

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**KÜÇÜKSU ATIKSU ÖN ARITMA TESİSİ
İLERİ ARITMA ALTERNATİFLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Fatma Nur KARATAŞ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri Mühendisliği ve Yönetimi Programı

ŞUBAT 2023

ISTANBUL TECHNICAL UNIVERSITY★GRADUATE SCHOOL

**EVALUATION OF ADVANCED TREATMENT ALTERNATIVES FOR
KÜÇÜKSU WASTEWATER PRE-TREATMENT PLANT**

M.Sc. THESIS

**Fatma Nur KARATAŞ
(501191710)**

Department of Environmental Engineering

Environmental Sciences Engineering and Management Program

Thesis Advisor: Prof. Dr. Özlem Karahan Özgün

FEBRUARY 2023

İTÜ, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'nün 501191710 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi Fatma Nur KARATAŞ, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “KÜÇÜKSU ATIKSU ÖN ARITMA TESİSİ İLERİ ARITMA ALTERNATİFLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. Özlem KARAHAN ÖZGÜN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. Çiğdem YANGIN GÖMEÇ**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Eyüp DEBİK
Yıldız Teknik Üniversitesi

Teslim Tarihi : 30 Aralık 2022
Savunma Tarihi : 28 Şubat 2023





Aileme,



ÖNSÖZ

Yüksek lisans çalışmasını yaptığım İstanbul Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü'ne,

Yüksek lisans öğrenimim ve tez çalışmam süresince bana yol gösteren, danışman hocam Sayın Prof. Dr. Özlem KARAHAN ÖZGÜN'e

Maddi ve manevi olarak her zaman desteklerini hissettiren değerli aileme,

Tez çalışmasının araştırılmasında kurum olarak katkıda bulunan İstanbul Büyükşehir Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi'ne,

teşekkürlerimi sunarım.

Aralık 2022

Fatma Nur Karataş
(Çevre Mühendisi)



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xiii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xv
ŞEKİL LİSTESİ.....	xvii
ÖZET	xix
SUMMARY	xxi
1. GİRİŞ	1
2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	5
2.1. Atıksuların Geri Kazanılmasının Önemi ve Kullanım Alanları	5
2.1.1. Su Kıtlığı.....	5
2.1.2. Arıtılmış atıksuların kullanım alanları	6
2.1.3. Arıtılmış atıksuların yeniden kullanım kriterleri	8
2.2. Evsel Atıksular.....	10
2.2.1. Evsel atıksuların karakterizasyonu	10
2.2.2. Evsel atıksuları arıtma yöntemleri	14
2.2.2.1. Ön arıtma.....	15
2.2.2.2. Birincil arıtma	16
2.2.2.3. İkincil arıtma	16
Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur	17
2.2.2.4. Üçüncül arıtma	20
2.2.2.5. İleri arıtma	21
2.2.2.6. Dezenfeksiyon.....	22
2.3. Aerobik Granüler Çamur Prosesi.....	22
2.3.1. Aerobik granüler çamur prosesinin özellikleri	26
2.3.1.1. Morfoloji	27
2.3.1.2. Çökebilirlik	27
2.3.1.3. Yoğunluk ve dayanıklılık	27
2.3.1.4. Hücre yüzeyi hidrofobitesesi	27
2.3.1.5. Spesifik oksijen tüketim hızı	28
2.3.1.6. Hücre dışı polimerik maddeler	28
2.3.2. Aerobik granülasyonun mekanizması.....	29
2.3.3. Aerobik granül oluşumu ve etkileyen faktörler	29
2.3.3.1. Substrat kompozisyonu ve organik yükleme hızı	30
2.3.3.2. Hidrodinamik kesme kuvveti	30
2.3.3.3. Çöktürme süresi	31
2.3.3.4. Değişim oranı ve hidrolik bekletme süresi.....	31
2.3.3.5. Aerobik açlık.....	32
2.3.3.6. +2 değerlikli metal iyonların varlığı	32
2.3.3.7. Kesikli besleme stratejisi.....	33

2.3.3.8.	Çözünmüş oksijen ve sıcaklık	33
2.3.3.9.	Aşı çamuru ve reaktör konfigürasyonu	34
2.3.3.10.	Aerobik granülasyonun inhibisyonu	34
2.3.4.	Evsel Atıksuyun Aerobik Granülasyon Teknolojisiyle Arıtıldığı Çalışmalar.....	35
2.3.4.1.	Epe AAT/ Hollanda.....	35
2.3.4.2.	Frielas AAT/ Portekiz	36
2.3.4.3.	Garmerwolde AAT/ Hollanda.....	36
2.3.4.4.	Yancang AAT/ Çin.....	39
2.4.	Membran Biyoreaktörler (MBR)	41
2.4.1.	Membran Biyoreaktör Proses Konfigürasyonları	42
2.4.2.	Membran Teknolojisi.....	43
2.4.2.1.	Membranların sınıflandırılması.....	44
2.4.2.2.	Membran materyalleri	45
2.4.2.3.	Membran konfigürasyonları	46
2.4.3.	Membran Biyoreaktör prosesinin avantaj ve dezavantajları.....	48
2.4.4.	Membran biyoreaktörlerde membran tıkanması	48
2.4.4.1.	Membran tıkanmasını etkileyen faktörler	50
2.4.4.2.	Membran tıkanmasını önleyici ve çözümüne yönelik çalışmalar ..	52
2.4.5.	Aerobik MBR (AeMBR)	54
2.4.6.	Anaerobik MBR (AnMBR)	54
2.4.7.	Evsel Atıksuyun Membran Biyoreaktörler İle Arıtıldığı Çalışmalar....	56
2.4.7.1.	Seine Aval AAT/ Fransa	56
2.4.7.2.	Brightwater AAT/ ABD	57
2.4.7.3.	Busan Suyeong AAT/ Güney Kore	58
2.4.7.4.	Jingxi Underground AAT/ Çin.....	59
2.5.	Evsel atıksuyun entegre sistemlerle arıtıldığı laboratuvar ölçekli çalışmalar	60
3.	MATERYAL VE YÖNTEM.....	61
3.1.	Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi	61
3.1.1.	Tesis kuruluş amacı ve atıksu toplama sistemi	62
3.1.2.	Tesis proje bilgileri ve üniteleri	64
3.1.2.1.	Kollektör giriş ve dere su alma yapıları	64
3.1.2.2.	Ön arıtma sistemi ve üniteleri	65
	Küçüksu kaba ızgara ünitesi.....	65
	Elmalı kaba ızgara ünitesi	66
	Giriş terfi merkezi	68
	İnce ızgaralar ve havalandırılmalı kum tutucu üniteleri	69
3.1.2.3.	Koku giderim ünitesi	73
3.1.2.4.	Derin deniz deşarj hattı	74
3.1.2.5.	Enerji Temini.....	75
3.1.2.6.	Atıksu kontrol ve izleme sistemleri.....	75
3.2.	Yerleşim Alanı ve Tesis Alanının Özellikleri.....	77
3.2.1.	İklim	80
3.2.2.	Alıcı ortam özellikleri	80
3.3.	Küçüksu Atıksu Arıtma Tesisi Dizayn Kriterleri	81
3.3.1.	Debi Hesapları	81
3.3.2.	Kirlilik Yüğü Hesapları.....	81
3.3.3.	Deşarj limitleri	82
3.4.	Aerobik Granüler Çamur Reaktörü Dizayn Methodu.....	83

3.5.	Membran Biyoreaktörü Dizayn Methodu	85
4.	BULGULAR VE DEĞERLENDİRME	91
4.1.	Aerobik Granüler Reaktör Dizayn	91
4.1.1.	Çamur yaşı (θ_c).....	91
4.1.2.	Efektif döngü oranı	92
4.1.3.	Toplam çamur kütlesi (M_x) ve reaktör içindeki çamur hacmi (V_0)	92
4.1.4.	Reaktör hacmi (V_T) beslenen hacim (V_f) ve döngü sayısı.....	93
4.1.5.	Reaktör boyutları	94
4.1.6.	Reaktör döngü besleme süreleri.....	96
4.2.	Membran Biyoreaktör Dizayn	98
4.2.1.	Minimum θ_c	98
4.2.2.	Aerobik tankın hacmi.....	100
4.2.3.	Anoksik tankın hacmi	100
4.2.4.	Dahili geri dönüş oranı ve atılacak çamur miktarı.....	101
4.2.5.	Membran süreci	101
4.2.6.	Toplam reaktör hacmi ve reaktörlerin boyutlandırılması	102
4.3.	Aerobik Granüler Çamur ve Membran Biyoreaktörünün Karşılaştırılması	105
5.	SONUÇ VE ÖNERİLER.....	107
	KAYNAKLAR	109
	ÖZGEÇMİŞ.....	113



KISALTMALAR

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
AATTUT	: Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği
AÇ	: Aktif Çamur
AeMBR	: Aerobik Membran Biyoreaktör
AGÇ	: Aerobik Granüler Çamur
AGSMBR	: Aerobik Granüler Çamur Membran Biyoreaktör
AKM	: Askıda Katı Madde
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
AnMBR	: Anaerobik Membran Biyoreaktör
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
CTP	: Cam Elyaf Takviyeli Plastik
DOC	: Dissolved Organic Carbon (Çözülmüş Organik Karbon)
EN	: Eşdeğer Nüfus
EFC	: Effective Fraction of Cycle (Etketif Döngü Oranı)
EPS	: Extracellular Polymeric Substances (Hücre dışı polimerik maddeler)
F/M	: Food-Microorganism (Besin-Mikroorganizma Oranı)
FTR	: Feed Time ratio (Besleme Süresi Oranı)
GAO	: Glycogen Accumulating Mikroorganisms (Glikojen Biriktiren Mikroorganizmalar)
HDPE	: High-Density Polyethylene (Yüksek yoğunluklu polietilen)
H/D	: Height-Diameter ratio (Yükseklik-Çap Oranı)
HRT	: Hydraulic Retention Time (Hidrolik Bekletme Süresi)
HF	: Hollow Fiber
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KOB	: Koloni Oluşturan Birim
MBR	: Membran Biyoreaktör
MF	: Mikrofiltrasyon
MLSS	: Mixed Liquor Suspended Solids (Reaktör İçerisindeki Biyokütle)

MLVSS	: Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (Reaktör İçerisindeki Uçucu Biyokütle)
NF	: Nanofiltrasyon
NTU	: Nephelometric Turbidity Unit (Bulanıklık Birimi)
OD	: Oxidation Ditch (Oksidasyon Havuzu)
PAO	: Fosfat Biriktiren Mikroorganizmalar
PE	: Polietilen
PES	: Polietilsülfon
PP	: Polipropilen
PPRC	: Polipropilen Rastgele Kopolimer
PS	: Polisakkarit
PVDF	: Polivinil diflorür
SAİS	: Sürekli Atıksu İzleme Sistemi
SDNR	: Specific Denitrification Rate (Spesifik Denitrifikasyon Hızı)
SMP	: Soluable Microbial Products (Çözülmüş mikrobiyal ürünler)
SRT	: Solid Retention Time (Çamur Yaşı)
STP	: Sewage Treatment Plant (Kanalizasyon Arıtma Tesisi)
SVI	: Sludge Volume Index (Çamur Hacim İndeksi)
TAKM	: Toplam Askıda Katı Madde
TKM	: Toplam Katı Madde
TN	: Toplam Azot
TO	: Ters Ozmos
TOİ	: Toplam Oksijen İhtiyacı
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
UAKM	: Uçucu askıda Katı Madde
UF	: Ultrafiltrasyon
UV	: Ultraviyole
VER	: Hacimsel Değişim Oranı
YG	: Yüksek Gerilim

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 : Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması.	9
Çizelge 2.2 : Ham evsel suyun tipik karakterizasyonu.	11
Çizelge 2.3 : Atıksuyun fiziksel, kimyasal özellikleri ve kirlilik kaynakları.	12
Çizelge 2.4 : Atıksuyun biyolojik özellikleri ve kirlilik kaynakları.	13
Çizelge 2.5 : Atıksu arıtımında kirletici parametreler ve önemi.	13
Çizelge 2.6 : Atıksu arıtma işlemleri ve fonksiyonları.	15
Çizelge 2.7 : Membran prosesi genel karakteristikleri.	21
Çizelge 2.8: Epe Atıksu Arıtma Tesisi parametreleri.	36
Çizelge 2.9: Garmerwolde AGÇ tesisi parametreleri.	38
Çizelge 2.10: Garmerwolde Tesisi operasyonel parametreleri.	38
Çizelge 2.11: İşletmeye alındığından bugüne kadar Yancang AAT döngü süreleri.	40
Çizelge 2.12: Yancang AAT parametreleri.	40
Çizelge 2.13: Dahili ve Harici MBR avantaj ve dezavantajları.	43
Çizelge 2.14: Jingxi arıtma tesisi membran işletme parametreleri.	59
Çizelge 3.1 : Küçüksu Atıksu Arıtma Tesis Kapasitesi	64
Çizelge 3.2 : Küçüksu kaba ızgara ünitesi özellikleri.	66
Çizelge 3.3 : Elmalı kaba ızgara ünitesi özellikleri.	67
Çizelge 3.4 : Giriş terfi merkezi özellikleri.	69
Çizelge 3.5 : İnce ızgaralar ve havalandırılmalı kum tutucu üniteleri özellikleri.	70
Çizelge 3.6: İnce ızgaralar ve havalandırılmalı kum tutucu üniteleri parçaları.	71
Çizelge 3.7: Ünite parçaları özellikleri.	72
Çizelge 3.8 : Koku giderim ünitesi ekipman özellikleri.	74
Çizelge 3.9 : Derin deniz deşarj hattı özellikleri.	74
Çizelge 3.10 : Sürekli atıksu izleme sistemi (SAİS) ekipmanları.	76
Çizelge 3.11 : Yıllara ait Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi debileri.	81
Çizelge 3.12 : Küçüksu Ön Atıksu Arıtma Tesisi giriş kirlilik yükleri.	81
Çizelge 3.13 : Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ikincil arıtıma ilişkin deşarj limitleri.	82
Çizelge 3.14 : Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleri.	83
Çizelge 3.15 : Dizayn için kullanılan parametreler ve semboller.	84
Çizelge 4.1: Aerobik granüler çamur hesaplanan işletme parametreleri	93
Çizelge 4.2: Reaktör grupları adetleri.	96
Çizelge 4.3: Aktif çamur kinetik parametreleri.	98
Çizelge 4.4: ZeeWeed 500d Membran Kaseti boyutları.	102



ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 : Klasik aktif çamur.....	17
Şekil 2.2 : Uzun havalandırmalı aktif çamur.	18
Şekil 2.3 : Bardenpho prosesi.....	18
Şekil 2.4 : A/O prosesi.	19
Şekil 2.5 : A2O prosesi.	20
Şekil 2.6 : Aktif çamur ve aerobik granül çamur.	24
Şekil 2.7 : Nereda döngüsü.	25
Şekil 2.8 : Aerobik granüler çamur.	26
Şekil 2.9: Garmerwolde Atıksu Arıtma Tesisi Döngü Süreleri.	39
Şekil 2.10: Harici MBR ve dahili MBR.....	42
Şekil 2.11: Batık ve yan akışlı dahili MBR.	43
Şekil 2.12 : Membran çalışma prensibi.....	44
Şekil 2.13 : Membranların seçiciliklerine göre sınıflandırılması.....	45
Şekil 2.14 : Düz tabaka membran.	46
Şekil 2.15 : Tübüler tip membran.	47
Şekil 2.16 : Hollow fiber tipi membran.	47
Şekil 2.17 : Kek katmanlarının şematik gösterimi.	49
Şekil 2.18: MBR süreç şeması.	57
Şekil 2.19: Modifiye edilmiş A2O prosesi.....	59
Şekil 3.1 : Küçük su atıksu ön arıtma tesisi.	61
Şekil 3.2 : Küçük su atıksu ön arıtma tesisinin kapsadığı bölgeler.....	63
Şekil 3.3 : Ön arıtma sistemi ve üniteleri.....	65
Şekil 3.4 : Kaba ızgara ünitesi.	66
Şekil 3.5 : Kaba ızgara.	67
Şekil 3.6 : Giriş terfi merkezi.....	68
Şekil 3.7 : İnce ızgaralar ve havalandırmalı kum tutucu üniteleri.	69
Şekil 3.8 : Koku giderim ünitesi.	73
Şekil 3.9 : Trafo ünitesi.....	75
Şekil 3.10 : Sürekli atıksu izleme sistemi (SAİS).	76
Şekil 3.11 : Atıksu kontrol ve izleme sistemi şematik gösterimi.	77
Şekil 3.12 : Küçük su atıksu ön arıtma tesisi ve deniz deşarjı genel yerleşim planı... 78	
Şekil 3.13 : Küçük su atıksu ön arıtma tesisi yerleşim alanı.....	78
Şekil 3.14 : Küçük su atıksu ileri arıtma için düşünülen yerleşim alanı.	79
Şekil 3.15 : Küçük su atıksu ileri arıtma için düşünülen yerleşim alanı.	79
Şekil 4.1: Aerobik granüler çamur reaktörleri planı.	95
Şekil 4.2: Aerobik granül reaktörü boyutlandırması.....	96
Şekil 4.3: Reaktör döngü süreleri.....	97
Şekil 4.4: Tasarlanan membran biyoreaktör sistemi.	103
Şekil 4.5: Membran biyoreaktörleri plan görünümü.....	104



KÜÇÜKSU ATIKSU ÖN ARITMA TESİSİ İLERİ ARITMA ALTERNATİFLERİNİN DEĞERLENDİRİLMESİ

ÖZET

Sınırlı bir kaynak olan su, nüfus artışıyla birlikte artan kentleşme ve endüstrileşme sonucu, hızla tüketilmektedir. Bu tüketimle birlikte atıksuların doğrudan doğal ortamlara verilmesi çeşitli sağlık ve çevre problemlerine yol açmaktadır. Mevcut su kaynaklarının korunması için kirlenmelerinin önüne geçilmesi ve verimli bir şekilde kullanılması gerekmektedir. Dahası atıksuların arıtılıp su kaynaklarına deşarj edilmesinin önüne geçilerek, yeniden kazanılması gerekmektedir.

İstanbul gibi kentleşmenin yüksek olduğu bir şehirde klasik arıtma sistemleri için gerekli olan alan ihtiyacı karşılanamamaktadır. Bu nedenle atıksuların aerobik granüler çamur ve membran biyoreaktör gibi daha az alan ihtiyacı olan yöntemlerle arıtılıp hatta geri kazanılması su kaynaklarının geleceği açısından önem arz etmektedir.

Bu kapsamda Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi detaylıca tanıtılarak evsel atıksuların arıtıldığı klasik sistemler açıklanmış ve bu sistemlere alternatif olan prosesler araştırılmıştır.

Aerobik granüler çamur prosesi, özellikleri, granül oluşumu ve mekanizması, bunları etkileyen faktörler açısından araştırılmış ve dünyada uygulanan tam ölçekli çalışmalardan örnekler sunulmuştur. Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi'ne gelen atıksuyun, aerobik granüler çamur prosesine göre tasarımı yapılmıştır. Tesis için gerekli olan alan ihtiyacının 11.520 m² olduğu ve bu ihtiyacın tesisin yanında bulunan 37410 m²'lik alandan karşılanabileceği görülmüştür.

Membran biyoreaktörler hakkında türleri, konfigürasyonları, membran türleri ve sistemleri hakkında bilgiler verilmiş ve avantaj ve dezavantajları araştırılmıştır. Tam ölçekli işletilen membran biyoreaktörler örnek olarak sunulmuştur. Günlük debi ve kirlenici parametrelerine göre Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi'ne gelen atıksuyun tasarımı yapılmıştır. Tesis için gerekli olan alan ihtiyacının 21.500 m² olduğu ve gerekli olan alan ihtiyacının tesisin yanında bulunan alandan karşılanabileceği görülmüştür. Alan ihtiyacı ile birlikte iyi kalitede çıkış suyunun membran sistemlerle elde edilebileceği görülmüştür. Dahası laboratuvar ölçekli entegre sistem çalışmalarından örnekler verilmiştir ve bu entegre sistemlerin atıksuların yeniden kullanılabilmesi açısından önemli olduğu ve proseslerin verimini arttırdığı görülmüştür.

Sonuç olarak, bu tez kapsamında Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi için uygun olan proses olarak Aerobik Granüler Çamur ve Membran Biyoreaktör prosesleri belirlenmiştir. Bu proseslere göre tasarımları ve değerlendirilmeleri yapılmıştır.



EVALUATION OF ADVANCED TREATMENT ALTERNATIVES FOR KÜÇÜKSU WASTEWATER PRE-TREATMENT PLANT

SUMMARY

Water, which is a limited resource, is consumed rapidly because of increasing urbanization and industrialization with the increase in population. With this consumption, the direct discharge of wastewater into natural environments causes various health and environmental problems. To protect existing water resources, it is necessary to prevent their pollution and use them efficiently. Moreover, wastewater should be treated and reclaimed by preventing discharge to water resources.

Water scarcity is an urgent global problem, especially in urbanized countries. Recent research shows that a quarter of the world's population lives in large cities where water systems are under stress. By 2050, more than 993 million people will live in cities with persistent water shortages, and 3.1 billion residents will face seasonal water shortages. Extreme weather conditions due to climate change have led to severe droughts in many countries around the world. Currently, the amount of usable water per capita in Türkiye is 1,519 m³/year, in 2030 it is estimated that the per capita water availability will be 1,120 m³/year.

Existing fresh water resources are becoming insufficient to meet the urban water demand under changing climatic conditions. Traditional natural water resources such as surface water and groundwater may not be sufficient to sustain the future global water supply. Therefore, there is an urgent need to explore unconventional water sources. Municipal wastewater treatment plants can play an important role in the water cycle, allowing for water reclamation and reuse.

In a city like Istanbul where urbanization is high, the space requirement for conventional treatment systems cannot be met. For this reason, it is important for the future of water resources to treat and even recover wastewater with methods that require less space such as aerobic granular sludge and membrane bioreactor.

In this context, the Küçüksu Wastewater Pre-Treatment Plant was introduced in detail, and classical systems for the treatment of domestic wastewater were explained and alternative processes to these systems were investigated.

Aerobic Granular Sludge is a technology developed for the treatment of domestic and industrial wastewater. Aerobic Granular Sludge technology allows selected microorganisms to grow as granules instead of flocs, by performing a sequential batch feed for combined carbon, nitrogen and phosphorus removal. Compared to activated sludge, Aerobic Granules have a spherical, compact, prominent wall and better settling properties. The granular growth of microorganisms allows them to have a high settling rate.

Thanks to these features, there is no need for an additional settling tank, high concentrations of biomass can be kept and up to 80% space savings can be achieved. As a result, good quality effluent that is tolerant of shock loading can be obtained.

In existing wastewater treatment systems, processes such as organic matter oxidation, ammonium oxidation, nitrate reduction and biological phosphorus removal are used to provide carbon, nitrogen and phosphorus removal. The tanks in which these processes are carried out occupy very large volumes due to high return flow rates and slow settling sludge. In aerobic granule systems developed in a sequential batch reactor, all processes can be carried out in a single tank. Compact granules allow high concentrations of biomass to be retained without the need for a settling tank. With appropriate feeding and selection pressure, organisms multiply in granular structure.

