities, *Construction Engineering Research Laboratory*, Technical Report N-151, August, 1983.

Başer K., Sazlıdere'nin Azot ve Fosfor Kirliliğinin İzlenmesi ve Etkisinin İrdelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Marmara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2006, 185193.

Bernard J. L., Biological Nutrient Removal Without Addition of Chemicals, *Water Research*, 1975, **9**, 495-490.

Bernat K., Wojnowska - Baryla I., Carbon Source in Aerobic Denitrification, *Bioresource Technology*, 2007, **36**, 116–122.

Burkut E., Suda Amonyum, Nitrit ve Nitrat, *Su ve Çevre Teknolojileri Dergisi*, 2018, **120**, 24-26.

Bost V., Control of Biological Phosphorus Removal in an Oxidation Ditch Using Simple Sensors, Master of Science Thesis, Delft University of Technology, Delft, 2018.

Can-Doğan E., Kırılı L., Anammox (Anaerobik Amonyum Oksidasyon) Prosesi, *Celal Bayar Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 2008, **4**(2), 153 – 168.

Crocetti G. R., Hugenholtz P., Bomd P.L., Schuler A., Keller J., Jenkins D., and Blackall L. L., Identification of Polyphosphate-Accumulating Organisms and Design of L6s Rma- Directed Probes for Their Detection and Quantitation, *Applied Environmental Microbiology*, 2000, **66**, 1175-1182.

Çakmak B., Apaydın H., Advances in the Management of the Wastewater in Turkey: Natural Treatments or Constructed Wetlands, *Spanish Journal of Agricultural Research*, 2010, **8**(1), 188-201.

Çiçek E., Kısıtlı Oksijen Şartlarında Kısmi Nitritifikasyon/ Nitritifikasyon Proseslerinin İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Marmara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2003, 233362.

Dağ M.C., Evsel Nitelikli Atıksuların Arıtma Prosesleri, [http://www.biokim-aritma.com/Evsel\\_Nitelikli\\_Atyksularyn\\_Arytym\\_Yontemleri.Pdf](http://www.biokim-aritma.com/Evsel_Nitelikli_Atyksularyn_Arytym_Yontemleri.Pdf) (Ziyaret Tarihi: 27 Eylül 2018).

Debik E., Manav-Demir N., Coşkun T., *Biyolojik Temel İşlemler Ders Notları*, Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul, 2008.

Du Z., Li H., Gu T., A State of the Art Review on Microbial Fuel Cells: A Promising Technology for Wastewater Treatment and Bioenergy, *Biotechnology Advances*, 2007, **25**, 464-482.

Duncan M., *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, Earthscan, London, 2004.

Edward C. F., Robert M. S., George P. T., *Investigation of Oxidation Ditch Performance in Treatment of Domestic Wastewater*, WPCF, Kuzey Carolina, 1989.

Evaluation of Oxidation Ditches for Nutrient Removal, *Environmental Protection Agency Office of Wastewater Enforcement and Compliance*, EPA-832-R-92-003, 4-10, 1992.

Erdal U. G, Erdal Z.K., Randall C.W., The Combined Effect of Temperature and SRT in the Performance of EEBPR Systems, *Proceedings of the 76th Annual Conference on Water Quality and Wastewater Treatment*, California, 31 December 2003.

Eroğlu V., *Atıksuların Tasfiyesi*, Su Vakfı Yayınları, İstanbul, 2002.

Flekar M.H., *Environmental Biotechnology*, Crc Press, New York, 2010.

Fuhs G.W., Chen M., Microbiological Basis of Phosphate Removal in the Activated Sludge Processes for the Treatment of Wastewater, *Microbial Ecology*, 1975, **2**(2), 119-138.

Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H., Biological Treatment of Ammonium-Rich Wastewater by Partial Nitritation and Subsequent Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) in a Pilot Plant, *Journal Of Biotechnology*, 2002, **99**, 295-306.

Gao S.Y., Peng Y.Z., Wang S.Y., Yan J., Novelstrategy of Nitrogen Removal From Domestic Wastewater Usingpilot Orbal Oxidation Ditch, *J. Environ. Sci.*, 2006, **18**, 833.

Gerardi M.H., *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process*, John Wiley And Sons, New York, 2002.

Grady C.P.L., Daigger G.T. Lim H.C., *Biological Wastewater Treatment*, 2nd, Marcel Dekker, New York, 1999.