Aerobic granules are characterized by having a compact structure, high settling rate and low sludge volume index without the need for an additional carrier material. A good indicator of granulation is the limited difference in the sludge volume index after 5 to 30 minutes. Aerobic Granules are also characterized by their layered structure. The presence of an aerobic outer layer and an anaerobic or anoxic core facilitates coexistence of nitrifying organisms and denitrifying phosphate accumulating organisms in the outer layer of the granule and anaerobic organisms in the inner layer of the granule. Thanks to these structures, aerobic granules can simultaneously remove phosphorus, nitrogen and COD from wastewater.

Aerobic granular sludge technology has been developed over the past decade, both on a laboratory scale and on a pilot scale. It was first developed by Royal Haskoning DHV as Nereda technology and applied for industrial applications and domestic wastewater treatment.

Aerobic granular sludge is based on repeated fed batch processing for combined carbon, nitrogen and phosphorus removal. Aerobic granular sludge can remove pollutants through biodegradation, bioaccumulation and biosorption. Removal mechanisms may vary depending on the type of pollutant. It has been reported that aerobic granular sludge is effective not only in the removal of organic pollutants, but also in the treatment of inorganic pollutants such as heavy metals. It also has the ability to better hold biomass and withstand high load changes.

The aerobic granular sludge process, its properties, granule formation and mechanism are investigated in terms of the factors affecting them, and examples from full-scale studies applied in the world are presented. The aerobic granular sludge process, the wastewater coming to Küçüksu Wastewater Pre-Treatment Plant, has been designed and it has been seen that the required area for the plant is 11.520 m², and this need can be met from the 37410 m² area next to the facility.

Membrane bioreactors (MBR) are widely used for the treatment of industrial and domestic wastewater by combining membranes and biological processes. While organics and nutrients are removed through biological reactions in MBR, thanks to the membrane used in the reactor, the treated water and biomass are physically separated and the biomass remains in the reactor. Settlement tanks in traditional treatment processes are carried out in a single tank with porous membranes with a pore diameter of 0.05-0.1 μm , which are eliminated in membrane bioreactors and biological

oxidation and water/biomass separation. High quality effluent is obtained because it is small enough for bacteria and activated sludge flocs to pass through. In MBR, the purified water quality obtained as a result of tertiary wastewater treatment is achieved.

Thanks to its modular design, high quality effluent can be obtained with a smaller space requirement. The MBR process has limitations due to contamination and clogging of membranes by organic and inorganic materials, activated sludge, suspended solids. Therefore, various approaches are being implemented to control membrane fouling and to prevent and reduce fouling. Although MBR capital and operating costs exceed the costs of conventional operations, it can be preferred for situations that require improvement of effluent quality and water reuse.

Thanks to the membranes, the sludge holding time in the bioreactor can be completely separated from the hydraulic holding time and provides more flexible operation and easier process management compared to traditional processes. HRT in MBR usually ranges from 4 hours to a few days, while SRT ranges from a few days to a hundred days. It is known that HRT and SRT affect the properties and activity of biomass as well as the filtration performance of MBR. As a result, MBR has great potential in wastewater treatment to produce high quality crop water.

The most important disadvantage of MBRs is the clogging problem. The cake layer that develops on the filter significantly reduces the flux passing through the membrane. MBRs are more complex mechanically and automation than conventional systems. This is because the operating conditions developed to prevent membrane backwashing and clogging require a complex automation system. The air requirement in aerobic MBRs is higher than in conventional systems due to the need to operate the system at high sludge age and to remove the cake layer from the membrane. In anaerobic MBRs, this disadvantage can be eliminated. Another negative side is that it is not resistant to peak flow rates.

Types and configurations of membrane bioreactors systems, types and information about membrane systems are given and advantages and disadvantages are investigated. Full-scale operated membrane bioreactors are presented as an example. Wastewater coming to Küçüksu Wastewater Pre-Treatment Plant was designed according to the daily flow rate and pollutant parameters. It has been observed that the area requirement for the facility is 21.500 m² and the required space requirement can be met from the area next to the facility. It has been seen that good quality effluent can be obtained with membrane systems together with the space requirement.

Examples from laboratory-scale integrated system studies are given and it has been seen that these integrated systems are important in terms of reuse of wastewater and increase the efficiency of the processes.

As a result, within the scope of this thesis, Aerobic Granular Sludge and Membrane Bioreactor processes were determined as the suitable process for Küçüksu Wastewater Pre-Treatment Plant. Designs and evaluations were made according to these processes.



1. GİRİŞ

Canlıların yaşaması için gerekli olan su, sınırlı bir kaynaktır. Nüfus artışı, kentleşme, teknolojinin gelişmesi ve yüksek hayat standartları ile birlikte sanayi ve tarımın fazlaşması, tüketilen su miktarını daha da arttırmıştır. Oluşan atıksuların ise kontrolsüz şekilde doğaya verilmesi çeşitli çevre sorunlarına ve insanlarda bazı hastalıklara yol açmaktadır (Özgün, 2015).

Dünya ve Türkiye’de kendini gösteren küresel iklim değişikliği doğal ve yenilenebilir kaynakların sürdürülebilir etkin kullanımını en iyi ve en verimli şekilde kullanılması gerekliliğini ortaya koymaktadır (Kahraman, 2016).

Su kıtlığı, özellikle şehirleşmiş ülkelerde acil bir küresel sorundur. Son araştırmalar dünya nüfusunun dörtte birinin su sistemlerinin stres altında olduğu büyük şehirlerde yaşadığını göstermektedir. 2050 yılına kadar 993 milyondan fazla insan, sürekli olarak su sıkıntısı çeken şehirlerde yaşayacak ve 3,1 milyar kent sakini mevsimsel su kıtlığı ile karşı karşıya kalacaktır. İklim değişikliğine bağlı aşırı hava koşulları tüm dünyada birçok ülkede ciddi kuraklıklara yol açmıştır. Ülkemizde şu an kişi başına düşen kullanılabilir su miktarı 1519 m³/yıl’dır, 2030 yılında kişi başı su mevcudiyetinin 1120 m³/yıl olacağı tahmin edilmektedir (Büyükgüngör ve Maryam, 2019).

Mevcut tatlı su kaynakları değişen iklim koşulları altında kentsel su talebini karşılamak için yeterli olmamaya başlamaktadır. Yüzey suyu ve yer altı suyu gibi geleneksel doğal su kaynakları gelecekteki küresel su arzını sürdürmek için yeterli olmayabilir. Bu nedenle, geleneksel olmayan su kaynaklarının araştırılmasına acil ihtiyaç vardır. Belediye atık su arıtma tesisleri suyun ıslahına ve yeniden kullanımına izin vererek su döngüsünde önemli bir rol oynayabilir.

Sınırlı olan bu kaynakların korunması için verimli kullanmak ve kirlenmesini önlemek birincil önlemlerdir. Bununla birlikte atıksuların ileri yöntemlerle arıtılıp kentsel, sulama ve endüstriyel amaçlarla tekrar kullanılması, artan su ihtiyacının karşılanması ve muhtemel bir su kıtlığını önlemek için önemli ve gerekli bir stratejidir (Yılmaz, 2015).

Ön arıtma tesisleri basit arıtma tesisleri olup sadece iri maddelerin ve çökelebilen maddelerin tutulmasını sağlayarak fiziksel arıtma yapmaktadır. Bu tesislerde organik madde arıtımı mümkün olmamaktadır. İstanbul'dan kaynaklanan yıllık 1,381,290,767 m³ atıksuyun 856,476,808 m³'ü su ön arıtma tesislerinde arıtıma tabi tutularak derin deniz deşarjı ile Boğaz sularına veya Marmara Denizine verilmektedir. Yüzey sularına deşarj edilen bu sular toksik kirleticileri yüksek seviyelere çıkarmaktadır. Bu kirleticilere maruz kalan çevre ve doğal yaşam bu durumdan olumsuz etkilenmektedir. Ayrıca atık sulardaki Azot ve Fosfor sulardaki mikroorganizmalar için besi kaynağı oluşturmakta ve alglerin aşırı derecede büyümesine sebep olmaktadır. Deniz kirliliğindeki en önemli parametrelerden biri olan 'alg çoğalması' ile deniz ortamındaki oksijen azalmaktadır.

Atıksuyun arıtılmasında fiziksel arıtım, biyolojik arıtım ve ileri arıtma yöntemleri kullanılmaktadır. Biyolojik arıtmada en yaygın kullanılan proses aktif çamur prosesidir. Aktif çamur prosesinin kullanıldığı konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri, aktif çamurun çökelme problemleri nedeniyle çok fazla alana ve uzun bekletme sürelerine ihtiyaç duymaktadır. Kısıtlı alana sahip olan büyük şehirlerde ise konvansiyonel atıksu arıtma tesisleri için gerekli olan yer ihtiyacı çoğu zaman karşılanamamaktadır. Bu sebeple son yıllarda yüksek hacimsel yüklerle işletilebilen kompakt teknolojiler geliştirilmiştir. Aerobik Granüler Çamur ve Membran Biyoreaktör Sistemler bunlardan ikisidir.

Aerobik Granüller ardışık kesikli reaktörde geliştirilmiş, kompakt yapıya ve iyi çökebilme özelliğine sahip mikrobiyal agregalardır. Aerobik Granüler Çamur Teknolojisi yüksek biyokütle konsantrasyonlarına ve yüksek hacimsel yüklemelere olanak sağlamaktadır. Aktif çamura kıyasla geleneksel çöktürücülere ihtiyaç duymamaktadır (Kahraman, 2016).

Membran Biyoreaktörler askıda büyümeli biyolojik arıtma sistemleridir. Atıksu arıtımında sıvı katı ayrımı düşük basınçlı membran filtrasyon ile yapılmaktadır. Yüksek MLSS konsantrasyonundan dolayı küçük reaktör hacmine sahip ve gerekli hidrolik bekletme süresi az olmaktadır. Biyokütle ayrımı mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon ile gerçekleştiği için son çökeltme ihtiyacı duymamaktadır (Yiğit, 2007).

Bu tezin amacı İstanbul gibi şehirleşmenin fazla olduğu ve kısıtlı alana sahip bir şehirde Üsküdar Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nden kaynayan kirlilik yükünün geleneksel olan yöntemlere kıyasla daha az alan ihtiyacı duyan, yenilikçi sistemlerle

azaltılabilirliğinin araştırılması ve değerdendirilmesidir. Dahası gelecekte yapılması planlanan kısıtlı alana sahip ve yüksek debili evsel atıksu arıtma tesislerine ışık tutmaktır. Bu nedenle son dönemlerde artan kullanım oranı ile membran biyoreaktörler ve aerobik granüler çamur sistemleri araştırmanın ana konularıdır.

Çalışma kapsamında Küçük Ön Atıksu Arıtma Tesisinden kaynaklanan atıksu miktarı ve kirlilik parametreleri, ileri arıtma için düşünölen sistemler, bu sistemler için gerekli yer ihtiyacı ve bu yer ihtiyacının hangi alandan karşılanacağı belirlenmiştir. Belirlenen bu sistemler için değerdendirmeler yapılmıştır.





2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. Atıksuların Geri Kazanılmasının Önemi ve Kullanım Alanları

Su canlı yaşamının kaynağıdır ve yeryüzünün dörtte üçünü kaplamaktadır. Dünyanın yeraltı ve yerüstü su kaynaklarının toplam miktarının 1,4 milyar m³ olduğu düşünülmektedir. 1,4 milyar m³ suyun %97,5'i okyanuslarda ve denizlerde bulunan tuzlu su, %2,5'lik kısmı ise tatlı sudur. Dünyada bulunan tatlı su miktarının %68,6'sı buzullarda, %30,1'i yeraltında, %0,9'u kutuplarda sürekli donmuş halde bulunan toprakta, %0,3'ü ise yüzey sularında ve atmosferde bulunmaktadır. Buna bağlı olarak dünyadaki su kaynaklarının çok küçük bir yüzdesi kullanılabilir durumdadır. Bu sınırlı kaynakların niteliği ve niceliği, nüfus artışı, hızlı kentleşme, yoğun tarımsal uygulamalar, sanayileşme, iklim değişikliği nedeniyle daha da azalmakta ve suya olan ihtiyaç giderek artmaktadır (Saraoğlu, 2014).

2.1.1. Su Kıtlığı

Su kaynaklarının kirlenmesi ve iklim değişikliği sebebiyle azalması, su kalitesinin bozulmasına ve kuraklığa neden olmaktadır. Su kıtlığı ve kuraklık yalnızca kurak bölgelerde değil, tatlı su kaynaklarının çok olduğu yerlerde de problem olmaya başlamaktadır (Katip, 2018). Dünya nüfusunun 2050 yılında 9,3 milyara ulaşacağı ve iklim değişikliği nedeniyle 60 ülkede 7 milyar insanın su kıtlığı yaşayacağı belirtilmektedir (Duman, 2017).

Gelişen sanayi ve sulama suyu ihtiyacı suya olan talebi en çok arttıran faktörlerdir. Tarımsal sulamadan kaynaklı su ihtiyacı Dünya'da olduğu gibi Türkiye'de de oransal olarak oldukça yüksektir. Nüfusun artışıyla birlikte artan beslenme ihtiyacının karşılanması için tarım geliştirmek ve sulanan alan artmaktadır. Bununla birlikte daha çok ürün ve verim elde etmek amacıyla daha fazla kimyasal madde ve su kullanılmaktadır. Bu durum daha fazla doğal kaynak kullanımına ve oluşan atıksularla birlikte kaynakların kirlenmesine neden olmaktadır.

İklim değişikliği ise su kaynaklarının kalitesini ve miktarını etkileyen önemli faktörlerden biridir. Sanayi devrimi ile gelişen endüstri ve bununla birlikte artan fosil yakıt kullanımı, artan ormansızlaşma ve şehirleşme sonucunda, atmosferdeki sera gazı

konsantrasyonlarındaki artış yeryüzü sıcaklığının 1,1 °C yükselmesine neden olmuştur. İklim değişikliğinin etkileri doğal sistemler üzerinde gözlemlenebilmektedir. Dünyanın bir çok bölgesinde yağış rejimleri değişmekte, buzullar erimekte ve hidrolik sistemler değişmektedir. İklim değişikliğinin yenilenebilir yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarını kurak subtropikal bölgelerin çoğunda azaltacağı belirtilmektedir (Saraoğlu, 2014).

Suyun yeniden üretilmesi imkansızdır. Giderek artan su kıtlığı dünya çapında bir sorun haline gelmiştir. Su kıtlığı sadece endüstriyel ve tarımsal faaliyetleri değil aynı zamanda sucul yaşamı ve sucul canlıları da olumsuz etkileyecektir. Dünya'nın çeşitli bölgelerinde halihazırda su kıtlığı yaşanmaktadır. Türkiye'de ve Avrupa ülkelerinin bir kısmında ise su kıtlığı tehlikesinin yaklaştığı görülmektedir.

Su kıtlığının incelenmesinde, kişi başına düşen yıllık su miktarı baz alınabilmektedir. Yıllık kişi başına 1000 m³'den daha az su kullanan ülkeler su fakiri, 1000-3000 m³ arasında su kullanan ülkeler su stresi altında ve 10.000 m³'den daha fazla kullanan ülkeler su zengini kabul edilmektedir. Türkiye'de kişi başına düşen yıllık su tüketimi 1500-1600 m³ arasındadır. Türkiye su stresi altında olan ülkelere dendir. 2030 yılında kişi başına düşen su miktarının 1000 m³ olacağı tahmin edilmektedir. Gelecekte su sıkıntısı çekecek ülkelere den birinin Türkiye olacağı kaçınılmaz bir gerçektir. Bu nedenle mevcut su kaynaklarının yönetimi doğru bir şekilde yapılmalı ve alternatif su kaynakları belirlenmelidir (Yılmaz, 2015).

2.1.2. Arıtılmış atıksuların kullanım alanları

Su kaynaklarının sürdürülebilirliği için kaynakların korunması ile birlikte kullanılan kısmının geri kazanılması ve yeniden kullanılmasının sağlanması gerekmektedir. Arıtılmış atıksular birçok alanda kullanılabilir fakat hangi alanda kullanılabilecekleri geri kazanılmış atıksuyun kalitesine göre belirlenmektedir. Tarımsal sulama, kentsel, evsel ve endüstriyel amaçlı kullanım, yer altı suyunun beslenmesi ve su akışını destekleme kullanım alanlarından bazılarıdır (Duman, 2017). Atıksular arıtılarak yeniden kullanıldığında, su kaynaklarına kirlilik yükü oluşturmamakta ve su kalitesi bozulmamaktadır. Mevcut kaynakların yerine kullanıldığı için temiz su kaynaklarından tasarruf etmiş olunmakta ve içeriğinde nütrient ve mineraller bulunduğu tarımsal sulamada fazla gübre kullanımının önüne geçilmektedir (Saraoğlu, 2014). Dahası atıksuların geri kazanılması enerji

tüketimini azaltmakta ve su temini maliyetlerinin azalmasını sağlamaktadır (Demir ve diğ., 2017).

Suyun kentsel amaçlı yeniden kullanımı, park, rekreasyon ve peyzaj alanları, golf sahaları, yeşil alanları, oto yıkama, yangın söndürme, toz kontrolü ve beton yapımı, ticari binalarda tuvalet suyu gibi kullanım imkanlarını içermektedir. Daha çok su sıkıntısının olduğu yerlerde tercih edilmektedir ve atıksu arıtma tesisine yakınlıkla ilişkilidir.

Çevresel maksatlı kullanımda arıtılmış atıksular dere ve nehirlerin akışının ve sulak alanlarının desteklenmesi amacıyla yeniden kullanılabilir. Bunun yanında bataklıklar, parklar, göller gibi rekreasyon alanlarında, balıkçılık, su kültürünü oluşturma ve kar yapma gibi alanlarda da kullanımı mümkündür (Duman, 2017).

Geri kazanılmış suların endüstride kullanılması gelişmiş ülkelerde yaygın olup tesis içerisinde suyun geri çevrimi veya evsel atıksu arıtma tesisinden çıkan suyun kullanılması ile yapılmaktadır. Atıksuların sistem içerisinde soğutma suyu gibi amaçlarla yeniden kullanılması, çıkış suyu standartlarını sağlama zorunluluğunu ortadan kaldırırken su tasarrufu da sağlamaktadır.

Arıtılmış atıksular yer altı suyunu beslemek amacıyla kullanılabilir. Toprağın arıtma özelliğinden faydalanılarak atıksular zemine sızdırılarak yer altı suyu beslenebilir. Arıtılmış atıksular yer altına akiferlerin su kapasitesinin artırılmasını sağlamak, kıyı alanlarda akifere tuzlu su girişini engellemek, geri kazanılmış suyun depolanmasını sağlamak, yer altı su seviyesinin düşmesini önlemek gibi amaçlarla verilebilir. Akiferler içme suyu gibi birçok amaçla su temin edilen alanlardır. Akiferlerin beslenmesi sırasında kirlenme olasılığı göz önünde bulundurulduğu için atıksuların yer altı sularına direkt olarak deşarj edilmesine izin verilmemektedir. İçme suyu temini amacıyla kullanılan akiferlere ise arıtılmış olsun ya da olmasın atık suların doğrudan ve dolaylı deşarjı hükümlerle yasaklanmıştır (Duman, 2017).

Dünyada tüketilen suyun büyük bir kısmı tarımsal sebeplerle kullanılmaktadır. Tarımsal sulamada arıtılmış atıksuların kullanılmasının birçok avantajı vardır. Nutrient ve mineral içeren atıksular üretimin artmasına katkıda bulunmaktadır. Dahası ağır metaller ve biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) gibi kirleticiler içeren geri kazanılmış sular, toprak ve bitkiler tarafından alınarak veya filtrasyon ile giderilebilmektedirler. Sudaki azot ve fosforun çoğu, bitkiler tarafından kolaylıkla

kullanılabilmekte ve birçok besleyici içeriğinden dolayı gübre kullanımını azaltabilmektedir (Demir ve diğ., 2017).

2.1.3. Arıtılmış atıksuların yeniden kullanım kriterleri

Atıksuların yeniden kullanım kriterleri, kullanım amacına göre değişim göstermektedir. Arıtılmış atıksuların farklı amaçlarla yeniden kullanımı ile ilgili parametreler ülkemizde “Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği’nde” yer almaktadır. Tebliğ’de bulunan “Atıksu geri kazanım maksadı ve uygulanabilecek arıtma sistemleri” çizelgesinde, yeşil alan ve tarımsal sulama, dolaylı kullanım suyu, endüstriyel soğutma ve proses suyu amaçlı kullanım için kriterler belirtilmiş ve arıtma yöntemleri verilmiştir. BOİ₅, pH, bulanıklık, fekal koliform, virüs, protozoa, klor, tuzluluk, sodyum adsorpsiyon oranı ve diğer iz elementler ve ağır metal gibi parametrelerinin standart değerleri gösterilmiştir (Katip, 2018). “Atıksu Arıtma Tesisleri Teknik Usuller Tebliği” Ek 7’de yer alan sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması Çizelge 2.1’de gösterilmiştir.

Arıtılmış atıksuların tarımsal sulamada kullanılmasında toprağın partikül dağılımı, stabilizesi, yapısı ve geçirgenliği gibi özellikleri dikkate alınmalıdır. Dikkat edilmesi gereken en önemli parametreler, tuzluluk, sodyum miktarı ve spesifik iyon etkileridir. Sulama sularında bulunan çözünmüş maddeler topraktaki suyun ozmos potansiyelini arttırarak bitkinin topraktan su alırken gerekli olan enerjisini tüketmekte ve büyümesine etki etmektedir. Dahası bu maddeler spesifik toksisiteye ve hastalıklara sebep olabilmektedirler (Yılmaz, 2015).

Çizelge 2.1 : Sulamada geri kullanılacak arıtılmış atıksuların sınıflandırılması.

Geri kazanım türü	Arıtma tipi	Geri kazanılmış suyun kalitesi	İzleme periyodu	Uygulama mesafesi
Sınıf A				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenmeyen gıda ürünleri</i>				
<i>b-Kentsel alanların sulanması</i>				
a) Yüzeysel ve yağmurlama sulama ile sulanan ve ham olarak direkt olarak yenilebilen her tür gıda ürünü	-İkincil arıtma -Filtrasyon -Dezenfeksiyon	-pH=6-9 -BOİ ₅ < 20 mg/L -Bulanıklık < 2 NTUf -Fekal koliform: 0/100 mL	-pH: Haftalık -BOİ ₅ : Haftalık - Bulanıklık: Sürekli -Koliform: günlük -Bakiye klor: sürekli	İçme suyu temin edilen kuyulara en az 50 m mesafede
b) Her türlü yeşil alan sulaması (Parklar, golf sahaları vb.)		-Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L		
Sınıf B				
<i>a-Tarımsal sulama: Ticari olarak işlenen gıda ürünleri</i>				
<i>b-Girişi kısıtlı sulama alanları</i>				
<i>c- Tarımsal sulama: Gıda ürünü olmayan bitkiler</i>				
a) Meyve bahçeleri ve üzüm bağları gibi ürünlerin salma sulama ile sulanması	-İkincil arıtma -Dezenfeksiyon	-pH=6-9 -BOİ ₅ < 30 mg/L -AKM < 30 mg/L -Fekal koliform < 200 ad/100 mL	-pH: Haftalık -BOİ ₅ : Haftalık -AKM: günlük -Koliform: günlük -Bakiye klor: sürekli	-İçme suyu temin edilen kuyulara en az 90 m mesafede. - Yağmurlama sulama yapılıyor ise halkın bulunduğu ortama en az 30 m mesafede
b) Çim üretimi ve kültür tarımı gibi halkın girişinin kısıtlı olduğu yerler		-Bazı durumlarda, spesifik virüs, protozoa ve helmint analizi istenebilir. -Bakiye klor > 1 mg/L		
c) Otlak hayvanları için mera sulaması				

2.2. Evsel Atıksular

Evsel Atıksular çoğunlukla yerleşim bölgelerinden ve mutfak, tuvalet, çamaşır gibi evde yapılan faaliyetler sonucunda oluşan atıksulardır. Atıksuyun karakterizasyonunun bilinmesi arıtma yönteminin seçilmesi açısından önemlidir (Durak, 2020).