Gogina E., Gulshin I., Simultaneous Denitrification and Nitrification in the Lab-Scale Oxidation Ditch with Low C/N Ratio, *Procedia Engineering*, 2015, **117**, 107-113.

Gürtekin E., Anaerobik/Anoksik Ardışık Kesikli Reaktörde Biyolojik Fosfor Giderimi, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Elazığ, 2005, 169363.

Güven D., Sözen S., ANAMMOX Prosesi ile Amonyum Giderimi ve ANAMMOX Popülasyonunun Karakterizasyonu, *İTÜ Dergisi*, 2003, **2**(5), 27-34.

Hasar H., Su Ve Atıksu Arıtımı, *Çevre Mühendisliği Ders Notları*, Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, Elazığ, 2012.

Hao X., Doddema H. J., Groenestijn J. W., Conditions and Mechanisms Affecting Simultaneous Nitrification and Denitrification in a Pasveer Oxidation Ditch, *Bioresource Technology*, 1997, **59**, 207-215.

Helness H., Biological Phosphorus Removal in a Moving Bed Biofilm Reactor, Thesis for the Degree Doktor, Norwegian University of Science and Technology, Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Trondheim, 2007.

İller Bankası Genel Müdürlüğü, *Atıksu Arıtma Tesisleri Proses, İşletme, Bakım El Kitabı*, İller Bankası, Sempozyum Kitabı, Ankara, 1989.

İnsel G., Altınbaş M., Biyolojik Arıtma, Atıksu Arıtma Tesisleri Tasarım Rehberi, [Http://Suyonetimi.Ormansu.Gov.Tr/Libraries/Su/Aattasar%C4%B1mrehberi\\_5.Sflb.Ashx](http://Suyonetimi.Ormansu.Gov.Tr/Libraries/Su/Aattasar%C4%B1mrehberi_5.Sflb.Ashx), (Ziyaret Tarihi: 14 Haziran 2018).

Jeyanayagam S., Biological Phosphorus Removal, Editör: Fernandez R., *Nutrient Removal*, WEF Press, Virginia, 278-307, 2011.

Jimenez J., Dursun D., Dold P., Bratby J., Keller J., Parker D., Simultaneous Nitrification-Denitrification to Meet Low Effluent Nitrogen Limits: Modeling, Performance and Reliability Proceedings of the 83th Annual, *Water Environment Federation Technical Exposition and Conference*, New Orleans, Louisiana, 2-6 October 2010.

Jin R., Yang G., Yu J., Zheng P., The Inhibition of the Anammox Process: A Review, *Chemical Engineering Journal*, 2012, **197**, 67-79.

Ju L., Huang L., Trivedi H., Simultaneous Nitrification Denitrification and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration, *Water Environment Research*, 2007, **79**(8), 912-920.

Khin T., Annachatre A. P., Novel Microbial Nitrogen Removal Processes, *Biotechnology Advances*, 2004, **22**, 519-532.

Lofrano G., Brown J., Review: Wastewater Management Through the Ages: A History of Mankind, *Science of the Total Environment*, 2010, **408**, 5254-5264.

Lekang I., *Aquaculture Engineering*, 2nd Edition, Blackwell Publishing, Oxford, 2007.

Li D., Yin X., Yi F., Zhang L., Li H., The Second SREE Conference on Chemical Engineering Influencing Factors of Phosphorus Removal by Novel Integrated Bioreactor, *Procedia Engineering*, 2011, **18**, 347 - 352.

Liu X., Dong C., Simultaneous COD and Nitrogen Removal in a Micro-Aerobic Granular Sludge Reactor for Domestic Wastewater Treatment, *Systems Engineering Procedia*, 2011, **1**, 105-199.

Luo Y., Zhang X., Zhang H., Guo Z., Influence of Volume Ratio of Anoxic Zone to Aerobic Zone on Denitrifying Phosphorus Removal in Carrousel 2000 Oxidation Ditch Process, *12th Int'l Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering*, Kunming China, 15-17 September 2018.

Metcalf & Eddy, *Wastewater Engineering Treatment And Reuse*, 4th, Mc Graw Hill, New Delhi, 2003.

Muslu Y., *Su ve Atık Su Teknolojisi*, 3. Baskı, Seç Yayın Dağıtım, İstanbul, 2000.