2.2.1. Evsel atıksuların karakterizasyonu

Evsel atıksular organik ve inorganik maddelerden meydana gelmektedir. Bu maddeler askıda, koloidal ve çözülmüş halde bulunmaktadır. Evsel atıksular hastalık yapıcı mikroorganizmaları da içermektedir. Evsel atıksuların karakterini, iklimsel şartlar, yaşam standartları ve kültürel alışkanlıklar etkilemektedir. Şehir kanalizasyon şebekesine kabul edilen endüstriyel atıksular, atıksu özelliklerini değiştirmektedir. Kişi başı günlük su kullanımı, konsantrasyonu değiştiren önemli bir faktördür. Atıksu konsantrasyonu sosyoekonomik ve kültürel özelliklere göre farklılık gösterse de bu fark çok yüksek olmamaktadır. Atıksu özellikleri her bir yerleşim yeri için mevsimsel hatta saatlik değişkenlik göstermektedir (Öztürk, 2017).

Evsel atıksudaki temel kirletici parametreler, askıda katı maddeler, BOİ, KOİ, toplam organik karbon, azot, fosfor, klorür, sülfat, yağ-gres ve toplam koliformdur. Atıksularda temel kirletici parametrelerin dışında birçok sayıda eser miktarda kirleticiler de bulunmaktadır. Özellikle evsel atıksulara deşarj edilen endüstriyel atıksular bu eser miktardaki kirleticileri ve toksik maddeleri artırmaktadır.

Kirleticilerin konsantrasyonlarına göre atıksular zayıf, orta ve kuvvetli olmak üzere sınıflandırılmaktadırlar. Çizelge 2.2’de sınıflandırılmış bu kirleticiler ve konsantrasyonları gösterilmektedir. Kirleticiler ve konsantrasyonları, saatlik, günlük, aylık ve mevsimlik olarak değişim göstermektedirler. Ayrıca bu değerler kanalizasyon sistemi ile yağmur toplama sisteminin birleşik veya ayırık olmasına göre de değişebilmekle beraber ayırık sistemlerde kirletici konsantrasyonları daha yüksek olmaktadır (Yılmaz, 2015). Çizelge 2.3’te ve 2.4’te atıksuyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özellikleri gösterilmekte ve bu kirleticilerin kaynaklarına yer verilmektedir. Kirletici parametreleri ve bu parametrelerin önemi ise Çizelge 2.5’te gösterilmektedir.

Çizelge 2.2 : Ham evsel suyun tipik karakterizasyonu.

Kirleticiler	Birim	Kuvvetli	Orta	Zayıf
Toplam katı madde	mg/L	1200	700	350
Toplam çözünmüş katı madde	mg/L	850	500	250
Toplam uçucu olmayan katı madde	mg/L	525	300	145
Toplam uçucu katı madde	mg/L	325	200	105
Askıda katı madde	mg/L	350	220	100
Sabit askıda katı madde	mg/L	75	55	20
Uçucu askıda katı madde	mg/L	275	165	80
Çökebilen katılar	mg/L	20	10	5
BOİ ₅ (20°C)	mg/L	400	220	110
Toplam organik karbon	mg/L	290	160	80
KOİ	mg/L	1000	500	250
Toplam azot	mg/L	85	40	20
Organik azot	mg/L	35	15	8
Serbest amonyum azotu	mg/L	50	25	12
Nitrit azotu	mg/L	0	0	0
Nitrat azotu	mg/L	0	0	0
Toplam fosfor	mg/L	15	8	4
Organik fosfor	mg/L	5	3	1
İnorganik fosfor	mg/L	10	5	3
Klorürler	mg/L	100	50	30
Sülfat	mg/L	50	30	20
Alkalinite (CaCO ₃)	mg/L	200	100	50
Yağ-Gres	mg/L	150	100	50
Toplam koliform	Kob/100 mL	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁷
Uçucu organik bileşikler	µg/L	<400	100-400	<100

Çizelge 2.3 : Atıksuyun fiziksel, kimyasal özellikleri ve kirlilik kaynakları.

	Atıksu Karakteristiği	Kaynak
Fiziksel Özellikler	Renk	Evsel ve endüstriyel atıklar, organik maddelerin doğal bozunması
	Koku	Ayrışan/bozunan atıksu ve endüstriyel atıklar
	Katı madde	Evsel ve endüstriyel atıklar, toprak erozyonu, sızma
	Sıcaklık	Evsel ve endüstriyel atıklar
		Organik
Kimyasal Bileşenler	Karbonhidratlar ve yağ-gres	Evsel ve endüstriyel atıklar
	Pestisitler	Tarımsal atıklar
	Fenol	Endüstriyel atık
	Proteinler ve mikroirleticiler	Evsel ve endüstriyel atık
	Yüzey dezenfektanlar	Evsel ve endüstriyel atık
	Uçucu organik bileşikler	Evsel ve endüstriyel atık
	Diğerleri	Organik maddelerin doğal bozunması
		İnorganik
	Alkalinite ve klorür	Evsel atıklar, yeraltı suyunda sızma
	Ağır metal	Endüstriyel atıklar
	Azot	Evsel ve tarımsal atıklar
	pH ve mikroirleticiler	Evsel ve endüstriyel atıklar
	Fosfor	Evsel ve endüstriyel atıklar; doğal yüzeysel akış

Çizelge 2.4 : Atıksuyun biyolojik özellikleri ve kirlilik kaynakları.

	Atıksu Karakteristiği	Kaynak
Biyolojik Bileşenler	Hidrojen sülfür ve metan	Evsel atıkların ayrışması
	Hayvanlar ve bitkiler	Açık kanallar/dereeler ve arıtma birimleri
	Bakteriler	Evsel atıklar, yüzeysel sularda sızma, arıtma birimleri
	Virüsler	Evsel atıklar

Çizelge 2.5 : Atıksu arıtımında kirlenici parametreler ve önemi.

Kirlenitiler	Önemi
Askı Katı Madde	Alıcı ortamda sediment birikimine ve anaerobik koşulların oluşmasına neden olur.
Biyolojik Organikler	Ayrışabilir BOİ ve KOİ olarak ölçülen bu maddeler oksijeni tüketerek septik ortamın oluşmasına neden olurlar.
Patojenler (Hastalık Yapıcı Mikroorganizmalar)	Hastalıklara sebep olurlar.
Besi Maddeleri (nütrient)	Azot ve fosfor mikroorganizma büyümesi için gerekli besı maddeleridir. Suda yaşayan canlıların (alg gibi) aşırı büyümesine neden olurlar.
Mikrokirlenitiler	Kanserojen, mutojen, teratojen ve yüksek zehirlilikte maddelerdir.
Kalıcı Organikler	Konvansiyonel arıtma metotlarına direnç gösteren ve bu yöntemle arıtılamayan organiklerdir (fenol, pestisitler, dezenfektanlar gibi).
Ağır Metaller	Ticari ve endüstriyel faaliyetlerden atıksuya karışan maddelerdir.
Çözünmüş İnorganikler	Ca, Na, SO ₄ gibi evvel su temininde suya eklenen maddelerdir. Atıksu tekrar kullanılacaksa giderilmeleri gerekir.

2.2.2. Evsel atıksuları arıtma yöntemleri

Evsel atıksu arıtımı, atıksuların deşarj edildikleri alıcı ortamın doğal, fiziksel, kimyasal, bakteriyolojik ve ekolojik özelliklerini değiştirmeyecek hale getirmek ve suya kendi özelliklerini tekrar kazandırmak amacıyla uygulanan fiziksel, biyolojik ve kimyasal işlemlerden oluşmaktadır. Arıtma yöntemi seçiminde suyun karakteri, giderme verimi ve maliyet göz önüne alınmaktadır (Kavak, 2016).

Maddelerin boyutları, viskozitesi, özgül ağırlığı gibi fiziksel özelliklerine bağlı olarak kirlilik unsurunu gidermek için uygulanan arıtma yöntemlerine, fiziksel yöntemler denilmektedir. Izgaralar, ince ızgara ve elekler, öğütücüler, kum tutucular, yağ tutucular, dengeleme havuzları, yüzdürme sistemleri, çöktürme tankı ve havuzları, atıksu terfi üniteleri ve filtre presler fiziksel arıtım uygulamalarıdır (Saatçı, 2019).

Kimyasal yöntemler, fiziksel arıtımla giderilemeyen çözünmüş, askıdaki ve koloidal maddelerin kimyasal tepkimelerle giderimini sağlamak amacıyla uygulanmaktadır. Nötralizasyon, koagülasyon, flokülasyon, dezenfeksiyon, iyon değiştirme kimyasal arıtım uygulamalarıdır.

Biyolojik yöntemler, atıksuyun mikroorganizmalar tarafından arıtıldığı yöntemlerdir. İşletme ve kimyasal maliyeti diğer sistemlere göre daha düşük olduğu için genellikle tercih edilen uygulamalardır. Aerobik, anaerobik ve anoksik arıtım en çok kullanılan yöntemlerdendir. Evsel atıksu arıtma tesislerinde kullanılan genel arıtma işlemleri ve amaçları Çizelge 2.6'da gösterilmiştir.

Atıksu arıtma tesislerinde, istenilen çıkış suyu kalitesine bağlı olarak uygulanan işlemler ve üniteler değişiklik göstermektedir. Farklı seviyelerde uygulanan arıtma işlemleri; Ön Arıtma, Birincil Arıtma, İkincil Arıtma, Üçüncül Arıtma ve İleri Arıtma olarak sınıflandırılmaktadır.

Tipik bir arıtma tesisinde, gerekli çıkış suyu kriterlerine göre ön arıtma, birincil ve ikincil arıtmalar kullanılmaktadır. Çıkış suyu farklı uygulamalar için kullanılacak ise üçüncül veya ileri arıtma gerekebilmektedir (Uyanık, 2020).

Çizelge 2.6 : Atıksu arıtma işlemleri ve fonksiyonları.

İşlem	Fonksiyon
Izgara ve Elekler	İri askıda veya yüzen maddelerin ayrılması
Kum Tutucu	İnorganik iri çökelebilen maddelerin ayrılması
Ön Çökeltme	Yerçekimiyle çökebilen maddelerin ayrılması
Biyolojik Reaktörler (Aktif çamur)	Çözünmüş ve yarı çözünmüş organik maddelerin giderimi
Son Çökeltme Havuzu	Arıtma sırasında oluşan biyolojik ve kimyasal yumakların sudan ayrılması
Dezenfeksiyon	Hastalık yapan mikroorganizmaların ve bakterilerin giderimi
Koagülasyon	Partikül büyüklüğünü artırmak için kimyasal madde ilave ederek karıştırma
Nitrifikasyon	Besi maddesi giderimi (amonyağın nitrite dönüştürülmesi)
Denitrifikasyon	Besi maddesi giderimi (nitrit ve nitratın biyolojik reaksiyonlara giderim)

2.2.2.1. Ön arıtma

Ön arıtmada, arıtma ünitelerinde işlemlere ve ekipmanlara zarar vermemek amacıyla gözle görülür kaba maddeler ve kum gibi suda çözünmemiş kaba maddeler atıksudan uzaklaştırılmaktadır.

Izgaralar ve elekler atıksu içerisindeki büyük hacimli, kaba ve sert maddelerin, pompa ve diğer teçhizatlara zarar vermelerini önlemek ve kirlilik yükünü azaltmak amacıyla kullanılan ünitelerdir. Aralık boyutuna göre ince ve kaba ızgara olarak sınıflandırılmaktadırlar. İnce ızgaralar %20-25 oranında AKM ve BOİ giderimi sağlamaktadır. Döner Tamburlu Elekler, çok ince ızgaralama yapılması için kullanılan, tambur ızgara olarak da adlandırılan ekipmanlardır. Öğütücüler ise kaba taneleri parçalamaktadırlar. Kum ve Yağ tutucular, arıtma tesisindeki çökeltim havuzlarında ve borularda tıkanmayı önlemek, pompa ve benzeri teçhizatın aşınmasına engel olmak amacıyla kum, çakıl gibi inorganik maddeleri ve yağ-gres, solvent ve benzeri yüzen maddeleri sudan ayırmaktadırlar. (Saatçi, 2019)

2.2.2.2. Birincil arıtma

Ön arıtmayı Birincil arıtma takip etmektedir. Birincil arıtmada, atıksudaki Toplam Askıda Madde'ye (TAKM) ve Biyolojik Oksijen İhtiyacı'na (BOİ) katkı sağlayan organik partikül maddeler uzaklaştırılmaktadır. Bu maddelerin uzaklaştırılması sonraki üniteler için gerekli olan oksijen ihtiyacının azalmasını sağlamaktadır. Bunun yanında biyolojik proseslerde enerji tüketim oranını ve potansiyel operasyonel sorunlarını da azaltmaktadır (Uyanık, 2020).

2.2.2.3. İkincil arıtma

İkincil Arıtmaya biyolojik arıtma da denilmektedir. Bu aşamada ön ve birincil arıtmada giderilemeyen atıksu içindeki askıda ve çözünmüş organik maddeler mikroorganizmalar yardımıyla, karbondioksit, su ve yeni mikroorganizma hücrelerine dönüştürülerek atıksudan uzaklaştırılmaktadır. Oluşan mikroorganizma hücreleri ise çöktürülerek sudan giderilir.

Biyolojik yöntemler atıksulardan azot, fosfor ve karbon giderimi açısından, kimyasal yöntemlere göre daha kaliteli çıkış suyu elde edilmesi sebebiyle tercih edilmektedir. Dahası biyolojik yöntemler ile alıcı ortamlardaki toksisite ve oksijen ihtiyacı azalmakta ve kademeli olarak azot ve fosfor giderimi sağlanmaktadır.

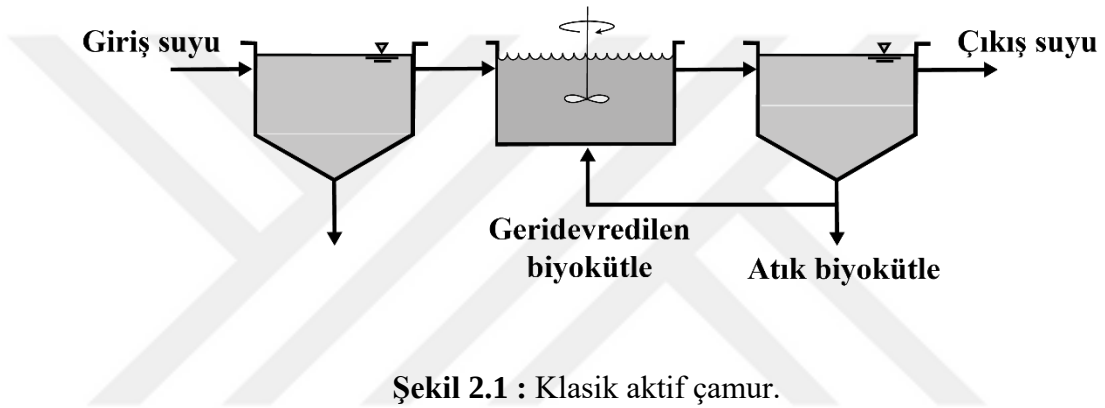
Biyolojik arıtmada pH, sıcaklık, çözünmüş oksijen, F/M oranı ve toksik maddeler gibi parametreler, arıtma veriminin düşmemesi ve mikroorganizma konsantrasyonunun azalmaması için kontrol altında tutulmalıdır. Mikroorganizmalar tarafından besi maddesi olarak kabul edilen atıksudaki organik maddelerin konsantrasyonu da önemli bir faktördür.

Biyolojik arıtma sistemleri oksijenin varlığına göre aerobik, anaerobik olarak sınıflandırılırken, mikroorganizmaların sistemdeki duruma göre askıda ve sabit film (biyofilm) prosesleri olarak sınıflandırılmaktadır. En yaygın kullanılan sistemler, klasik aktif çamur, uzun havalandırılmalı aktif çamur, damlatılmalı filtreler ve biyodisklerdir.

Organik madde giderimi ile birlikte fosfor ve azot giderimi de isteniyorsa ikincil bir işlem daha gerekmektedir. Phoredox, anaerobik/anoksik/oksik (A2O) proses, Bardenpho prosesi, University of Cape Town ve ardışık kesikli reaktör (AKR) dünyada yaygın kullanılan proseslerdir (Uyanık, 2020).

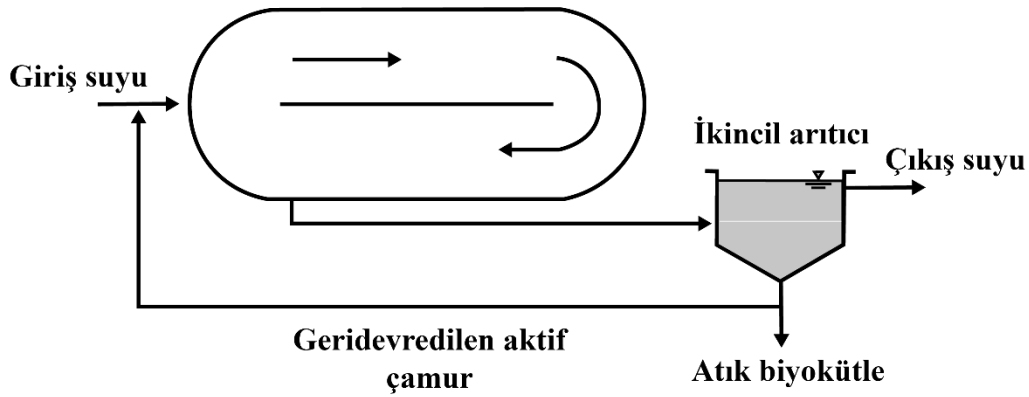
Klasik aktif çamur

Klasik aktif çamur sistemleri, genellikle nüfus yoğunluğu fazla olan bölgelerde yaygın olarak organik maddeyi gidermek amacıyla kullanılan sistemlerdir. Klasik aktif çamur, havalandırmalı bir aktif çamur reaktöründen ve çökeltme havuzundan oluşmaktadır. Çökeltim çamuru, istenilen mikroorganizma konsantrasyonunu sağlamak için geri devir ile havalandırma havuzu girişine verilmektedir. Klasik aktif çamur bir dereceye kadar azot ve fosfor gibi maddeleri uzaklaştırmaktadır fakat bunun için tasarlanmamıştır. Prosesin avantajları yüksek kalitede çıkış suyu ve düşük hidrolik bekletme süresidir. Dezavantajı ise yüksek miktarda çamur oluşumudur. Şekil 2.1’de klasik aktif çamur sistemi gösterilmektedir.



Uzun Havalandırmalı Aktif Çamur

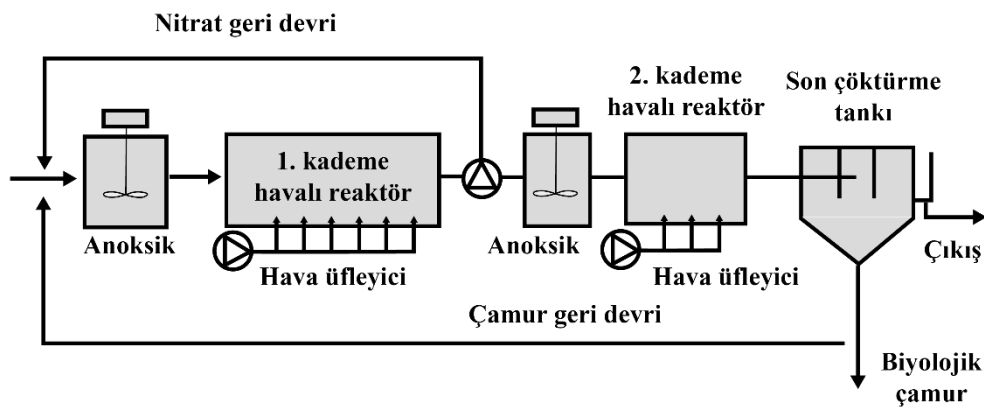
Şekil 2.2’de gösterilen uzun havalandırmalı aktif çamur işlemi, klasik aktif çamur işlemine göre daha düşük organik yükleme ve besin/mikroorganizma (F/M) oranında ve yüksek hidrolik bekletme ve çamur bekletme sürelerinde çalışmaktadır. Yüksek çamur bekletme sürelerinden dolayı daha stabilize bir çamur üretilmektedir. Daha uzun hidrolik bekletme süreleri ise değişen debi ve organik yüklemelerde avantaj sağlamaktadır. En büyük dezavantajı ise çamur susuzlaştırma oranının düşük olmasıdır (Uyanık, 2020).



Şekil 2.2 : Uzun havalandırmalı aktif çamur.

Bardenpho Prosesi

Bardenpho Prosesinde karbon ve azot giderimi iki ayrı reaktörde gerçekleştirilmektedir. Atıksu ilk olarak anoksik reaktöre girmekte ve atıksudaki karbon geri devredilen atıksudaki nitratin denitrifikasyonunda kullanılmaktadır. Atıksuda bulunan amonyum anoksik reaktöre girerek havalandırma havuzuna gelmekte ve burada nitrifikasyona uğramaktadır. Şekil 2.3'teki gibi buradan ikinci anoksik bölgeye girerek, karbon içsel solunumu ile denitrifikasyon meydana gelmektedir. İkinci havalandırma havuzunda azot gazı ortamdan giderilmektedir. (Durak, 2020)



Şekil 2.3 : Bardenpho prosesi.

A/O Prosesi

A/O prosesi atıksulardan karbon ve fosfor giderilebilmesi amacıyla Şekil 2.4'te görüldüğü gibi anaerobik ve oksik bölgelerden oluşmaktadır. Proseste çamur geri devri anaerobik bölgeye yapılarak, çamurda bulunan fosforun ortama salınması sağlanmaktadır. Ortama verilen fosfor oksijenli koşullarda mikroorganizmalarca giderilerek atıksudan uzaklaştırılmaktadır (Durak, 2020).

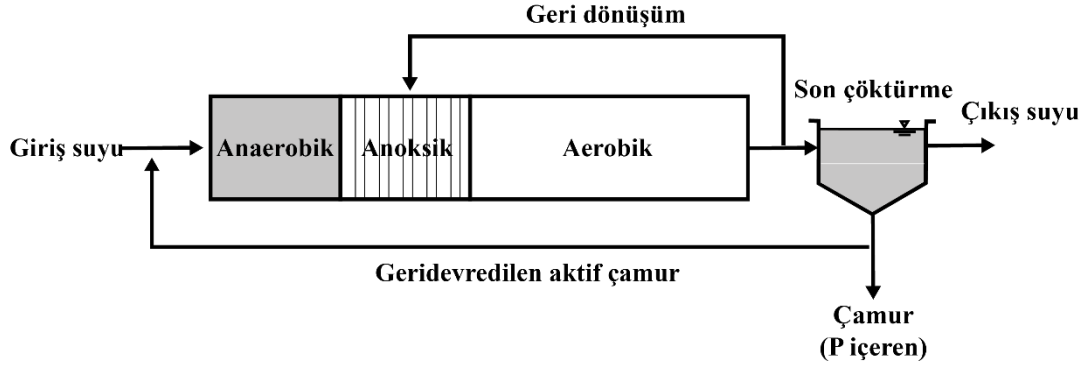


Şekil 2.4 : A/O prosesi.

Anaerobik/ Anoksik/ Oksik (A2O) Prosesi

A2O Prosesi, A/O prosesinin modifikasyonu olup genellikle evsel atıksuların arıtılmasında kullanılmaktadır. Azot ve fosfor gibi nütrientlerin giderilmesine imkan sağlamaktadır. Nütrientlerin giderilmesinde biyolojik parçalanma, nitrifikasyon, denitrifikasyon haricinde anaerobik fosfor salınımı ve aerobik fosfor alımı gerçekleşmektedir.

A2O Prosesi Şekil 2.5'te görüldüğü gibi anaerobik, anoksik ve aerobik bölgelerden oluşur. Aerobik bölgeden anoksik bölgeye geri devir yapılan çıkış suyu sayesinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon işlemi gerçekleşerek azot giderimi sağlanmaktadır. Fosfor giderimi için ise çökeltim havuzundan çamur geri devri anaerobik bölgeye yapılmaktadır (Uyanık, 2020).



Şekil 2.5 : A2O prosesi.

2.2.2.4. Üçüncül arıtma

İkincil arıtma çıkış suyu, uygulanan işlemlere bağlı boyut ve bileşim olarak değişen kalıntı partikül madde içermektedir. Bu partikül maddeler koloidal halde veya asılı halde bulunabilmektedirler. Suyun geri kazanılmasında bu partikülleri ortadan kaldırmak için derinlik, yüzey ve membran filtrasyonu gibi fiziksel işlemler kullanılmaktadır.

Derinlik filtrasyonu, karbon adsorpsiyonu, membran filtrasyonu veya ileri oksidasyon gibi ileri arıtma yöntemleri için bir ön arıtım ve dezenfeksiyon sağlamaktadır. Derinlik filtreleri kum ve antrasit gibi gözenekli malzemeleri içeren bir yataktan oluşmaktadır. Filtre tipine bağlı olarak ortamdaki maddelerin çapı ortalama 0,4 ile 2,0 mm olarak değişmektedir.

Membran filtrasyonu, iki fazı ayıran ve maddelerin taşınmasında seçici bariyer görevi gören ince bir film olarak tanımlanmaktadır. Filtrelerde gözenek boyutlarıyla birlikte önemli değişiklikler olmaktadır. Gözenek boyutu küçüldükçe yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmektedir. Ancak çıkış suyu kalitesi artarken sarf edilen enerji ve maliyet de bununla beraber artmaktadır. Mikrofiltrasyon ve Ultrafiltrasyon yüksek kalitede çıkış suyu elde etmek için kullanılan filtrasyon yöntemleridir ve su arıtımı ve atıksu arıtımı için kullanılabilirler. Gözenek boyutu 0.005-2.0 mikrometre arasında değişmektedir. Partikül madde, organik madde ve bazı nütrientleri gidermek amacıyla kullanılabilirler. Çıkış suyu dezenfeksiyon işlemlerinden sonra bazı alanlarda yeniden kullanılabilir.

2.2.2.5. İleri arıtma

Suyun endüstriyel ve dolaylı içilebilir amaçlı yeniden kullanım uygulamaları için su kalitesi ve güvenilirliği çok önemlidir. Bu nedenle çözünmüş maddelerin ve eser bileşenlerin daha ileri bir arıtımla giderimi gerekli olabilmektedir. Nanofiltrasyon, ters ozmos ve elektordiyaliz gibi membran teknolojileri ve adsorpsiyon, iyon değişimi, ileri oksidasyon gibi işlemler bu maddeleri giderebilmektedir. Membranların genel karakteristikleri Çizelge 2.7’de gösterilmektedir.

Çizelge 2.7 : Membran prosesi genel karakteristikleri.

Membran Süreci	Tipik Ayırma Mekanizması	Tipik Gözenek Boyutu	Tipik Çalışma Aralığı μm
Mikrofiltrasyon	Eleme	Makrogözenekler (>50 nm)	0.008-2.0
Ultrafiltrasyon	Eleme	Mezogözenekler (2-50 nm)	0.005-0.2
Nanofiltrasyon	Eleme+Çözelti/Difüzyon +Dışarda tutma	Mikrogözenekler (<2 nm)	0.001-0.1
Ters ozmoz	Çözelti/Difüzyon +Dışarda tutma	Yoğun (<2 nm)	0.0001-0.001
Diyaliz	Difüzyon	Mezogözenekler (2-50 nm)	-
Elektrodiyaliz	İyon değişimi	-	-

Ters Ozmos ve Nanofiltrasyon işlemlerinde ozmotik basıncın üstesinden gelmek için hidrostatik basınç kullanılarak, çözünmüş iyonlar besleme akımından ayrılmaktadır. Sistemler istenmeyen bileşenleri gözenek boyutlarına bağlı olarak ayırmakta ve reddetmektedirler. Ters ozmos atıksu arıtma ve desalinizasyon gibi uygulamalarda kullanılmaktadır.

2.2.2.6. Dezenfeksiyon

Dezenfeksiyon suyun içerdği virüs, bakteri gibi patojenik mikroorganizmaların farklı yöntemler yardımıyla arıtılarak güvenli duruma getirilmesidir. Klorlama, ozonlama ve ultraviyole radyasyonu (UV) su arıtmada kullanılan dezenfeksiyon yöntemleridir.

Dünyada en çok kullanılan dezenfeksiyon yöntemi ise klorlamadır. Bunun sebebi ucuz olması ve dezenfektan etkisinin dağıtım şebekesinde de sürmesidir (Atalay, 2016). Klor ile dezenfeksiyonda serbest klor ve kloraminler kullanılmaktadır. Klor dezenfeksiyonunun etkinlik derecesi suyun sıcaklığına ve pH'ına, temas süresine, karıştırma derecesine, başka maddelerin varlığına, dezenfeksiyon yan ürünlerinin konsantrasyonuna ve yapısına bağlıdır. Dezenfeksiyon işleminde, gerekli temas süresinden sonra suda kalan toplam klorun ve kalan klorun izlenmesi gereklidir. Atıksuda amonyak bulunuyorsa bu serbest klor ile birleşerek kloraminleri oluşturmakta ve dezenfektanın etkisi azalmaktadır. Suda fazla serbest klor bulunur ise konvansiyonel arıtma tesislerinde arıtılamayan organik maddeler ile reaksiyona girerek, sağlığa zararlı etkileri olan birleşik klor oluşturur (Uyanık, 2020).

Ozon çok güçlü bir oksidan olup suda bulunan organiklerle reaksiyona girmediğinden ve tat kokuya sebep olmadığından dolayı uygun bir seçenek olarak kabul edilmektedir. Fakat klora kıyasla daha pahalı ve şebekede dezenfeksiyon etkisini kaybettiğinden kullanımı kısıtlıdır.

Ultraviyole dezenfeksiyonu enerji ve maliyet verimliliği bakımından tercih edilen yöntemlerdendir. Atıksular önceki aşamalarda iyi arıtılmadığında suda bulunan partikül maddeler ve suyun bulanıklığı, UV dezenfeksiyonu için sorun oluşturmakta ve verimliliği düşürmektedir. Partikül maddeler mikropları UV ışığından koruyarak bir kalkan görevi görmektedir (Uyanık, 2020).

2.3. Aerobik Granüler Çamur Prosesi

Aerobik granüler çamur, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımı için geliştirilen bir teknolojidir. Aerobik granüler çamur teknolojisi kombine karbon, azot ve fosfor giderimi için ardışık kesikli besleme işlemi yaparak seçili mikroorganizmaların floklar yerine granüller halinde büyümesine olanak vermektedir. Aerobik granüller aktif çamur ile kıyaslandığında küresel, kompakt, belirgin bir çepere sahip olup daha iyi çökeltme özelliklerine sahiptir. Mikroorganizmaların granül halinde büyümeleri yüksek çökeltme hızına sahip olmalarına imkân vermektedir. Bu özellikleri sayesinde

ek bir çökeltim tankına ihtiyaç duyulmamaktadır, yüksek konsantrasyonda biyokütle tutulabilmektedir ve %80'e kadar alan tasarrufu yapılabilmektedir. Bunun sonucunda ve şok yüklemelere toleranslı, iyi kalitede çıkış suyu elde edilebilmektedir (Pronk ve diğ., 2015; Kahraman, 2016).

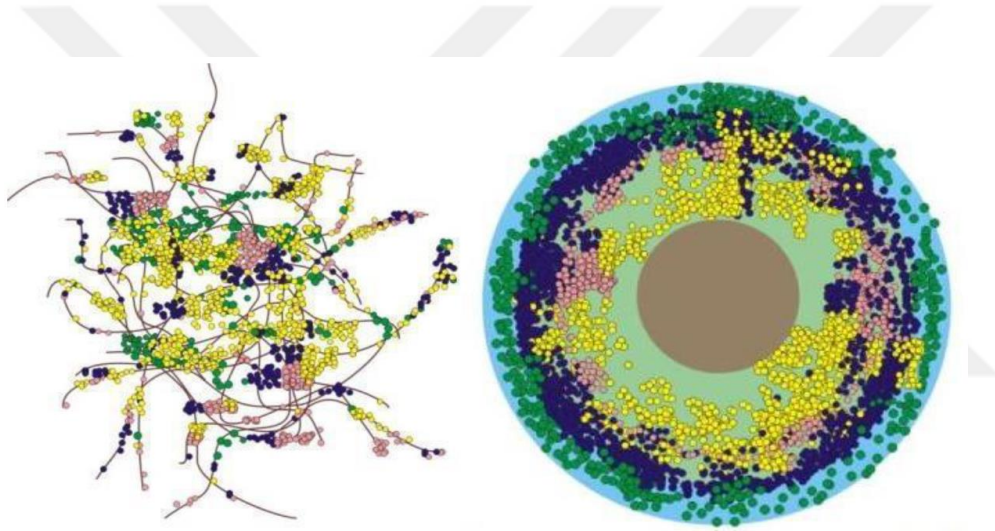
Mevcut atıksu arıtma sistemlerinde karbon, azot ve fosfor giderimi sağlamak için organik madde oksidasyonu, amonyum oksidasyonu, nitrat indirgeme ve biyolojik fosfor giderimi gibi prosesler kullanılmaktadır. Bu proseslerin gerçekleştirildiği tanklar, yüksek geri devir debileri ve yavaş çöken çamurdan dolayı çok büyük hacimler kaplamaktadırlar. Ardışık kesikli reaktörde geliştirilen aerobik granül sistemlerinde bütün prosesler tek bir tankta gerçekleştirilebilmektedir. Kompakt granüller çöktürme tankına ihtiyaç duymadan yüksek konsantrasyonda biyokütlenin tutulmasını sağlamaktadır. Uygun besleme ve seleksiyon baskısı ile organizmalar granül yapı içerisinde çoğalmaktadırlar. Aerobik granüler çamur, kombine karbon, azot ve fosfor giderimi için, tekrarlanan beslemeli kesikli işleme dayanmaktadır. Aerobik granüler çamur, kirleticileri biyolojik bozunma, biyolojik birikim ve biyosorpsiyon yoluyla arıtabilmektedir. Uzaklaştırma mekanizmaları, kirletici türüne bağlı olarak değişebilmektedir. Aerobik granüler çamurun sadece organik kirletici maddenin uzaklaştırılmasında değil, aynı zamanda ağır metaller gibi inorganik kirleticilerin arıtılmasında da etkili olduğu bildirilmiştir. Ayrıca biyokütleyi daha iyi tutarak ve yüksek yük değişikliklerine dayanma yeteneğine sahiptir.

Aktif çamur sistemlerinde maksimum biyokütle konsantrasyonu 3-5 g/L iken, granül çamur sistemlerinde 15-20 g/L olması, gerekli reaksiyon süresini kısaltmakla beraber reaktör hacminin azaltılmasına olanak sağlamaktadır. Kompleks yapıları sayesinde kimyasal toksisiteye ve toksik şok yüklemelere dayanıklı olmaktadır (Kahraman, 2016).

Aerobik granüller ek bir taşıyıcı malzemeye ihtiyaç duymadan, kompakt yapı, yüksek çökeltme hızı ve düşük çamur hacim indeksine sahip olmakla tanımlanmaktadırlar. Granülasyonun iyi bir göstergesi, 5 ila 30 dakika sonra çamur hacim indeksi arasındaki sınırlı farktır. Aerobik Granüller katmanlı yapılarıyla da karakterize edilmektedirler. Aerobik bir dış katmanın ve anaerobik veya anoksik bir çekirdeğin varlığı, granülün dış katmanında nitrife eden organizmaların ve denitrife eden fosfat biriktiren organizmaların, granülün iç katmanında ise anaerobik organizmaların birlikte yaşamasını kolaylaştırmaktadır. Bu yapıları sayesinde aerobik granüller, atıksudan aynı anda fosfor, azot ve KOİ giderimi yapabilmektedirler (Pronk ve diğ., 2015).

Aerobik granüler çamur teknolojisi, son on yılda hem laboratuvar ölçeğinde hem de pilot ölçekte geliştirilmiştir. İlk olarak Royal Haskoning DHV tarafından Nereda teknolojisi olarak geliştirilip endüstriyel uygulamalar ve evsel atıksu arıtımı için uygulanmıştır.

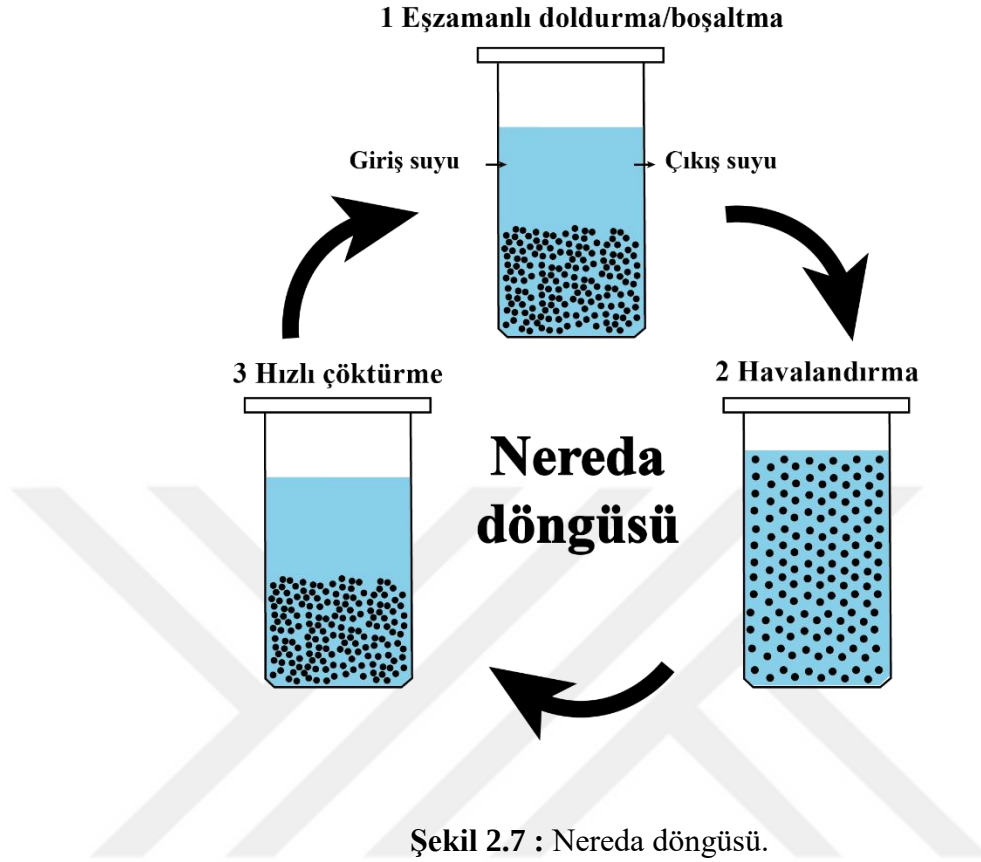
Nereda Teknolojisinin ilkesi, biyokütlenin topraklar yerine granül oluşturmalarını teşvik etmek için tasarım ve kontrol mekanizmalarını kullanmasıdır. Granüller eşzamanlı anaerobik, aerobik ve anoksik koşulların var olmasına izin vererek birden fazla tank ve devridaim ihtiyacını azaltmaktadır. Şekil 2.6 fosfat biriktiren organizmalar (PAO), nitrifikasyon ve denitrifikasyon bakterileri ve glikojen biriktiren organizmalar (GAO) dahil olmak üzere, aktif çamurla karşılaştırıldığında aerobik granüller içindeki biyolojik organizmaların dağılımının resimli bir temsilini göstermektedir.



Şekil 2.6 : Aktif çamur ve aerobik granül çamur.

Aerobik bir dış katmanın ve bir anaerobik veya anoksik çekirdeğin varlığı, granüllerin dış katmanlarında nitrifiye ve denitrifiye edici ve fosfat biriktiren organizmaların (dPAO) bir arada bulunmasını ve anaerobik organizmaların granüllerin merkezindeki varlığını kolaylaştırmaktadır. Bu yapı sayesinde, aerobik granüler çamur aynı anda sıvıdan fosfor, azot ve KO_2 'yi giderebilmektedir.

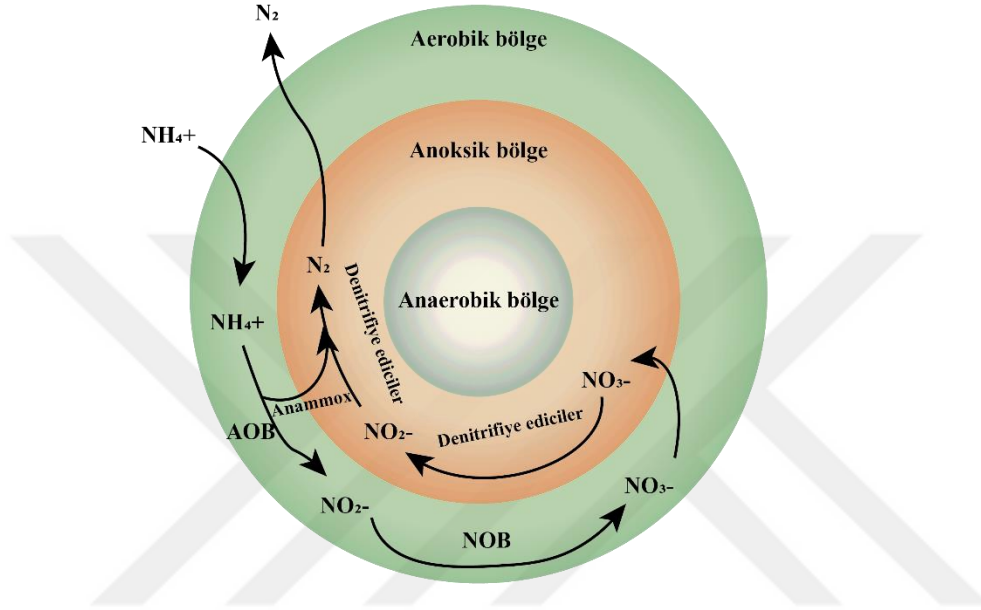
Şekil 2.7'de görüldüğü gibi Nereda teknolojisi, tipik bir ardışık kesikli reaktör döngüsünün 4 adımının 3 adımı indirildiği optimize edilmiş bir döngüsünü kullanmaktadır.



Şekil 2.7 : Nereda döngüsü.

Nereda döngüsü, eşzamanlı giriş suyu beslemesi ve çıkış suyu boşaltımı ile başlamaktadır. Giriş suyu karıştırma veya havalandırma olmaksızın reaktöre aşağıdan pompalanmaktadır. Eş zamanlı olarak, çıkış suyu reaktörün tepesindeki taşma savakları üzerinden itilmektedir. Bu anaerobik besleme koşullarında, biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik karbon, granül yatağındaki glikojen ve fosfor biriktiren organizmalar tarafından depolama polimerlerine dönüştürülmektedir. Bu sırada fosfat, fosfor biriktiren organizmalar tarafından ortama salınmaktadır. Atık suda bulunan amonyum ise besleme döneminde biyokütle tarafından kısmen adsorbe edilmektedir. Besleme döneminden sonra, reaktör havalandırılarak karıştırılmaktadır. Havalandırma periyodunun başlangıcında, tepedeki temiz su ile reaktörün alt kısmındaki girişin karışması nedeniyle amonyum ve fosfat konsantrasyonu pik yapmaktadır. Havalandırılan dönemde salınan fosfat granül tarafından alınmaktadır ve biyolojik olarak parçalanabilen bileşenler okside olmaktadır. Fosfor ise fazla çamurla birlikte atılmaktadır. Şekil 2.8’de görüldüğü gibi sudaki amonyum granülün üzerinde nitrata okside olmaktadır. Oksijen konsantrasyonu, maksimum denitrifikasyon potansiyeline

izin vermek için düşürülmektedir. Denitrifikasyon granülün içinde gerçekleşmektedir. Fosfor ve glikojen biriktiren organizmalar depolanan biopolimerleri, nitratı azot gazına çevirmek için kullanmaktadırlar. Biyolojik süreçlerden sonra, berrak atık su ve çamurun ayrılması için bir çöktürme aşaması gerekli olmaktadır. Çamurun mükemmel çökelme özellikleri nedeniyle bu süre kısadır. Ardından sistem yeni bir döngüye hazırlanmaktadır.



Şekil 2.8 : Aerobik granüler çamur.

Teknolojinin kompakt ve karmaşık olmayan tank tasarımı, daha az mekanik ekipman ihtiyaç duyması, daha düşük sermaye ve işletme bakım maliyetleri oluşturması ve daha az enerji tüketmesi gibi avantajları vardır.

2.3.1. Aerobik granüler çamur prosesinin özellikleri

Hafif, yumuşak ve düzensiz konvansiyel aktif çamura kıyasla aerobik granüler çamur, yoğun ve kuvvetli mikrobiyal yapıya, düzgün ve pürüzsüz yuvarlak bir şekle yüksek biyokütle tutma kapasitesine, mükemmel çökelme özelliğine sahiptir. Ayrıca yüksek debilere, organik ve toksik yüklemelere ve atıksudaki organik kimyasallara ve ağır metallerin toksisitesine dayanabilmeleri dayanıklı ve sıkı yapıya sahip olmaları ile açıklanabilmektedir. Granüllerin mükemmel çökelme özelliği atıksudan ayrılmasını kolaylaştırmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.1.1. Morfoloji

Aerobik granüllerin morfolojik özellikleri floküler çamurdan tamamen farklıdır ve şekilleri neredeyse küreseldir ve net bir dış hatta sahiptirler (Mağden, 2010). Aerobik granüler çamur 0,02 mm ve 9 mm arasında değişen boyutlarda geliştirilebilmekle beraber ortalama çapları 0,1 mm ve 0,3 mm arasında değişmektedir. Granül boyutu, aerobik reaktörlerdeki kuvvetli hidrodinamik kesme kuvvetinden dolayı yapının aşınması ve büyüme arasındaki dengeyle ilgilidir. Granül boyutu ile granüllerin fizyolojik ve fiziksel performansları değişmektedir. Boyut artışıyla birlikte azalan poroziteye bağlı olarak kütle taşınması ve difüzyonu sınırlandırılabilir. Porozite besin ulaşılabilirliğiyle birlikte istenmeyen ürünlerin kaçışını da belirlemektedir (Kahraman, 2016).