Manav-Demir N., İleri Biyolojik Arıtma Proseslerinde Nutrient Giderimi ve Mikroorganizma Türlerinin İncelenmesi, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2012, 324479.

Manav N., Ardıışık Kesikli Reaktör ile Evsel Atıksulardan Azot ve Fosfor Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2006, 201553.

Nas B., *Atıksu Arıtma Tesislerinde İşletme Sorunları ve Çözümleri*, Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Ankara, 2017.

Nutrient Control Desing Manuel State Of Technology Review Report, *Environmental Protection Agency*, EPA/600/R-09/012, 33-40, 2009.

Oakley S, *Nitrogen Reducing Technologies for Onsite Wastewater Treatment Systems*, Washington State Department of Health, Washington, 2005.

Okabe S., Aoi Y., Satoh H., Suwa Y., Nitrification in Wastewater Treatment, Editörs: Bess B. W., Daniel J.A. and Martin G. K., *Nitrification*, ASM Press, New York, 427-428, 2011.

Orhon D., Artan N., *Modelling of Activated Sludge Systems*, Tehcnomic Publishing Co. Inc., Pennsylvania, 1994.

Ökmen - Kurucuoğlu G., Algur Ö. F., Denitrifikasyon ve Mikroorganizmalar, *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 2011, **4**(2), 11-15.

Oxidation Ditches, *United States Environmental Protection Agency Office of Water* EPA-832-F-00-013, 1-6, 2000.

Öztürk İ., *Atıksu Mühendisliği*, İstanbul Büyükşehir Belediyesi Yayınları, İstanbul, 2017.

Polat A., Öztürk M., Arslan Ş., Atıksulardan Azot Gideriminde Kısmi Nitrifikasyon-Anammox Süreçlerinin Uygulanması, *2.Uluslararası Çevre ve Ahlak Sempozyumu*, Adıyaman, Türkiye, 24-26 Ekim 2014.

Peng Y., Hou H., Wang S., Cui Y., Zhiguo Y., Nitrogen And Phosphorus Removal in Pilot-Scale Anaerobic-Anoxic Oxidation Ditch System, *Journal of Environmental Sciences*, 2008, **20**, 398–403.

Rittman B. E., Langeland W. E., Simultaneous Denitrification With Nitrification in Single-Channel Oxidation Ditches, *Water Pollution Control Federation*, 1985, **57**, 300–308.

Russell D. L., *Practical Wastewater Treatment*, John Wiley & Sons, New Jersey, 2006.

Raja S.A., Dharmender Y., Pramod K., Vikas P., Microbiology of the Enhanced Biological Phosphate Removal Process, *Journal of Civil Engineering and Environmental Technology*, 2014, **4**, 25-29.

Sager A. E., Experimental Studies of Simultaneous Nitrification Denitrification and Phosphorus Removal at Falkenburg Advanced Wastewater Treatment Plant, Graduate Theses and Dissertations, University of South Florida Scholar Commons, 2016.

Samsunlu A., *Atık Suların Arıtılması*, 4.Baskı, Birsen Yayınevi, İstanbul, 2011.

Saraçoğlu E., Türkiye’ de Atıksu Yönetimi, Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü, 7. Türk-Alman Su İşbirliği Günleri, Ankara, 3-4 Kasım 2017.

Sarı İ., Kahramanmaraş (Merkez) Evsel ve Endüstriyel Atıksularının Toplanıp Uygun Bir Arıtma Yöntem Seçilerek Arıtılması, Yüksek Lisan Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 2005, 198092.

Shalini S. S., Joseph K., Nitrojen Management in Landfill Leachate: Application of Sharon, Anammox and Combined Sharon–Anammox Process, *Waste Management*, 2012, **32**, 2385–2400.

Shen L. F., Chen R. P., Zhang F. W., Yang J.T., Li Y., Discussion on Nitrogen and Phosphorus Removal Process Characteristics of Improved Oxidation Ditch, *Procedia Environmental Sciences*, 2011, **11**, 1291–1295.

Sincero P.A., Sincero A.G., *Physical – Chemical Treatment of Water and Wastewater*, IWA Publishing, London, 2002.

Sönmez A., Farklı Azot Yüklemelerinin Anammox Reaktör Başlangıcı Üzerine Etkileri, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa, 2011, 286998.