2.3.1.2. Çökebilirlik

Aerobik granüllerin çökebilirliği atıksu arıtma sistemlerinde prosesin verimliliğini belirleyen önemli bir faktördür. Çökebilirlik granül boyutu ve yapısıyla ilişkilidir. Çamur hacim indeksi 50 ml/g'dan düşük olabilmektedir. Aktif çamur floklarının çökme hızı 8-10 m/sa iken aerobik granüllerin çökme hızı 30-70 m/sa olabilmektedir. Aerobik granüllerin yüksek çökme hızı, biyokütlenin reaktörden kaçmasına imkân vermeden yüksek hidrolik yüklemelere imkân vermektedir. Böylece reaktör içinde daha fazla biyokütle tutulmasını sağlayarak performansı ve stabilizasyonu artırmaktadır ve kirlenmelerin daha hızlı parçalanmasını sağlamaktadır. (Liu ve Tay, 2004).

2.3.1.3. Yoğunluk ve dayanıklılık

Aerobik granüllerin özgül ağırlıkları 1,004-1,065 g/ml arasında değişmektedir. Fiziksel dayanıklılığı yüksek olan granüller yüksek kesme kuvvetine dayanabilmektedirler. Fiziksel dayanıklılık, dayanıklılık katsayısı ile ifade edilir ve 5 dakika 200 rpm'de santrifüjlendikten sonra kalan granüllerin ağırlığının başlangıçtaki toplam granüler çamurun ağırlığına oranı ile hesaplanır ve yüzde olarak ifade edilir. Granüllerin boyutu küçüldükçe kompakt olma eğilimi artmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.1.4. Hücre yüzeyi hidrofobitesi

Hücre yüzeyi hidrofobitesi, hücrelerin birbirlerine veya bir yüzeye tutunmasında önemli bir kuvvettir. Granüler çamurun hidrofobitesi konvansiyonel floklarla karşılaştırıldığında neredeyse iki katıdır. Hidrolik kesme kuvveti veya hidrolik seleksiyon baskısı hücre yüzeyi hidrofobitesinin önemli ölçüde artmasına neden

olmaktadır. Bununla birlikte açlık, oksijen seviyesi ve ortamın iyonik kuvveti hücre yüzeyi hidrofobitesini etkilemektedir (Moustafa, 2014).

2.3.1.5. Spesifik oksijen tüketim hızı

Çevre mühendisliği alanında mikrobiyal aktivite spesifik oksijen tüketim hızı ile tanımlanmaktadır. Hidrodinamik kesme kuvvetinin artışı su ve granül arasındaki oksijen transferini arttırmaktadır. Bu nedenle mikrobiyal solunum artarak spesifik oksijen tüketim hızını arttırmaktadır. Mikrobiyal solunum ile metabolizma hızlanarak daha çok substrat karbondioksit çevrilmektedir ve daha az biyokütle üretilmektedir. Mikrobiyal aktivite hidrolik seleksiyon basıncıyla ters orantılıdır. Kısa çöktürme süreleri bakterilerde solunum aktivitesini önemli ölçüde uyarmaktadır. Bu mikroorganizmaların hidrolik seleksiyon baskısındaki değişikliklere tepki olarak enerji metabolizmalarını düzenlemeye çalıştıklarını göstermektedir.

2.3.1.6. Hücre dışı polimerik maddeler

Hücre dışı polimerik maddeler (EPS), hücre tarafından salgılanan yapışkan malzemelerdir ve bakterilerin ve diğer partiküllerin gömüldüğü üç boyutlu bir matris oluşturmaktadırlar. Hücre dışı polisakkaritler (PS), EPS'nin önemli bir bileşenidir ve matris yapısının oluşumunda ve aerobik granüllerin uzun vadeli stabilitesinin geliştirilmesinde yüksek oranda rol oynamaktadır. EPS bakterileri zorlu çevre koşullarından koruyabilmekte ve açlık koşullarında karbon ve enerji kaynağı olarak hizmet etmektedir. EPS ve mikroorganizmalar çapraz bağlı polimerik bir ağ oluşturarak bu ağ porları ve kanallarıyla nütrientlerin, minerallerin, kirleticilerin ve ağır metallerin adsorpsiyonunu sağlayabilmektedirler.

EPS biyofilm, biyoflok ve granüller gibi tüm mikrobiyal agregalarda bulunmaktadır. Fakat granüllerdeki EPS miktarı diğerlerine kıyasla çok daha fazladır. Bunun nedeni granüllerin stres koşullarına maruz kalmalarıdır. Reaktör konfigürasyonu, substrat kompozisyonu, organik yükleme hızı, hidrolik bekletme süresi, hidrodinamik kesme kuvveti, çöktürme süresi, açlık- bolluk rejimi ve sıcaklık gibi birçok parametre EPS salgılanmasını etkilemektedir. Hücre dışı polimerik maddeler protein, karbonhidrat, deoksiribonükleik asit (DNA), hümkik maddeler, lipidler ve glikoproteinler gibi heteropolimerler içerebilmektedirler. Karbonhidrat EPS'de çoğunlukta olan bileşendir. Protein ise önemli miktarda bulunmaktadır. Bakteri türlerinin değişmesiyle ve atıksuyun karakterizasyonu ile birlikte EPS üretimi ve kompozisyonu da değişmektedir (Mağden, 2010).

2.3.2. Aerobik granülasyonun mekanizması

Bakterilerin aerobik granüller oluşturmaları için birtakım koşulların karşılanması ve fiziksel, kimyasal ve biyolojik kuvvetlerin bir arada görülmesi gerekmektedir. Liu ve Tay (2004) birkaç adımdan oluşan bir model önermişlerdir:

1. Bakterilerin birbirine temasını başlatmak için hidrodinamik, difüzyon kütle transferi, yerçekimi, termodinamik etkiler ve hücre hareketliliği gibi fiziksel hareketler.
2. Başlangıçtaki çekici kuvvetlerin oluşturduğu hücrelerarası temasların stabilizasyonu. Bu çekici kuvvetler ise Van der Waals kuvveti, zıt kutuplar arası çekim, hidrofobisite gibi fiziksel kuvvetler, kimyasal kuvvetler ve hücre yüzeyi dehidrasyonu, hücre membranlarının kaynaşması gibi biyokimyasal kuvvetlerdir.
3. Hücre dışı polimer üretimi, hücre kümelerinin büyümesi ve metabolik değişimlerle hücre agregasyonunun olgunlaşması.
4. Kararlı hale gelen üç boyutlu mikrobiyal agreganın hidrodinamik kesme kuvveti ile şekillenmesi (Liu ve Tay,2004).

Hücre yüzeyindeki hidrofobisitenin, hücrelerin birbirine tutunmasında önemli bir etkiye sahip olduğu düşünülmektedir. Hidrofobisitedeki artış hücrelerin birbiriyle daha iyi etkileşime girmesine ve daha yoğun yapıların oluşmasını sağlamaktadır. Hücre dışı polisakkaritler ise hücrelerin yapışma ve bağlanmasını sağlayarak hücrelerin bütünlüğünün korunmasında önemli bir etkiye sahiptir (Kahraman,2016).

2.3.3. Aerobik granül oluşumu ve etkileyen faktörler

Aerobik granüllerin büyümesi biyofilm gelişiminin özel bir durumu olarak kabul edilebilmektedir. Mikrobiyal granülasyon biyolojide temeldir ve hücre agregasyonu, fizyolojik koşullar altında hücrelerin bir araya toplanıp kararlı, bitişik ve çok hücreli bir birliktelik oluşturmalarıdır. Aerobik granüllerin yetiştirildiği ardışık kesikli reaktör sistemi, konvansiyel aktif çamur prosesinin modifiyeli bir tasarımıdır. Aerobik granülasyon, mikrobiyalların kendi kendine yapışması ile başlayabilmektedir. Bakteriler genelde itici elektrostatik kuvvetler ve aralarındaki hidrasyon etkileşimleri nedeniyle doğal olarak toplanmamaktadırlar (Liu ve Tay, 2004). Genelde floklar, biyofilmler veya granüller yerine süspansiyon içinde büyümeyi tercih etmektedirler. Bu nedenle granül oluşumu, aktiveleştirilmiş aşı çamurundan uygun çevre koşullarında indüklenerek kompakt agregalara daha sonra granül çamura ve son olarak olgun

granüllere ilerlemeyi içeren kademeli bir süreçtir. Granülasyon substrat kompozisyonu, organik yükleme hızı, hidrodinamik kesme kuvveti, çöktürme süresi, hidrolik bekletme süresi, çözünmüş oksijen, pH ve sıcaklık gibi birçok faktörden etkilenmektedir (Sam, 2014).

2.3.3.1. Substrat kompozisyonu ve organik yükleme hızı

Aerobik granüller asetat, etanol, fenol, glikoz ve sentetik atıksu gibi birçok substrat çeşitliliği ile başarılı bir şekilde yetiştirilmektedir. Bununla birlikte, granül mikro yapısı ve tür çeşitliliği, karbon kaynağının türü ile alakalıdır. Glikozla beslenen aerobik granüller filamentli bir yapı oluştururken, asetatla beslenen granüller, çomak türlerin baskın olduğu filamentsiz, kompakt bir yapıya sahip olmaktadır. Aerobik granüller nitrifikasyon bakterileri ile yetiştirilmiş ve sonuçta mükemmel bir nitrifikasyon kabiliyeti göstermişlerdir.

Aerobik granülasyon organik yükleme hızına duyarlı değildir ve granüller 2,5 – 15 kgKOİ/m³.gün aralığında organik yükleme oranlarında oluşabilmektedir. Organik yükleme hızının aerobik granül oluşumuna etkisi olmamakla birlikte, granüllerin fiziksel özellikleri yükleme hızına bağlıdır. Organik yükleme hızının artmasıyla, granüllerin boyutunda artış görülmekte ve fiziksel dayanıklılıkları azalmaktadır. Yüksek organik yükleme hızı biyokütle büyüme hızını arttırırken bunun da mikrobiyal topluluğun üç boyutlu yapısının dayanıklılığını azalttığı görülebilmektedir (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.2. Hidrodinamik kesme kuvveti

Yüksek bir kesme kuvveti aerobik granüllerin oluşumunu ve stabilizesini desteklemektedir. Kolon tipi reaktörlerde ve airlift ardışık kesikli reaktörlerde hidrodinamik kesme kuvveti yukarı akış hava hızı olarak tanımlanan havalandırma ile yaratılmaktadır (Mağden, 2010). Yapılan çalışmalarda aerobik granüllerin kolon tipi ardışık kesikli reaktörde (AKR) yüzeysel yukarı akış hava hızı değeri 1,2 cm/sn'nin üzerinde bir kesme kuvveti ile oluşturulabileceği bulunmuştur. Yüksek kesme kuvvetlerinde daha düzgün, dairesel, kompakt granüller oluşmaktadır. Granüllerin yoğunluğu ve dayanıklılığı uygulanan kesme kuvveti ile orantılı olarak ilişkilidir. Aerobik granüllerin yapısının çoğunlukla reaktördeki hidrodinamik kesme kuvveti tarafından belirlendiği görülmektedir. Bununla birlikte hücre dışı polisakkaritlerin hücrelerin yapısal bütünlüğünü sürdürmesinde önemli bir rol oynadığı bilinmektedir. Hücre dışı polisakkaritlerin üretiminin ise uygulanan kesme kuvvetiyle bağlantılı

olduğu belirtilmiş ve kesme kuvvetinin artmasıyla polisakkarit miktarı da artmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.3. Çöktürme süresi

Ardışık kesikli reaktörlerde, atıksular her biri birkaç saat süren ardışık döngülerle arıtılmaktadırlar. Her döngünün sonunda çıkış suyu çekilmeden önce biyokütle çöktürülmektedir. Çöktürme süresi mikrobiyal topluluk üzerinde büyük bir seçim baskısı olarak görev görmektedir. Kısa bir çöktürme süresi, hızlı çöken bakterilerin büyümesi ve çökme özelliği kötü olan bakterilerin sistemden yıkanması için tercih edilmektedir. Yapılan çalışmalarda 5 dakika çöktürme süresiyle işletilen AKR'lerde aerobik granüllerin başarılı bir şekilde geliştiği ve dominant hale geldiği gözlenmiştir. 10, 15 ve 20 dakika çöktürme süreleriyle işletilen sistemlerde ise aerobik granüllerin ve floküler çamurun bir arada bulunduğu görülmektedir. Kısa çöktürme sürelerinde hücre dışı polisakkaritlerin üretimi ve hücre yüzeyi hidrofobisitesi artmaktadır. Genel olarak olgun aerobik granüller 1 dakika içinde reaktörde berrak bir süpernatant bırakarak çökme eğiliminde olmaktadır. Reaktörde kolayca tutulabilen biyokütle, atıksudaki organik kirleticilerin daha hızlı ve daha verimli bir şekilde uzaklaştırılmasını sağlamaktadır. Granüllerin mükemmel çökme özelliğine sahip olması, sistemlerin etkin çalışması için gerekli olmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.4. Değişim oranı ve hidrolik bekletme süresi

Değişim oranı, AKR'lerde belirlenen çöktürme süresi sonrası boşaltılan sıvı hacminin reaktörün toplam hacmine oranıdır. Yapılan çalışmalarda AKR'ler %20-80 aralığında değişen oranlar ile 5 dakika süreli sabit çöktürme süresiyle işletilmiştir ve granülasyona etkisi incelenmiştir. Aerobik granül fraksiyonunun değişim oranıyla ilişkili olduğu bulunmuştur. Granülasyonun gerçekleşmesi için en önemli seleksiyon kuvvetleri çöktürme süresi ve değişim oranıdır (Mağden, 2010).

Aerobik granülasyonda hafif ve dağılmış çamur sistemden yıkanarak atılırken ağır granüller reaktöre tutulmaktadır. AKR'de döngü süresi, çıkış suyunun çekilmesi yoluyla çamur deşarjının sıklığını temsil etmektedir ve bu da belirlenen değişim oranında hidrolik bekletme süresiyle ilişkilidir. Kısa döngü süresi sistemden askıda materyallerin yıkanmasına sebep olarak askıda katıların büyümesini baskılayabilmektedir. Fakat çok kısa döngü sürelerinde hidrolik yıkamadan dolayı çamur kaybı yaşanmaktadır. Sistemden yıkanan çamuru dengeleyecek bakteriyel çoğalma olmadığı zaman çamur yatağının tamamen yıkanması gerçekleşmekte ve

bunun sonucunda mikrobiyal granülasyon gerçekleşmemektedir. Bu nedenle hidrolik bekletme süresi askıda büyümeyi baskılayacak kadar kısa ve mikrobiyal büyüme ve çoğalma için yeterince uzun olmalıdır (Liu ve Tay, 2004). Yapılan çalışmalarda döngü süreleri 24 saat ve 3 saat olan AKR'lerde nitrifikasyon granüllerinin gelişmediği görülürken, döngü süreleri 6 ve 12 saat olan AKR'lerde başarılı bir şekilde geliştiği görülmüştür. Kısa döngü süreleri granüllerin oluşmasına yardımcı olmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.5. Aerobik açlık

AKR döngüsü besleme, havalandırma, çöktürme ve süpernatant deşarjı olarak birbirini takip eden fazlardan oluşmaktadır. Bu nedenle AKR'de çoğalana mikroorganizmalar çevresel koşulların periyodik değişimine maruz kalmaktadır. Döngü sırasında aerobik safhada mikroorganizmalar substratın tükendiği bir açlık periyodu ile karşılaşmaktadırlar. Atığın parçalanma süresi döngü sayısı arttıkça azalmaktadır. Havalandırma periyodu, substratın tüketildiği parçalanma fazı ve ardından gelen ortamda substratın mevcut olmadığı aerobik açlık fazından oluşmaktadır. Açlık koşulları altında bakterilerin yüzey hidrofobitesi artmakta ve mikrobiyal adezyona imkân sağlamaktadır. Bu hücrelerin açlığa karşı geliştirdikleri bir stratejidir. Açlık, granüllerin yoğun ve daha dayanıklı olmasına imkan vermektedir (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.6. +2 değerlikli metal iyonların varlığı

Ca^{+2} ve Fe^{+2} gibi +2 değerlikli metal iyonları, mikrobiyal agregasyonu hızlandırmaktadır. Yapılan bir çalışmada 100 mg Ca^{+2} /l ilavesiyle aerobik granüllerin oluşumu 16 gün sürerken, Ca^{+2} ilavesi olmadan 32 gün sürmektedir. Ca^{+2} ilavesi ile güçlendirilmiş aerobik granüller daha iyi çökelme özelliğine, dayanıklılığa ve daha yüksek polisakkarit içeriğine sahip olmaktadır. Bir diğer çalışmada ise Mg^{+2} konsantrasyonunun artırılmasının granülasyona nasıl etki edeceği araştırılmıştır. 10 mg/L Mg^{+2} ilave edilen reaktörde granülasyon 18 günde gerçekleşirken, ilave edilmeyen reaktörde 32 günde gerçekleşmiştir. Mg^{+2} ilavesi ile hücre dışı polimerik maddede bulunan protein miktarı değişmezken, karbonhidrat miktarı önemli ölçüde artmıştır (Mağden, 2010).

Ca^{+2} ve Mg^{+2} granülasyon işlemi iki yolla hızlandırmaktadır. Bunlardan ilki iyonların bakteri yüzeyinde bulunan negatif yüklü iyonlara ve hücre dışı polisakkaritlere bağlanarak bileşenler arasında köprü görevi görmesi ve agregasyonu arttırmasıdır. Diğer ise iyonların artmasıyla artan polisakkaritlerin kuvvetli, yapışkan,

yapısı bozulmayan polimerik bir matriks oluşturarak granüllerin yapısal bütünlüğünü korumasıdır (Mağden,2010).

2.3.3.7. Kesikli besleme stratejisi

AKR’lerde işlem süresi boyunca periyodik açlık oluşmaktadır. Bu periyodik açlık aerobik granülasyonu etkileyen bir faktör olan hücre hidrofobisitesinde artırıcı bir etkiye sahiptir. Hücre yüzeyi hidrofobisitesinin AKR’de açlık süresiyle orantılı olduğu bilinmektedir. AKR’lerde uygulanan bolluk-açlık periyotları veya kesikli beslenmesi daha yoğun ve kompakt granüllerin oluşumuna yardımcı olmuştur. Açlık koşullarında, bakteriler daha hidrofobik olmakta bu da mikrobiyal adezyonu ve agregasyonu kolaylaştırmaktadır. Kesikli besleme, bakterileri açlık periyotlarında hücre bakımı ve çoğalma için kullanmak üzere besin depolaması için zorlamaktadır (Mağden, 2010).

2.3.3.8. Çözünmüş oksijen ve sıcaklık

Çözünmüş oksijen konsantrasyonu aerobik atıksu arıtma sistemlerinin çalışmasını etkileyen önemli bir değişkendir. Aerobik granüller AKR’lerde 0,7-1,0 mg/L’ye kadar düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında oluşmaktadırlar ve 2mg/L’den yüksek konsantrasyonlarda da başarılı şekilde geliştirilmişlerdir. Bu nedenle çözünmüş oksijen konsantrasyonu aerobik granüllerin oluşumunda belirleyici bir parametre olmadığı görülmektedir (Liu ve Tay, 2004).

Sıcaklık değişimi, aerobik granüler çamur reaktörünün performansını büyük ölçüde etkileyebilmektedir. Düşük sıcaklıklarda reaktörün işletmeye alınması aerobik fazda organik KOİ’nin varlığına ve bundan dolayı çökeltme ve biyokütle yıkama sırasında agrega olan granüllerin kararsız hale gelmesine yol açmaktadır. Yüksek sıcaklıklarda reaktörlerin işletmeye alınması ise granüllerin kararlı hale gelerek sonrasında düşük sıcaklıklarda çalışmasını mümkün kılmaktadır. Düşük sıcaklıklarda granülün aerobik tabakasındaki aktivite düşerek oksijenin etki ettiği derinlik artmaktadır. Oksijenin etki ettiği derinliğin artmasıyla nitrifikasyon çok az etkilenmekte fakat azot giderme kapasitesi düşmektedir. Büyük ölçekli sistemlerde değişen sıcaklıklarda azot giderimini kontrol etmek için oksijen konsantrasyonu ayarlanabilmektedir. Aerobik granüler çamur reaktörlerinin sıcak mevsimlerde işletmeye alınması tercih edilmeli veya farklı sistemlerden önemli miktarda granül çamur sisteme eklenmelidir (Kreuk ve diğ., 2005).

2.3.3.9. Aşı çamuru ve reaktör konfigürasyonu

AKR'lerde aerobik granüler çamur, geleneksel aktif çamur sistemlerinden alınan aşı çamuru ile elde ederek oluşturulmuştur. Aerobik granülasyon aşı çamurunun kalitesini belirleyen önemli faktörler, makroskopik özellikler, çökebilirliği, yüzey özellikleri ve mikrobiyal aktivitesidir. Granülasyon işleminde yüzey hidrofobisitesi yüksek, yüzey yük yoğunluğu düşük aşı çamuru tercih edilmektedir.

Yapılan çalışmaların neredeyse tamamında aerobik granüller kolon tipi yukarı akışlı reaktörlerde üretilmişlerdir. Reaktör konfigürasyonu, reaktördeki sıvının ve mikrobiyal agregaların akış modeline etki etmektedir. Kolon tipi yukarı akışlı reaktörler ve tam karışımli reaktörler, akış ve mikrobiyal agregaların etkileşimleri açısından çok farklı hidrodinamik davranışlara sahiptirler. Kolon reaktörlerindeki hava veya sıvının yukarı akışı, nispeten homojen dairesel bir akış ve reaktörün eksenine boyunca bölgesel girdap oluşturarak, mikrobiyal agregaların sürekli olarak hidrolik bir aşınmaya maruz kalmasına neden olmaktadır. Dairesel akış mikrobiyal agregaları minimum yüzey serbest enerjisine sahip düzenli bir granül şekle adapte etmeye zorlamaktadır. Kolon tipi yukarı akış reaktöründe, büyük bir reaktör yükseklik/çap oranı daha uzun dairesel bir akış yörüngesi sağlayarak mikrobiyal agregalara karşı daha etkili bir hidrolik aşınma sağlamaktadır. Tam karışımli reaktörlerde ise agregalar, her yöne dağılmış akışla gelişigüzel olarak hareket etmektedir. Bu nedenle mikrobiyal agregalar değişen bölgesel hidrodinamik kesme kuvvetine, yukarı akış yörüngelerine ve rastgele çarpışmalara maruz kalmaktadırlar. Bu koşullarda düzensiz şekilli ve değişen boyutlarda floklar oluşmaktadır. Pratik uygulamalar için yükseklik/çap oranı büyük olan bir AKR, çökme hızının artmasını sağlamak ve çöktürme tankı ihtiyacını ortadan kaldırarak alan gereksinimini azaltmaktadır (Liu ve Tay, 2004).

2.3.3.10. Aerobik granülasyonun inhibisyonu

Yapılan çalışmalarda, serbest amonyak konsantrasyonunun 23,5 mg/L'den yüksek olduğu koşullarda granülasyonun olmadığı ve 10 mg/L'den yüksek olduğu durumlarda ise nitrifikasyonun gerçekleşmediği belirtilmiştir. Serbest amonyak konsantrasyonu 2,5 mgN/L'den 39,6 mgN/L'ye yükseldiğinde hetetrofik ve nitrifikasyonu bakterilerinin spesifik oksijen kullanım oranları 2,5 ve 5 kat azalmaktadır. Yüksek serbest amonyak konsantrasyonu hücre hidrofobikliğini azaltmakta ve hücre dışı polisakkaritlerin üretimini baskılamaktadır. Bu durum serbest amonyanın

mikroorganizmaların enerji metabolizmasını inhibe ederek, aerobik granül oluşumunu engelleyebilmektedir (Liu ve Tay, 2004).

2.3.4. Evsel Atıksuyun Aerobik Granülasyon Teknolojisiyle Arıtıldığı Çalışmalar

Aerobik granülasyon teknolojisi günümüzde labaratuvar ölçeğinde, pilot ölçekte ve tam ölçekte tasarlanarak çalışmalar yapılmıştır.

Tam ölçekli çalışmaların ilki 2005 yılında Hollanda'da özel bir peynir üretim fabrikasının günlük 250 m³ atık suyu için, bir depolama tankının arıtma tankına çevrilmesiyle yapılmıştır.

2008 yılında ise Güney Afrika'daki Gansbaai kanalizasyon arıtma tesisinde belediye atık sularının arıtılmasına yönelik ilk örnek kurulum yapılmıştır. Arıtma tesisi 5.000 m³/gün yüksek içerikli septik akıntı için tasarlanmıştır. Orta derecede atık deşarj limitleri için tasarlandığı halde işletme ve bakım için minimum katılım, bölgedeki düzenli elektrik kesintileri ve yüksek katı yükleme dikkate alındığında, dikkate değer bir yüksek performans göstermiştir. Arıtılmış atık suyun çoğu, dezenfeksiyondan sonra sulama için yeniden kullanılmıştır. (Giesen ve diğ., 2013)

2.3.4.1. Epe AAT/ Hollanda

Gansbaai'deki başarının ardından, Epe AAT'de tam ölçekli bir tesis inşa edilmiştir. Epe AAT 2010-2011'de tasarlanmış ve inşa edilmiş ve Eylül 2011'den beri faaliyettedir. Tasarımdan önce, dört yıl boyunca bir pilot deneme gerçekleştirildi ve veriler tam ölçekli tesisin tasarımı için kullanıldı. Tesis takip eden ana proseslerden oluşmaktadır; girişte elekler ve kum giderme ile çalışır, ardından üç Nereda reaktörü ve yerçekimi kum filtreleri aracılığıyla çıkış suyu cilalama gelir. Nereda reaktörleri günlük ortalama 8.000 m³/gün debi ve 36.000 m³/gün maksimum debi ile çalışacak şekilde tasarlanmıştır. Fosfor seviyelerinin gerekli durumlarda istenilen seviyede olmasını sağlamak için metal tuzu eklenir. Atık çamur, yerçekimli yoğunlaştırıcı aracılığıyla yoğunlaştırılır ve saha dışına taşınmaktadır.

Tesis, Çizelge 2.8'de özetlenen atıksu izinlerini karşılayacak şekilde tasarlanmıştır. Tasarım sıcaklığı aralığı 8°C – 25°C'dir. Atıksu akışı ve yük değişiminin tipik Birleşik Krallık koşullarına benzer olduğu düşünülmektedir. Hollanda atıksuları tipik olarak ortalama değerlere dayalı gösterilmiştir.

Çizelge 2.8: Epe Atıksu Arıtma Tesisi parametreleri.

Parametreler	Giriş suyu (mg/L)	Çıkış suyu (mg/L) (Ortalama)	Çıkış limit değerleri (mg/L)
KOİ	879	27	
BOİ	333	< 2,0	7
TKN	77	1,4	
NH ₄ -N	54	0,1	
Toplam N		< 4,0	5
Toplam P	9,3	0,3	0,3
TAKM	314	< 5,0	30

2.3.4.2. Frielas AAT/ Portekiz

Frielas AAT, Büyük Lizbon bölgesindeki 250.000 kişiden kaynaklanan evsel atık suları arıtan 70.000 m³/gün kapasiteli bir tesistir. 1997 yılında faaliyete geçmesinden bu yana, Frielas AAT, tasarım aşamasında verilen bazı teknolojik kararlarla ilgili çeşitli operasyonel kısıtlamalardan ve aynı zamanda atık su özelliklerinin orijinal tesis tasarımı için kullanılanlardan oldukça farklı hale gelmesi durumundan muzdariptir. Bu nedenle 6 adet sürekli aktif çamur reaktöründen biri, yaklaşık 1.000 m³ hacimli bir Nereda reaktörüne uyarlanmıştır ve bu reaktör daha sonra kalan beş reaktöre paralel olarak çalıştırılmıştır. Reaktörün çalıştırılması, diğer havalandırma akımlarının birinden alınan normal aktif çamur ile yapılmıştır. Çalışma, yaklaşık 40 mL/g civarında bir SVI₃₀'da, 60 mL/g kadar düşük bir SVI₅'e kararlı hale gelmiş ve 6-8 g/L aralığında artan bir biyokütle konsantrasyonuna ulaşmıştır.

Tesisin bir yıldan uzun süre çalıştırılmasının ardından atık su kalitesinin, orijinal sürekli aktif çamur sisteminden elde edilen kaliteden önemli ölçüde daha iyi ve çok daha tutarlı olduğu gösterilmiştir. Bu sonuçların ardından 40.000 nüfusa eşdeğer 12.000 m³/gün arıtma kapasitesine sahip bir reaktörle işletilmiştir. Bu yükseltmeden sonra, Frielas AAT hibrit bir Nereda tesisi olarak işletilmiştir.

2.3.4.3. Garmerwolde AAT/ Hollanda

2012 yılında Garmerwolde arıtma tesisinin aerobik granüler çamur prosesi ile kapasitesinin artırılmasına karar verilmiştir. Garmerwolde'deki arıtma tesisi yaklaşık yıllık 27 milyon m³'ü arıtır ve çamur çürütme sırasında oluşan biyogazın kullanılmasıyla 0,8 MW elektrik üretilmektedir. Mevcut tesis iki aşamalı aktif çamur (AB prosesi) tesisi, kimyasal fosfor giderimi işlemini ve denitrifikasyon içinse gliserol

ve methanol ve tesisin ögütücü ve çamur yoğunlaştırıcıdan gelen yan akışları arıtmak için bir SHARON reaktöründen oluşur.

AGÇ tesisi mevcut AB tesisi ile paralel olarak işletilmektedir. AGÇ tesisi, kuru havalarda maksimum 4200 m³/saat'lik olmak üzere toplam giriş suyunun %41'ine denk gelen günlük 28.600 m³ suyu arıtmaktadır. Tesise giren toplam debi ise ortalama 70.000 m³/gün'dür.

Tesise giren atık su özellikleri Çizelge 2.9'da gösterilmiştir. Tasarlanan çamur yükleme oranı, 8 kg/m³ çamur konsantrasyonunda 0,10 kg KOİ/ kgTAKM.gün'dür. Çamur yükleme oranı, günlük arıtılan kg KOİ'nin reaktörde bulunan toplam biyokütleyle bölünmesiyle hesaplanmaktadır. AGÇ reaktörlerinin hacimsel yükleme oranı 1,5 m³/ m³gün'dür.

Atık su tesise basınçlı bir boru ile girerek 6 mm ızgaradan sonra, kum çöktürücüye ve bir giriş tamponuna (4000 m³) gider. Atıksu giriş tamponundan, her biri 9600 m³ hacminde olan iki AGÇ reaktörüne beslenir. Bu reaktörler 2500 m³/saat kapasiteli dahili resirkülasyon sistemine sahiptir. Arıtılmış su reaktörün üzerindeki statik sabit taşma bentleri aracılığıyla doğrudan yüzey suyuna boşaltılmaktadır.

AGÇ reaktörü ardışık kesikli proses gibi eş zamanlı besleme ve boşaltma periyodu, reaksiyon periyodu ve çöktürme periyodu ile işletilmektedir. Azot giderimi ağırlıklı olarak eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile sağlanır, ancak azot gideriminin (karışmayan) maksimize edilmesi için yukarıdan aşağıya bir geri devirle anoksik dönemler sağlanabilmektedir. Havalandırma periyodu sırasında, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 1,8 - 2,5 mg /L arasında tutulmaktadır. Kuru hava koşullarında reaktörlerin toplam çalışma döngü süresi 6,5 saattir. Yağışlı havalarda, havalandırma azaltılarak ve besleme süresi artırılarak döngü süresi 3 saate düşürülmektedir. Şekil 2.9 tesis döngü sürelerini göstermektedir. SVI değerleri, SVI₅ ve SVI₃₀ için sırasıyla 45 ve 35 mL/g'lık sabit değerlere ulaşılan kadar gelişmeye devam etmiştir. Biyokütle konsantrasyonu ise 8 kg/m³ ulaşmıştır. Çizelge 2.10'da Garmerwolde AGÇ tesisinin operasyonel parametreleri gösterilmektedir.

Çizelge 2.9: Garmerwolde AGÇ tesisi parametreleri.

Parameter	Giriş suyu (min.) (mg/L)	Giriş suyu (maks.) (mg/L)	Giriş suyu (ort.) (mg/L)	Giren yük (kg/gün)	Çıkış suyu gereksinimleri (mg/L)	Çıkış suyu (ort.) (mg/L)
Askıda katı madde	101	465	236	80000	30	20
KOİ	146	715	506	14636	125	64
BOİ ₅	60	420	224	5495	20	9,7
Toplam Fosfor	1,9	9,7	6,7	212	1	0,9
PO ₄ ³ -P	1,5	6,8	4,4	-	-	0,4
Toplam Azot	14	81	49,9	1,387	7	6,9
NH ₄ ⁺ - N	13,4	56,5	39	-	-	1,10

Çizelge 2.10: Garmerwolde Tesisi operasyonel parametreleri.

Parametre	Birim	Değer
Çamur yaşı	gün	20-38
Hidrolik bekletme süresi	saat	17
Toplam çamur yükleme	kg KOİ / kgTAKM.gün	0,10
Çamur üretimi	kg / gün	3900
Hacimsel yükleme	m ³ /m ³ .gün	1,45
Maksimum dönüşüm oranı	-	0,3

Garmerwolde arıtma tesisinin %59'u 28.400 m³ hacme sahip aktif çamur tanklarında ve 24.800 m³ hacimli çöktürücülerle, %41'i ise 19.200 m³ olan AGS reaktörlerinde arıtılmaktadır. Bu durum Mevcut arıtma tesisi m³ hacim başına 0,8 m³/gün atıksuyu arıtırken AGÇ tesisinin m³ hacim başına 1,2 m³/gün atıksuyu arıttığı anlamına gelmektedir. AGÇ tesisi için mevcut tesise kıyasla %33'lük bir hacim azalmasına yol açmıştır (Pronk ve diğ., 2015).

Kuru Hava Döngüsü																																			
Zaman (dk)	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150	165	180	195	210	225	240	255	270	285	300	315	330	345	360	375	390									
	REAKTÖR1																																		
Doldurma/boşaltma																																			
Reaksiyon/havalandırma																																			
Çöktürme																																			
	REAKTÖR2																																		
Doldurma/boşaltma																																			
Reaksiyon/havalandırma																																			
Çöktürme																																			

Yağmurlu Hava Döngüsü																																			
Zaman (dk)	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150	165	180	195	210	225	240	255	270	285	300	315	330	345	360	375	390									
	REAKTÖR1																																		
Doldurma/boşaltma																																			
Reaksiyon/havalandırma																																			
Çöktürme																																			
	REAKTÖR2																																		
Doldurma/boşaltma																																			
Reaksiyon/havalandırma																																			
Çöktürme																																			

Şekil 2.9: Garmerwolde Atıksu Arıtma Tesisi Döngü Süreleri.

2.3.4.4. Yancang AAT/ Çin

Yancang Atıksu Arıtma Tesisi 2001 yılında günlük 10.000 m³ atıksuyu arıtmak için A/O prosesi ile çalışırken 2006 yılında günlük 50.000 m³ atıksuyu arıtmak için ilave modifiye bir sistem olan oksidasyon havuzu (OD) prosesi hayata geçirilmiştir. Fakat bununla kalmayıp kentleşme nedeniyle tesise giren atıksu miktarında artışla beraber gerekli kriterler sağlanamamaya başlanmıştır. 50000 m³/gün'lük kapasite ile çalışan ve katı deşarj standartlarını karşılayacak yeni bir tesis gerekli olmuştur. Aerobik granülasyonun laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalardan sonra 2010 yılında üçüncü aşama olan AKR prosesi inşa edilmiş ve hayata geçirilmiştir.

Tam ölçekli AKR alternatif işletme için dört ayrı tanka bölünmüştür. Her tank 0,09 H/D oranında ve 55 m uzunluk, 38 m genişlik ve 6 m derinliğe sahip 12.540 m³ hacme sahiptir.

AKR, %50 - %70 arası bir hacimsel değişim oranı ile işletilmektedir. Çizelge 2.11'de zaman içinde gelişen operasyon döngüleri gösterilmektedir. 6 aydan sonra operasyon döngüsü 40 dakika doldurma, 240 dakika havalandırma, 50 dakika çöktürme ve 30 dakika boşaltma ile kararlı hale gelmiştir.

İşletilmeye başlandıktan 300 gün sonra 30 dakika sonraki SVI 48 mL/g'da sabit kalmıştır. MLSS ise yaklaşık 3600 mg/L'de stabilize olmuştur. AKR sistemi diğer proseslerle karşılaştırıldığında giderim verimleri daha fazla ve yüksek çökelme hızı

daha düşük bir çöktürme süresine sebep olmaktadır. Çizelge 2.12’de prosesin işletme parametreleri gösterilmiştir (Li ve diğ., 2014).

Çizelge 2.11: İşletmeye alındığından bugüne kadar Yancang AAT döngü süreleri.

Operasyonel Döngü	0-25 gün	25-180 gün	180- halen
Doldurma (dakika)	40	40	40
Havalandırma (dakika)	240	240	240
Çöktürme (dakika)	60	40	50
Boşaltma (dakika)	30	30	30

Çizelge 2.12: Yancang AAT parametreleri.

Parametre	Değer
Hacimsel akış hızı ($m^3/gün$)	50.000
KOİ yükleme ($kg/ m^3gün$)	0,56
Amonyum yükleme ($kg/ m^3gün$)	0,022
Çöktürme süresi (dakika) (Çöktürme süresi 30 dakika boşaltma süresini de içermektedir)	70 -80
MLSS (mg/L)	3946
SVI ₃₀ (mL/g)	47,1
MLVSS / MLSS	%62,4
Çöktürme hızı ($m/saat$)	42,0
EPS (PS mg/g AKM)	20,8
KOİ giderim oranı	%85
NH ₄ ⁺ - N giderim oranı	%95,8
Toplam N giderim oranı	%59,6

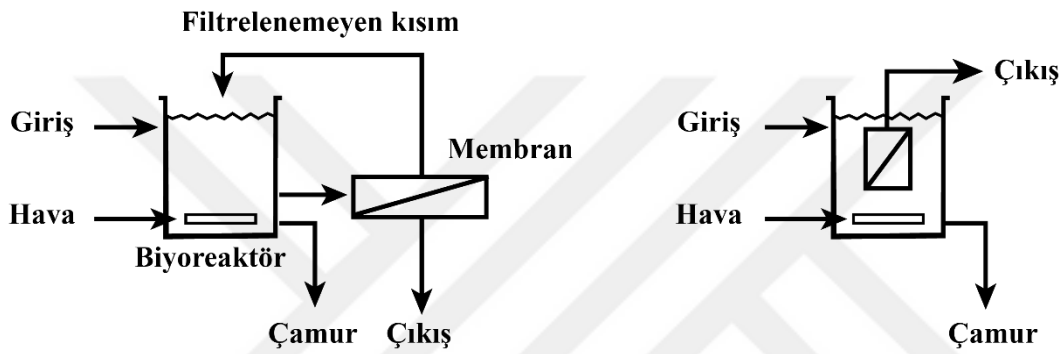
2.4. Membran Biyoreaktörler (MBR)

Membran biyoreaktörler (MBR), membranları ve biyolojik prosesleri birleştirerek endüstriyel ve evsel atıksularının arıtılması için yaygın olarak kullanılmaktadır. MBR'de organikler ve besinler biyolojik reaksiyonlar yoluyla uzaklaştırılırken, reaktörde kullanılan membran sayesinde arıtılmış su ile biyokütlenin fiziksel olarak ayrılmasını ve biyokütlenin reaktör içerisinde kalması sağlanmaktadır (Liu ve Liu, 2013). Geleneksel arıtma süreçlerinde bulunan çöktürme tankları, membran biyoreaktörlerde elimine olarak ve biyolojik oksidasyon ve su/biyokütle ayrımı yapan 0,05-0,1 µm gözenek çapına sahip poroz membranlarla tek tankta gerçekleşmektedir. MBR'lerde kullanılan por çapı virüslerin, partiküllerin, serbest yaşayan bakterilerin ve aktif çamur floklarının geçemeyeceği küçüklükte olduğundan dolayı yüksek kalite çıkış suyu elde edilmektedir. MBR'de üçüncül atıksu arıtma sonucu elde edilen arıtılmış su kalitesine ulaşılmaktadır (Sarı Erkan, 2017). Modüler tasarımı sayesinde daha küçük alan ihtiyacı ile yüksek kaliteli çıkış suyu elde edilebilmektedir (Liu ve Liu, 2013). MBR prosesi, membranların organik ve inorganik maddeler, aktif çamur, askıda katılar tarafından kirlenmesi ve tıkanması nedeniyle kısıtlamalara sahiptir. Bu nedenle membran tıkanmasının kontrolü ve tıkanmayı önlemek ve azaltmak için çeşitli yaklaşımlar gerçekleştirilmektedir (Sarı Erkan, 2017). MBR sermayesi ve işletme maliyetleri, geleneksel işlemlerin maliyetlerini aşıya da çıkış suyu kalitesinin iyileştirilmesi ve suyun yeniden kullanımını gerektiren durumlar için tercih edilebilmektedir (Radjenovic ve diğ., 2008)

Membranlar sayesinde, biyoreaktördeki çamur bekletme süresi, hidrolik bekletme süresinden tamamen ayrılabilen ve geleneksel proseslere kıyasla daha esnek operasyon ve kolay proses yönetmeyi sağlamaktadır. MBR'deki hidrolik bekletme süresi (θ_h) genellikle 4 saat ile birkaç gün arasında değişirken, çamur yaşı (θ_c) birkaç gün ile yüz gün arasında değişmektedir. Hidrolik bekletme süresi ve çamur yaşının biyokütlenin özelliklerini ve aktivitesini ve ayrıca MBR'nin filtrasyon performansını etkilediği bilinmektedir. Sonuç olarak, MBR, yüksek kaliteli ürün suyu üretmek amacıyla atık su ıslahında büyük bir potansiyele sahiptir (Liu ve Liu, 2013).

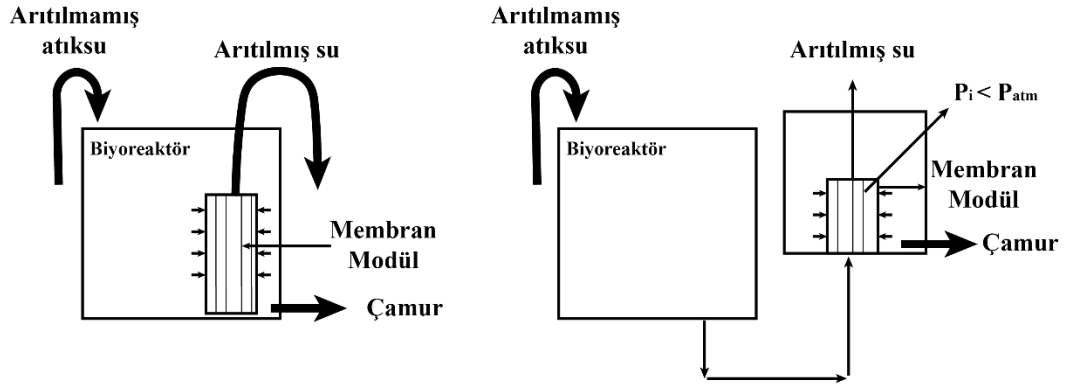
2.4.1. Membran Biyoreaktör Proses Konfigürasyonları

Membran biyoreaktörlerin Şekil 2.10’da görüldüğü gibi dahili ve harici olmak üzere iki konfigürasyonu bulunmaktadır. Dahili membran biyoreaktörde, membran reaktör içerisinde batık halde bulunmaktadır ve süzüntü membrandan pompa vasıtası ile vakumlanarak alınmaktadır. Harici membran biyoreaktörde ise membran sistemi tankın dışında yer almaktadır. Harici MBR’da konsantre reaktöre geri devir ettirilebilmektedir (Yılmaz, 2015)



Şekil 2.10: Harici MBR ve dahili MBR.

Dahili membranlar Şekil 2.11’de görüldüğü gibi direkt biyoreaktör içinde (batık) bulunabileceği gibi, biyoreaktör dışında (yan akışlı) ayrı bir tank içerisinde de bulunabilmektedir. Membranın ayrı bir tank içerisinde bulunması, membrana müdahaleyi ve temizlenmesini kolaylaştırırken pompaj masrafını arttırmaktadır. Anaerobik olarak işletilen membranlarda proses içerisine hava girmemesi bakımından avantajlı olabilmektedir (Yurtsever, 2016).



Şekil 2.11: Batık ve yan akışlı dahili MBR.

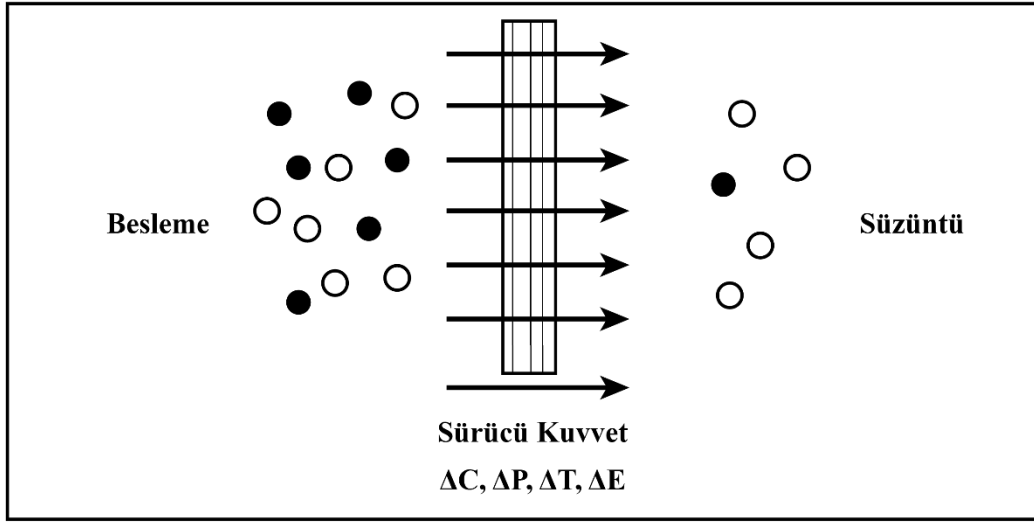
Çizelge 2.13 dahili ve harici MBR proses konfigürasyonlarının avantaj ve dezavantajlarını göstermektedir.

Çizelge 2.13: Dahili ve Harici MBR avantaj ve dezavatajları.