Şahinkaya E., *Çevre Mikrobiyolojisi 2 Ders Notları*, Harran Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Şanlıurfa, 2007.

Tünay O., Meriç S., Atıksuların Karakterizasyonu, Editör: Topacık D., *Atıksu Arıtma Tesisleri İşletme El Kitabı*, Lale Yayınları, İstanbul, 34-36, 2000.

Toprak H., *Aktif Çamur Sürecinin İşletilmesi*, 3. Baskı, Dokuz Eylül Üniversitesi Yayınları, İzmir, 2009.

URL-1: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/1182.pdf>, (Ziyaret Tarihi: 27 Nisan 2018)

URL-2: <http://www.İski.İstanbul/Web/Tr-TR/Kurumsal/İski-Hakkinda1/Arıtma-Tesisleri6/Atıksu-Arıtma-Tesisleri2>, (Ziyaret Tarihi: 2 Ocak 2019)

URL-3: <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2010/03/20100320-7.htm>, (Ziyaret Tarihi: 27 Ocak 2019)

URL-4: <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=24875>, (Ziyaret Tarihi: 05 Ocak 2019)

Vaiopoulou E., Melidis P., Aivasidis A., An Activated Sludge Treatment Plant for Integrated Removal of Carbon, Nitrogen and Phosphorus, *Desalination*, 2007, **211**, 192-199.

Xu X., Liu G., Zhu L., Enhanced Denitrifying Phosphorous Removal in a Novel Anaerobic/Aerobic/Anoxic (AOA) Process With the Diversion of Internal Carbon Source, *Bioresource Technology*, 2011, **102**, 10340-10345.

Yang Z., Zhou S., Sun Y., Start-Up of Simultaneous Removal of Ammonium and Sulfate From an Aerobic Ammonium Oxidation (Anammox) Process in an Anaerobic Up-Flow Bioreactor, *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **169**,113-118.

Yeşiladalı S. K., Biyolojik Aşırı Fosfor Gideren Mikroorganizmaların İzlediği Metabolik Yollarının Belirlenmesi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 2003, 1425548.

Yıldırım A., Evsel Atıksulardan Modifiye Beş Kademeli Bardenpho Prosesiyle Nutrient Giderimi ve Bulanık Mantık Yönteminin Uygulanması, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 2012, 312207.

Yıldırım A. K., Evsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Debi-Maliyet İlişkileri, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana, 2006, 184942.

Yu L., Effect of SRT on Nitrogen and Phosphorus Removal in Modified Carrousel Oxidation Ditch Process, *Advanced Materials Research*, 2011, **396-398**, 1995-2001.

Yue-Mei L., Joo-Hwa T., Yu L., Yung-Tse H., Biological Nitrification and Denitrification Processes, Editörs: Lawrence K.W., Norman C. P., Yung-Tse H., *Biological Treatment Processes*, Humana Press, New York, 558-562, 2009.

Zhou X., Guo X., Han Y., Liu J., Ren J., Wang Y., Guo Y., Enhancing Nitrogen Removal in An Orbal oxidation Ditch By Optimization of Oxygen Supply: Practice in A Full-Scale Municipal Wastewater Treatmentplant. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 2012, **35**, 1097–1105.

## KİŞİSEL YAYIN VE ESERLER

**Aymak M. E.**, Oksidasyon Hendeğinde Düşük Oksijenli Ortamda Nutrient Giderimi,  
*Uluslararası Marmara Fen ve Sosyal Bilimler Kongresi*, Kocaeli, 23-25 Kasım 2018.





## ÖZGEÇMİŞ

1986 yılında Tokat İlinde doğdu. Lise eğitimini 2004 yılında İstanbul Fatih Cibali Lisesinde tamamladı. 2008 yılında Pamukkale Üniversitesi Kimya Teknikerliği ve Anadolu Üniversitesi Kamu Yönetimi Bölümlerini bitirdi. 2009 yılında başladığı Kocaeli Üniversite Çevre Mühendisliği Bölümü'nden 2011 yılında mezun oldu. Mezun olduktan sonra Çevre Vakfı'nda proje koordinatörü olarak başladığı işten 2012'de ayrıldı. Bu tarihten itibaren ise İSKİ bünyesinde yüklenici firma personeli olarak Çatalca-Terkos Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisleri İşletme Şefi görevini yürütmektedir.