Dahili MBR	Harici MBR
Yüksek havalandırma maliyeti	Düşük havalandırma masrafı
Düşük pompaj maliyeti	Yüksek pompaj masrafı
Düşük akı	Yüksek akı (az alan gereksinimi)
Daha az temizleme ihtiyacı	Daha sık temizleme ihtiyacı
Düşük işletme maliyeti	Yüksek işletme maliyeti
Yüksek ilk yatırım maliyeti	Düşük ilk yatırım maliyeti

2.4.2. Membran Teknolojisi

Membran yüzeyinde bulunan boşluklar sayesinde iki fazı birbirinden ayıran seçici bir bariyer olarak tanımlanmaktadır. Membranların ayırma, konsantre etme ve konsantrasyonu artırma gibi işlevleri de vardır. Bu özellikleriyle endüstri ve sağlık sektörlerinde de kullanılmaktadırlar. Membranlarda ayırma işlemleri basınç, konsantrasyon, sıcaklık ve enerji farkıyla yapılabilmektedir. Şekil 2.12 membranın çalışma prensibini göstermektedir (Yılmaz, 2015).



Şekil 2.12 : Membran çalışma prensibi.

Membran filtrasyonu basit bir mekanik ayırma yöntemi olup büyük molekülü maddeler, küçük çaplı iyonlar, bakteri ve virüsler tutulabilmektedir. Tutulacak maddenin büyüklüğüne ve istenilen su kalitesine bağlı olarak gözenek çapına göre membran seçimi yapılabilmektedir (Yılmaz, 2015).

2.4.2.1. Membranların sınıflandırılması

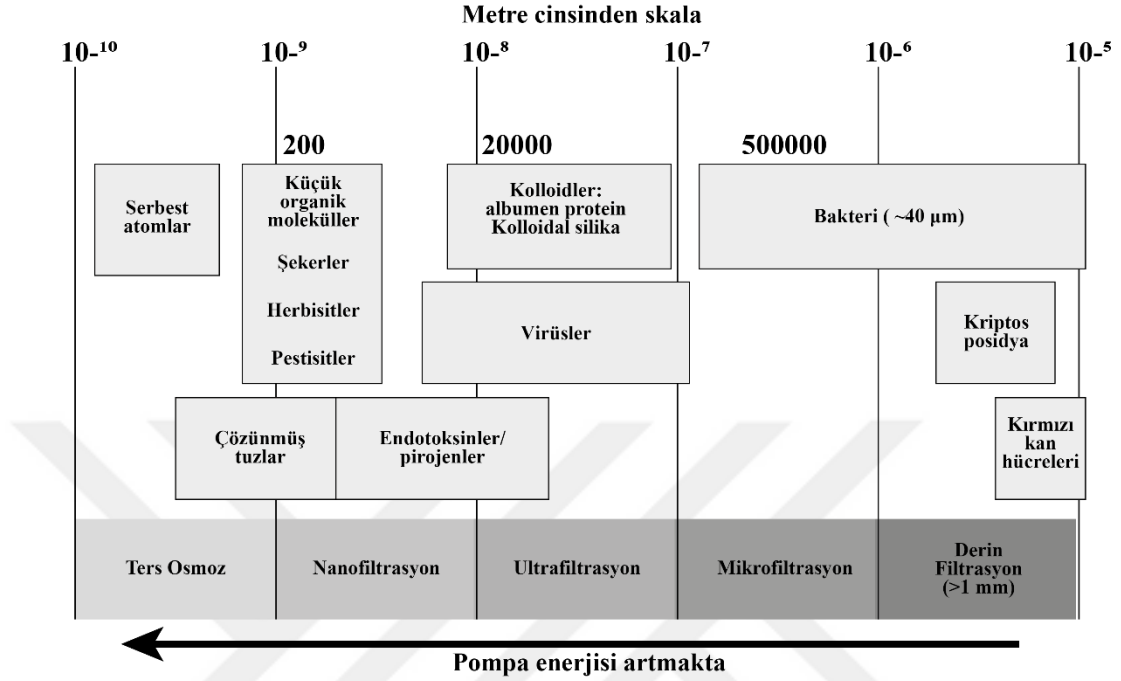
Membranlar mikrofiltrasyon (MF), ultrafiltrasyon (UF), nanofiltrasyon (NF) ve ters ozmos (TO) olarak sınıflandırılabilirler. En büyük gözenek çapı ve düşük seçiciliğe sahip olan mikrofiltrasyon, en yüksek seçiciliğe sahip olan ise ters ozmosdur (Yurtsever, 2016).

Mikrofiltrasyon membranlar, çapları 100-1000 nm arasında olan partikülleri tutabilmektedirler (Radjenovic ve diğ., 2008). Bakterilerin neredeyse tamamını giderebilmektedir. Bu nedenle dezenfeksiyon için gerekli klor miktarını azaltmaktadır (Dere, 2010). Üretim maliyetleri düşük olduğu için ilaç ve elektronik sektöründe kullanılmaktadır (Yılmaz, 2015).

Ultrafiltrasyon membranlarının çapları 5-100 nm arasında olan partikülleri tutabilmektedir (Radjenovic ve diğ., 2008). Ultrafiltrasyon sudaki organik maddeleri azaltırken, virüsleri ve koloidal maddelerin çoğunu tutmaktadır (Dere, 2010).

Nanofiltrasyon membranları çapları 1-5 nm arasında olan partikülleri tutabilmektedir.

Ters Ozmos ise çapları 0.1-1 nm arasında olan partik  leri ayırmaktadır (Radjenovic ve diğ., 2008). Ters ozmos tuz giderimi için kullanılmaktadır. Şekil 2.13’de ise membranların seçiciliklerine göre sınıflandırılması gösterilmektedir.



Şekil 2.13 : Membranların seçiciliklerine göre sınıflandırılması.

2.4.2.2. Membran materyalleri

Membranlar genel olarak polimerik ve seramik olmak üzere iki çeşit malzemeden yapılmaktadır. Membran materyalleri termal ve kimyasal koşullara karşı dayanıklı olarak üretilmektedirler. Özellikle kimyasal yıkama yapılan durumlarda membranın mukavemetinin yüksek olması önemlidir.

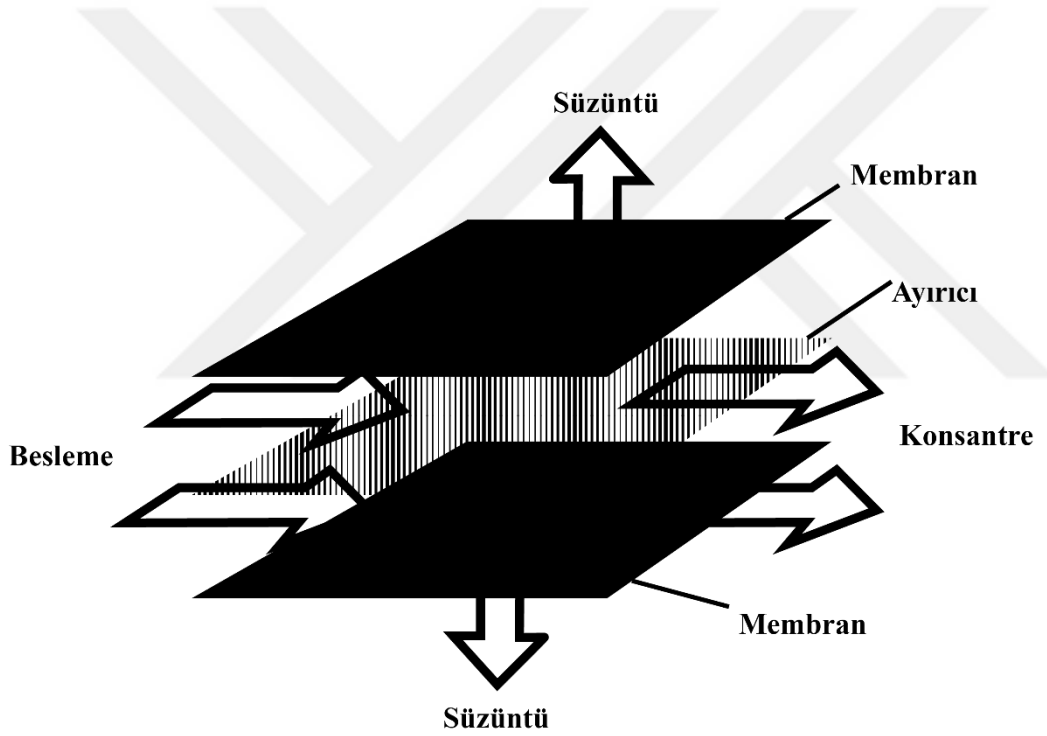
Genel olarak bütün polimerler membran üretiminde kullanılabilmektedir. Fakat seperasyon yapan membranlarda kullanılabilecek polimerler polivinilidin diflorür (PVDF), polietils  lfon (PES), polipropilen (PP), polietilen (PE) ile kısıtlıdır. Bu polimerler ile özel tekniklerle üretilen membranların fiziksel ve kimyasal dayanımı yüksek olabilmektedir. Bu materyallar genellikle hidrofobik olup reaktördeki hidrofobik materyallerle tıkanabilmektedir. Bu sebepten membran materyallerinin yüzeyleri modifiye edilerek hidrofilik hale getirilmektedir (Yurtsever, 2016).

Seramik membranlar ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyon membranı olarak inorganik seramikten geliştirilmektedir. Bu mikro gözenekli membranlar alimünyum, titanyum

veya silika oksitlerden yapılabilir. Seramik membranların tercih edilmelerinin sebebi yüksek sıcaklığa ve kimyasal maddelere dayanıklı olmalarıdır. Bu membranlar buharlı sterilizasyon ve agresif kimyasallarla temizlemeye karşı dayanıklı olduğundan özellikle gıda, ilaç ve biyoteknoloji sektörlerinde kullanılmaktadır (Yılmaz, 2015).

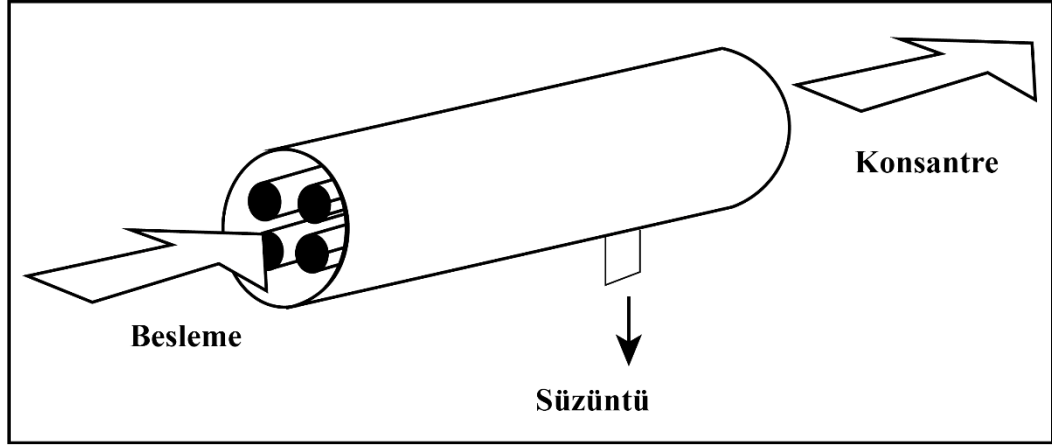
2.4.2.3. Membran konfigürasyonları

Membran proseslerinde kullanılan altı çeşit konfigürasyon mevcuttur. Bu konfigürasyonlardan genellikle üçü MBR’de kullanılmaktadır. Bu membranlar düz tabaka membran, hollow fiber (HF) tipi membran, tübüler tip membrandır. Şekil 2.14 iki adet membran besleme yüzeylerinin birbirine dönük olacak şekilde yerleştirilmesi ile oluşan modül şekli olan düz tabaka membranı göstermektedir.



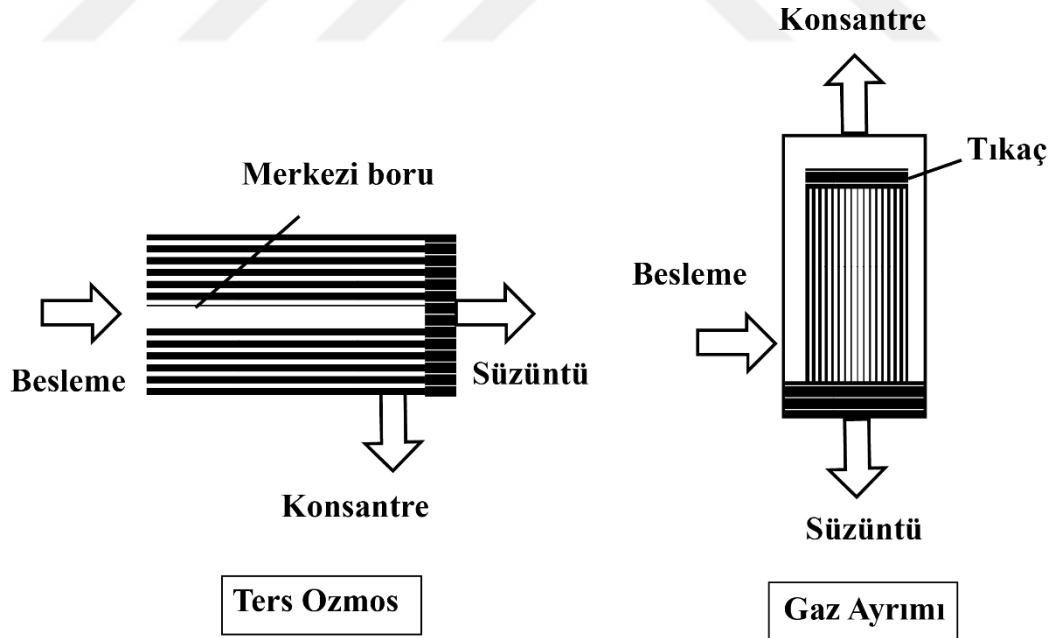
Şekil 2.14 : Düz tabaka membran.

Şekil 2.15’te gösterilen tübüler tip membran, paslanmaz çelik, seramik veya plastik bir poroz tüpün içerisine yerleştirilen membranlar ile elde edilen modüldür. Modülü oluşturan tüplerin sayısı 4-18 arasında değişebilmektedir.



Şekil 2.15 : Tübüler tip membran.

Hollow fiber tipi membran çok sayıda membran tüplerin bir araya getirilmesiyle oluşturulan membran modülüdür. Bu membranlarda besleme akımı tüplerin içerisinden veya dışından geçebilmektedir ve genellikle ters ozmos veya gaz ayırımı için kullanılmaktadırlar. Şekil 2.16 hollow fiber tipi membranı göstermektedir (Yılmaz, 2015).



Şekil 2.16 : Hollow fiber tipi membran.

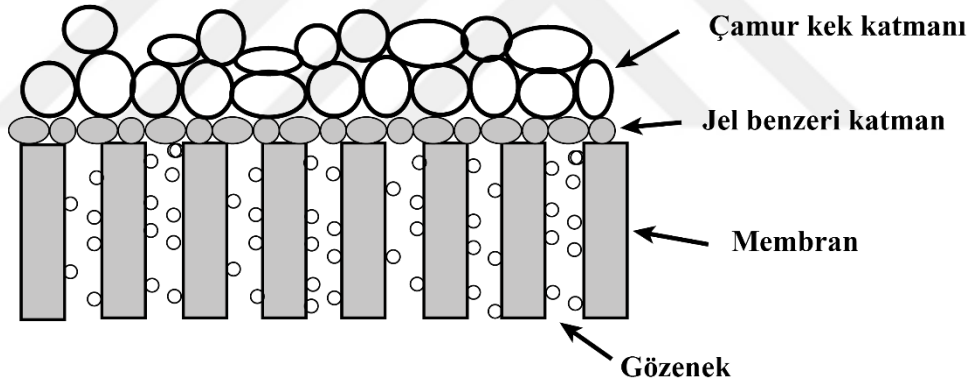
2.4.3. Membran Biyoreaktör prosesinin avantaj ve dezavantajları

MBR'lerde arıtma işlemleri tek bir tankta gerçekleşirken çıkış suyu kalitesi ve arıtma performansı açısından geleneksel sistemlere göre çok daha verimlidir. MBR çıkış suyu askıda katı madde, bakteri ve virüs içermemektedir. Bu nedenle atıksuyun geri kazanımı söz konusudur. MBR'lerde birinci ve ikinci çökeltim tankı bulunmadığından dolayı geniş alanlara ihtiyaç duyulmamaktadır. Yatırım maliyeti ise konvansiyonel sistemlerle karşılaştırıldığında oldukça yüksektir. Hidrolik bekletme süresi ise geleneksel sistemlere kıyasla daha düşüktür ve çamur üretimi daha azdır. Bu sebeple çamur atımı daha nadir yapılarak yüksek MLSS konsantrasyonlarında biyoreaktörler işletilebilmektedir. Bu durum yüksek bir çamur yaşı sağlayarak içsel solunumu arttırmakta ve üretilen biyokütle miktarı azaltmaktadır. Ayrıca çamur yaşının yüksek olması nitrifikasyon verimliliğini arttırmaktadır (Özel, 2016). MBR'lerin en önemli dezavantajı ise tıkanma problemidir. Filtre üzerinde gelişen kek tabakası membrandan geçen akıyı önemli derece düşürmektedir. MBR'ler klasik sistemlere kıyasla mekanik ve otomasyon olarak daha karmaşıktır. Bunun nedeni membran geri yıkaması ve tıkanmanın önlenmesi için geliştirilen işletme koşullarının kompleks bir otomasyon sistemi gerektirmesidir. Aerobik MBR'lerde hava ihtiyacı, yüksek çamur yaşında sistemin çalıştırılması ve membrandan kek tabakasının sıyrılması için oluşan havalandırma ihtiyacı nedeniyle klasik sistemlere göre daha yüksektir. Anaerobik MBR'lerde ise bu dezavantaj ortadan kaldırılabilir. Bir diğer olumsuz tarafı ise pik debilere karşı dayanıklı olmamasıdır (Yurtsever, 2016).

2.4.4. Membran biyoreaktörlerde membran tıkanması

Membran biyoreaktör proses uygulamalarında temel zorluk membran üzerinde bir kek tabakası olması ve gözeneklerin tıkanmasıdır. Kek tabakası, askıda katı maddelerin membran yüzeyinde birikmesiyle oluşurken gözenek tıkanması, membran gözenekleri içinde çözünür maddelerin birikmesinden kaynaklanmaktadır. Membran tıkanması, membran geçirgenliğinde önemli bir azalmayla birlikte akının azalmasında ve filtrasyon basıncında artışa neden olmaktadır. Bunun sonucunda tıkanmış membranların temizlenmesi ve değiştirilmesi nedeniyle işletme maliyeti artmaktadır. İlk filtrasyon aşamasında, çözünür maddeler membran gözeneklerinin iç yüzeyine adsorbe olarak veya tutunarak gözeneğin tıkanmasına neden olmaktadır. Gözeneklerin tıkanmasına neden olan kirleticiler arasında organik moleküller, inorganik moleküller,

hücre dışı polimerik maddeler ve diğer çözünür mikrobiyal ürünler bulunmaktadır. Bununla birlikte hücre dışı polimerik maddeler, kolloidler, biyokütle ve partiküller membran yüzeyinde birikerek, geçirgenliği azaltan bir kek tabakası oluşturmaktadır. Membran yüzeyinde oluşan kek tabakası, jel benzeri bir tabaka ve çamur kek tabakası içermektedir. Jel benzeri tabaka hücre dışı polimerik maddeler ve küçük parçacıklar içeren ince, yoğun ve az gözenekli bir katmandır. Bu nedenle jel benzeri tabaka çamur kek tabakasına kıyasla daha yüksek bir spesifik kek direncine sahiptir. Filtrasyon devam ettikçe, partiküller jel benzeri tabaka üzerinde birikerek çamur kek tabakasını oluşturmaktadır. Çamur kek tabakası ise oldukça gevşek ve gözenekli bir yapıya sahiptir. Şekil 2.17’de görüldüğü gibi çamur kek tabakası ve jel benzeri tabaka ile birlikte kek tabakasını oluşturarak net filtrasyonu ve membran geçirgenliğini azaltmaktadır (Alobaidi, 2021).



Şekil 2.17 : Kek katmanlarının şematik gösterimi.

Kirlenmelerin çeşitlerine göre tıkanma, tersinir ve tersinir olmayan olarak sınıflandırılmaktadır. Gaz ile sıyırma veya geri yıkama gibi fiziksel temizleme ile giderilebilen kirlenme türüne tersinir, gözenek tıkanması veya jel tabakasından kaynaklanan kimyasal veya biyolojik temizlemeye ihtiyaç duyan kirlenme türüne ise tersinir olmayan kirlenme denilmektedir (Liu ve Liu, 2013). Dolayısıyla böyle giderilebilen tıkanma türlerine geri dönüştürülebilen tıkanma, geri dönüşü olmayan,

uzun süreli kullanım sonucunda kalıcı olup herhangi bir şekilde giderilemeyen tıkanmaya ise geri dönüştürülemeyen denilmektedir (Yurtsever, 2016).

2.4.4.1. Membran tıkanmasını etkileyen faktörler

Membran tıkanmasını por çapı, membran materyali, yüzey yükü ve atıksu ile ilgili olan viskozite ve inorganik içerik etkilemektedir. Çamur yaşı, hidrolik bekletme sür, çözünmüş oksijen konsantrasyonu ve F/M gibi parametrelerinin direkt olarak membran tıkanmasına etkisi olmamakla birlikte MBR'ın operasyon şekli ve hidrolik şartlar tıkanmaya oldukça etki etmektedir. Tıkanmayı önlemek için kritik akı değeri dikkate alınmalı ve bu değerden daha küçük şartlarda MBR işletilmelidir (Yılmaz, 2015).

Membran gözenek boyutunun, MBR'de akı azalması ve kirlenme yoğunluğunu ile yakından alakalı olduğu bilinmektedir. Yapılan çalışmalarda MF-MBR ve UF-MBR'ün aynı koşullarda çalıştırılması sırasında MF membran gözeneklerinin (0,4 µm) flok, kolloid ve polimerler ile hızlı bir şekilde tıkanıldığı, UF membran gözeneklerinin (0,08 µm) ise bu kirleticilerden daha küçük boyutlu olması nedeniyle daha yavaş tıkanıldığı gözlemlenmiştir.

Bir membranın yüzey hidrofobikliği ise filtrasyon performansını etkileyen bir diğer faktördür olduğu düşünülmektedir. Çözünürler, mikrobiyal hücreler, hücre dışı polimerik maddeler ile membran materyali arasındaki hidrofobik etkileşimler, hidrofilik membran ile karşılaştırılınca hidrofobik membran üzerinde daha şiddetli tıkanmaya neden olmaktadır (Liu ve Liu, 2013).

Membranın pürüzlülüğü ise membran yüzeyinde partiküllerin tutunabileceği girinti ve çıkıntıları ifade etmektedir. Pürüzlülüğü yüksek olan membran partiküllerin tutunabileceği ve bakterilerin biyolojik materyallerinin veya kendisinin yapışabileceği derin ve pik noktalar içermektedir. Bundan dolayı pürüzlü membranlarda daha fazla tıkanma yaşanmaktadır (Sarı Erkan, 2017).

MBR'deki MLSS konsantrasyonu, membran yüzeyinde tıkanma ve çamur keki oluşumunda önemli bir rol oynamaktadır. Önemli mikrobiyal faktörlerin sabit tutulması sırasında MLSS konsantrasyonunun artmasıyla birlikte membran tıkanmasının da doğru orantılı olarak ve kek tabakasının kalınlaştığı görülmektedir. Fakat bu hipotez her şartta doğru olmamakla beraber birçok çalışmada MLSS konsantrasyonunun geçirgenlik üzerine etkisinin negatif, pozitif veya önemsiz olduğu

bildirilmektedir. Biyokütlenin viskozitesi ise konsantrasyonu ile alakalıdır ve tıkanma üzerine pozitif etkisi bulunmaktadır (Sarı Erkan, 2017).

Çözünmüş organik maddeler besin bileşenlerini ve biyolojik reaksiyonlarla üretilen serbest hücre dışı polimerik maddeleri (EPS) ve çözünmüş mikrobiyal ürünleri (SMP) içermektedirler. Bu maddeler porların yüzeyinde ve duvarlarında adsorplanarak içsel, kek tabakasındaki boşluklara adsorplanarak da dışsal tıkanmayı etkilemektedirler. Giriş atıksuyu kompozisyonu ise mikrobiyal metabolizmayı direkt olarak etkileyerek mikroorganizmalar tarafından üretilen EPS tür ve konsantrasyonlarında farklılıklar oluşturmaktadır. Bu durum tıkanma mekanizmasını etkilemektedir (Sarı Erkan, 2017). Membran biyoreaktörlerde hidrolik bekletme süresi (θ_h) genellikle 2-5 saat aralığında seçilmektedir. θ_h artışıyla birlikte reaktördeki F/M oranı azalmaktadır. Biyokütle büyümesi doğrudan F/M oranına bağlı olduğundan dolayı, mikrobiyal özelliklerde değişikliğe sebep olmaktadır. Bu sebeple hidrolik bekletme süresi mikrobiyal özelliklerin değişimi yoluyla membran tıkanmasını dolaylı olarak etkilemektedir. Çamur bekletme süresi de hidrolik bekletme süresi gibi MLSS konsantrasyonu ile direkt olarak ilişkilidir. Hidrolik bekletme süresi gibi çamur yaşının artmasıyla F/M oranı azalmaktadır. Membran biyoreaktörlerde θ_c değeri 30 günün üzerinde olabilmektedir. Yapılan çalışmalarda yüksek bir θ_c değerinin (10-50 gün) tıkanma oranlarını azalttığı bildirilmektedir. Düşük θ_c değerlerinde (<2 gün) ise 10 gün θ_c 'ye göre 10 kat daha fazla membran tıkanmasının gerçekleştiği görülmektedir. Çok yüksek θ_c değerlerinde ise fazla çamur üretimi azalmasına rağmen artan biyokütle ile membran kanalları iplik ve selülozik maddeler ile tıkanmaktadır. Bu sebeple tıkanmayı kontrol etmek için optimum çamur yaşı ve hidrolik bekletme süresi seçimi yapılması önemlidir (Sarı Erkan, 2017).

Harici MBR'lerde biyoreaktörden membran modülüne resirkülasyon yapılarak, dahili MBR'lerde ise yüksek havalandırma yapılarak biyoreaktörde kesme kuvveti oluşturulmaktadır. Kesme kuvveti reaktörlerde hücre içi ve dışı bileşenlerin salgılanması gibi mikrobiyal özellikleri ve mikrobiyal morfoloji ve boyutu değiştirmektedir. Kesme kuvveti flokları kırarak kolloidal parçalara ve ince partiküllere ayırmaktadır. Tıkanmayı en çok etkileyen faktörlerden birisi ise flok boyutudur. Flok boyutunun küçülmesi membran tıkanmasını arttırmaktadır. Reaktörlerde havalandırma membran yüzeyinde oluşan kek tabakasını sıyırmak için ve kesme kuvveti oluşturmak için kullanılmaktadır. Membran yüzeyinde kesme

kuvveti sağlamak için kapsamlı ve fazla iri kabarcıklı hava gerekirken, deflokülasyonunun gerçekleşmemesi için daha küçük kabarcıklı havalandırma gerekmektedir. Bu nedenle uygun havalandırma yoğunluğunun seçilmesi ile membran tıkanması önlenabilmektedir (Sarı Erkan, 2017). Çözünmüş oksijen ise membran tıkanması üzerinde sistem biyolojisi, SMP ve flok çapı dağılımı aracılığıyla etkili olmaktadır. Yüksek çözünmüş oksijen seviyesi düşük spesifik kek direnci oluşturarak daha iyi filtrelenebilirlik sağlamakta iken düşük seviye oksijen geçirgenliği azaltmaktadır.

2.4.4.2. Membran tıkanmasını önleyici ve çözümüne yönelik çalışmalar

Membranın tıkanması, membranın geçiş basıncının artmasına ve akının düşmesine neden olmaktadır. Membran tıkanması üç aşamada gerçekleşmektedir. Membran basıncında kısa süren hızlı bir yükseliş, uzun süren yavaş bir artış ve tıkanmanın son aşaması olan membran basıncında hızlı bir artış. Membran akısının takip edilmesi membran tıkanmasının önlenmesi için önem arz etmektedir. Diğer takip edilmesi gereken faktörler ise işletme koşulları, geri yıkama, bekleme, materyal ilavesi, membran üzerinde oluşan biyofilm tabakası ve yapısıdır. Membran tabakası üzerinde oluşan biyofilm tabakası, membran gözenek boyutundan çok daha küçük, düşük molekül ağırlıklı organikleri filtreleme özelliği gösterebilmektedir. Bu biyofilm tabakasının sıyrılması çıkış suyundaki organik madde miktarının artmasına sebep olabilmektedir. Bu durum membran akısıyla çıkış suyu kalitesi arasında ters ilişki olduğunu ve arıtma hedeflerine göre dengelenmeleri gerektiğini göstermektedir.

MBR'lerin kritik akı değerinin altında işletilmeleri tıkanma problemini önemli ölçüde azaltmaktadır. Kritik akı belirlenmesinde en çok kullanılan yöntem kademeli akı arıtımı modelidir. Bu modelde 10-20 dakika gibi belli zaman aralıklarında akı arttırılarak membran geçiş basıncında meydana gelen artış dikkate alınarak kritik akı belirlenmektedir.

Membranın tıkanmasının önlenmesi için kullanılan yöntemlerden ikisi membranın suyla yıkanması ve basınç uygulamadan dinlenmeye bırakılmasıdır. Yüksek akılarda çalıştırılan membranlar daha kısa süreli aralıklarla çalıştırılıp sıklıkla geri yıkama veya dinlenme uygulanırsa tıkanma önlenabilmektedir. Geri yıkama veya dinlenme aralıklı yapılabileceği gibi akının düşmesine bağlı olarak ihtiyaç duyulması halinde de yapılabilmektedir.

Tıkanma belirtileri gösteren ve akısı azalan membranlar reaktör dışına çıkarılarak asidik, bazik veya oksidan kimyasallarla yıkanmaktadırlar. Fakat anaerobik batık reaktörlerde, reaktör içerisine hava kaçma olasılığından dolayı tercih edilmemektedir. Membranlar üzerinde oluşan tabaka organik ve inorganik maddeler içerdiğinden dolayı sadece fiziksel araçlarla temizlenememekle beraber yıkanması sadece kostik ile değil, asit veya asidi takiben kostik ile temizlenebilmektedir.

Anaerobik reaktörlerde, aerobik reaktörlerdeki havalandırmanın yerini alan yöntem ise gaz geri devridir. Gaz geri devri yönteminde membranların altına biyogaz veya azot gazı ile beslemesi yapılarak membran yüzeyi gaz kabarcıkları ile temizlenmektedir. Membran üzerinde gelişen kek tabakası ise dinamik bir membran olarak çözünmüş maddelerin tutulmasına olanak sağlayarak giderim performansını arttırmaktadır.

Membran akısını arttırmak için kullanılacak yöntemlerden bir diğeri aktif karbon ve koagulant ilavesidir. Aktif karbon hücre dışı polimerik maddeler (EPS) ve çözünmüş EPS'nin önemli bir kısmı olan çözünmüş mikrobiyal ürünler (SMP) gibi kirleticileri adsorplayarak membran tıkanması sorunlarını azaltmaktadır. Aktif karbonun katı ve köşeli bir yapıya sahip olması ise membranın fiziksel olarak temizlenmesini de sağlamaktadır. Koagülant ilavesi ise membran yüzeyindeki SMP'leri nötralize ederek ve köprü oluşturarak çöktürmektedir. Katyonik polimerler, biyopolimerler ve metal tuzları koagülant olarak kullanılabilirler.

MBR'lerde tıkanmaya sebep olan kirleticilerin en önemlisinin SMP olduğu ve EPS konsantrasyonunun filtrasyon direnciyle direkt alakalı olduğu kabul edilmektedir. Anaerobik MBR'lerde SMP ve EPS üretimi işletme koşullarının optimize edilmesiyle azaltılabilmektedir. Hidrolik bekletme süresi, çamur yaşı, şok yüklemeler ve toksinler bu işletme koşullarındandır. Çamur yaşı ise membran tıkanmasını etkileyen en önemli faktördür. Çamur yaşının çok yüksek veya çok düşük olması durumu membran tıkanmasına neden olmakta ve düşük çamur yaşında SMP birikimi çok daha fazla olmaktadır. Bu nedenle θ_c ve θ_h parametreleri optimize edilerek tıkanma azaltılabilmektedir.

Membranda akı ve basınç doğrudan ilişkili olan iki parametredir ve işletme akısı takip edilerek membranın temizlenme sıklığı belirlenebilmektedir. Membranın temizlenmesi fiziksel ve kimyasal olarak yapılabilir. Fiziksel temizleme membranın geri yıkanması ve dinlenme olarak ikiye ayrılabilir. Geri yıkama işleminde temiz su nispeten yüksek bir hızda membrana geri verilmektedir. Dinlenme işleminde ise hava ile temizlenme yapılırken su çekimine ara verilerek geçiş basıncı

sıfıra düşürülmektedir ve havanın kek tabakasını giderme performansı arttırılmaktadır. Birçok uygulamada hava ile temizleme, geri yıkama ve dinlenme işlemleri bir arada kullanılmaktadır. Kimyasal yıkama kostik, organik asit, mineral ve çoğunlukla da sodyum hipoklorit ile yapılabilmektedir. İşlem reaktör içerisinde veya dışında yapılabilmektedir. Düşük konsantrasyonda kimyasal yıkama suyuna eklenerek de temizleme işlemi uygulanabilmektedir. Fiziksel temizleme membran üzerine yapışmış olan maddeleri gidermek için kullanılan kolay ve sık yapılan bir işlemdir. Genellikle birkaç dakika sürmektedir. Fiziksel yıkamada membrana verilen zarar minimum iken herhangi bir kimyasal atık da oluşmamaktadır. Kimyasal temizleme ise fiziksel yıkama ile giderilemeyen maddeleri temizlemek için kullanılmaktadır. Kimyasal atık ürettiği ve membrana zarar verdiği için daha az sıklıkta tercih edilmektedir (Yurtsever, 2016).

2.4.5. Aerobik MBR (AeMBR)

Aerobik MBR, aerobik biyoreaktör ile birleştirilmiş membran filtrasyon işlemidir. Aerobik MBR konfigürasyonu batık veya yan akışlı olarak tercih edilebilmektedir. Batık MBR’de mikrofiltrasyon veya ultrafiltrasyon membranı karışık sıvıya batırılarak, katı sıvı ayrımı gerçekleştirilmektedir. Biyoreaktördeki gerekli çözünmüş oksijen ve membran yüzeyinde biyokütle birikimini önlemeye yardımcı olması için gerekli havalandırma, biyoreaktörün alt kısmında bulunan difüzör aracılığıyla sağlanmaktadır. Yan akışlı batık MBR’de membran ünitesi, ayrılmış bir reaktöre yerleştirilmektedir. Atıksu öncelikle çözünür kirleticilerin biyolojik olarak parçalandığı biyoreaktöre verilmektedir. Daha sonra karışım, askıda katı maddeler ile biyokütlenin tutularak suyun arıtıldığı membran ünitesine girmektedir (Liu ve Liu, 2013).

AeMBR genellikle düşük ve orta düzeyde organik kirliliğe sahip atıksuların arıtımında kullanılmaktadır. Bu atıksular evsel, tekstil endüstrisi, tarımsal faaliyet veya gıda işleme endüstrisinden kaynaklanabilmektedir (Koyuncu, 2018).

2.4.6. Anaerobik MBR (AnMBR)

Anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR), anaerobik biyolojik arıtma ve membran proseslerinin bir arada kullanıldığı bir teknolojidir. AnMBR’de yavaş çoğalan anaerobik mikroorganizmalar fiziksel olarak reaktör içerisinde tutularak, yüksek aktif biyokütle konsantrasyonu elde etmek için çökeltim prosesine veya granülasyona ihtiyaç duyulmamaktadır. Membran ile partiküler maddelerin sudan ayrılması sayesinde çamur bekletme süresi ve hidrolik bekletme süresi birbirinden ayrı olarak

kontrol edilebilmektedir. Bu istenilen aktif biyokütlenin ve spesifik kirleticileri parçalayan özel mikroorganizmaların reaktörde tutulmasını sağlamaktadır. Yüksek katı madde konsantrasyonu, yüksek sıcaklık ve toksik maddelere karşı dayanıklı olduğundan tercih edilebilir bir teknoloji olarak kabul edilmektedir.

AnMBR'ler sadece atıksu arıtma için değil besi madde içeriği yüksek arıtılmış su elde etmek için de kullanılabilmektedir. Bu besi madde içeriği yüksek sular tarımsal sulama amaçlı kullanılarak yeniden kullanıma imkân vermektedir. Dahası anaerobik proses ile atıksu KOİ içeriğinin yaklaşık %98'inden biyogaz elde edilir ve elektrik enerjisine dönüştürülerek işlem için gerekli enerji ihtiyacı da azaltılabilmektedir (Vinardell ve diğ., 2020).

AnMBR prosesinde mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon membranları kullanılmakta ve membran ünitesi sistemde harici veya dahili (batık) olarak bulunabilmektedir. Batık membran işleminde daha düşük enerji tüketimi olurken harici membranın kolay değişimi ve yüksek akılar elde etmesi avantaj sağlamaktadır.

Anaerobik MBR işleminde evsel atıksudaki ayrışabilir KOİ'nin tamamında yakını metana dönüşürken, havalandırma ihtiyacı tamamen ortadan kalkmakta ve az miktarda çamur oluşmaktadır (Shin ve Bae, 2018). Evsel atıksular birçok bölgede düşük organik kuvvette ve yüksek hacimlerde oluşmaktadır. Bununla beraber evsel atıksuyun sıcaklığı düşük ve mevsimsel olarak değişiklik göstermektedir. Anaerobik reaktörler ise mezofilik (35 °C) ve termofilik (55 °C) koşullarda işletilebilmektedir. Evsel atıksuların düşük organik içeriğe ve düşük sıcaklığa sahip olması nedeniyle anaerobik proseslerle arıtılmasında bu yüksek hacimlerin ısıtılması gerekmektedir. Bu da yüksek enerji sarfıyatı gerektirdiğinden tercih edilmemektedir. Bu nedenle evsel atıksuların arıtılmasında aerobik prosesler anaerobik proseslere göre daha çok tercih edilmektedir. Membran biyoreaktörlerde hidrolik bekletme süresi (θ_h) ve çamur yaşı (θ_c) birbirinden bağımsız olarak kontrol edilebilmektedir. Yüksek θ_c 'lerde işletme, düşük sıcaklıklarda düşük hızda çoğalan anaerobik mikroorganizmaların reaktörde kalarak evsel atıksuların arıtılmasına imkân vermekte ve yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmektedir (Koyuncu, 2018).

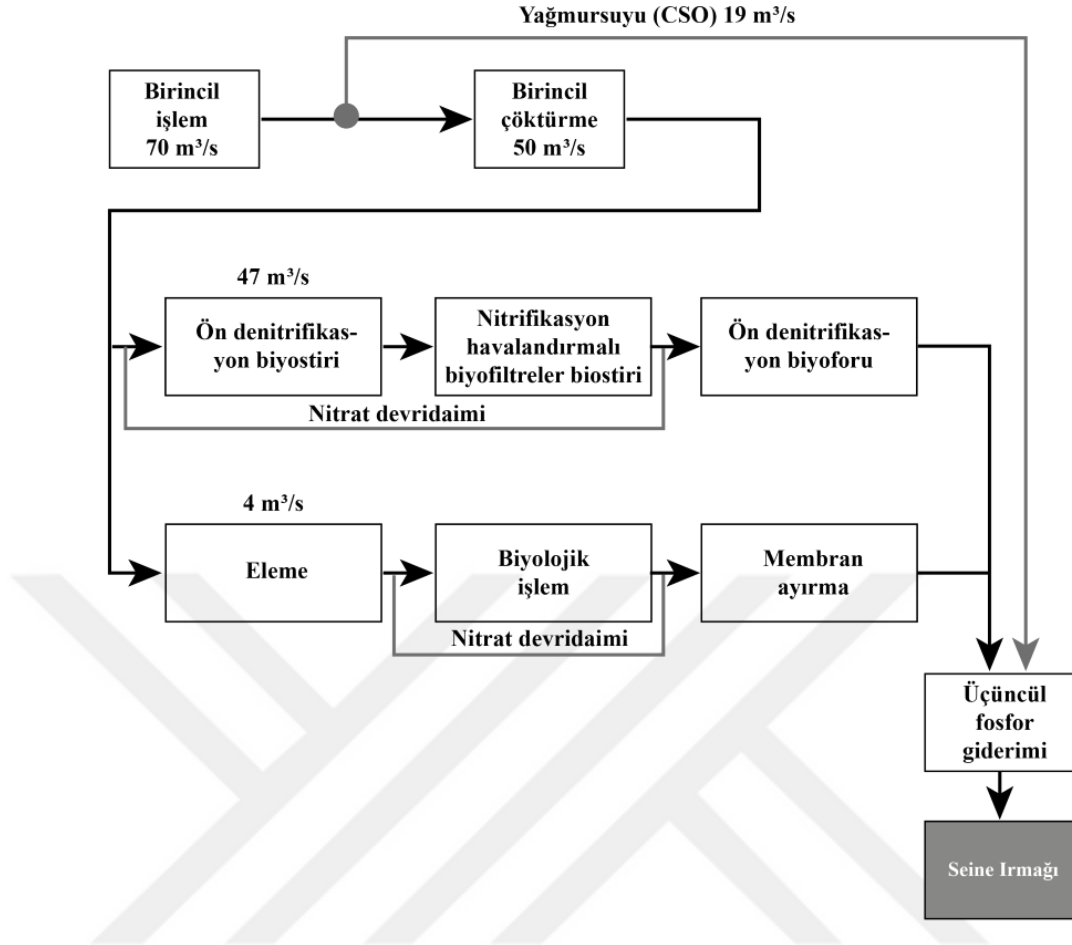
2.4.7. Evsel Atıksuyun Membran Biyoreaktörler İle Arıtıldığı Çalışmalar

Dünyadaki ilk gerçek ölçekli MBR tesisi 1994 yılında kentsel atıksu arıtımını sağlamak amacıyla İngiltere Porlock'ta kurulmuştur.

Çin'de minimum tasarım kapasitesi 10.000 m³/gün olan bir dizi belediye ve endüstriyel ölçekli MBR, 2006 yılından beri faaliyettedir. 2014 yılında tamamlanan MBR projesi olan Macau AAT evsel atıksuyun arıtılması ve yeniden kullanımı için 189.000 m³/gün kapasiteye sahiptir (Olesagun ve diğ., 2015).

2.4.7.1. Seine Aval AAT/ Fransa

Seine Aval Atıksu arıtma tesisi Paris nüfusunun %75'inden kaynaklanan atıksuyu arıtır ve ortalama günlük debisi 1.210.000 m³'tür. Tesise gelen atıksuyun 1.010.000 m³/gün'lük kısmı konvansiyonel sistemle arıtılırken, 200.000 m³/gün'lük kısmı Membran biyoreaktör sistemi sistemi ile arıtılmaktadır. Giriş suyu 1 mm'lik ızgaralardan geçirildikten sonra ön çöktürmeye gitmektedir. Aktif çamur tankları, 6 tank ile iki hatta ayrılmaktadır. Toplam tank hacmi ise 118.000 m³'tür. Tesise örgü ile güçlendirilmiş hollow fiber membran ve dikey olarak hizalanmış batık membran modülleri adapte edilmiştir. Her hatta 14 hücre veya bölüm bulunur ve her hücrede 11 membran kaseti bulunur. Kurulan toplam etkili membran alanı 462.000 m²'dir. Şekil 2.18, Seine Aval MBR tesisinin, MBR sürecinin bir şemasını göstermektedir (Park ve diğ., 2015).



Şekil 2.18: MBR süreç şeması.

2.4.7.2. Brightwater AAT/ ABD

Brightwater Atıksu Arıtma Tesisi King County, Washington, Amerika Birleşik Devletleri'nde bulunmaktadır. Tesis 2011 yılında evsel atıksu arıtımı için kurulmuş ve devreye alınmıştır. Günlük ortalama 117.000 m³/gün atıksuyu arıtmaktadır. Membranlar ve modülleri, GE Zenon tarafından sağlanan örgü takviyeli içi boş fiber membranlar ve dikey olarak hizalanmış batık membran modüller içeren ZeeWeed™ 500d'dir.

Tesisin inşaatına Kasım 2005'te 114 dönümlük alanda başlanmıştır. Tesisin ilk pik akış kapasitesi 495.000 m³/gün olup, 2040 yılına kadar günlük 645.000 m³'e çıkması beklenmektedir.

Tesisin tasarımı, 2040 yılına kadar günlük ortalama 205.000 m³ nihai kapasite sağlayan 220 adede kadar membran kaset potansiyeline sahiptir.

Brightwater WWTF arıtma süreci, kaba eleme ve kum giderme dahil olmak üzere ön arıtma ile başlamaktadır. Birincil arıtmanın ardından, atık su MBR'ye girmeden önce ince ızgaralardan geçmektedir. Biyolojik arıtma prosesi, atık sudan azotun uzaklaştırılmasını destekleyen, havalandırma gereksinimlerini azaltan ve sistemin alkalinitesini iyileştiren hem anoksik hem de aerobik bölgeleri içermektedir. MBR tesisinin temelini oluşturan membranlar, neredeyse tüm katı partikülleri ve hatta bakterileri filtreleyerek verimli katı/sıvı ayrımı sağlamaktadır. Tesis, 10 paralel membran bölümü içerir ve mevcut akış gereksinimlerini karşılamak için her bölüm 20 membran kaseti içermektedir (Park ve diğ., 2015).

2.4.7.3. Busan Suyeong AAT/ Güney Kore

Busan Suyeong Atıksu Arıtma Tesisi, Kore'nin en büyük MBR sistemidir. Tesisin tamamı yeraltında olup, zemin seviyesinde bir konut parkı için yer açılmıştır. Tesis, Güney Kore'nin Busan şehrinde bulunmaktadır ve günlük 109,000 m³ atıksuyu arıtmak için tasarlanmıştır.

Sistem, her biri 48 modül içeren 120 membran kasetini içermekte ve toplam 5760 membran modülünü içermektedir. Her modül 31,6 m² etkili membran alanına sahiptir. On membran kaseti bir membran bölümüne daldırılır ve toplam 12 membran bölümü kurulmaktadır.

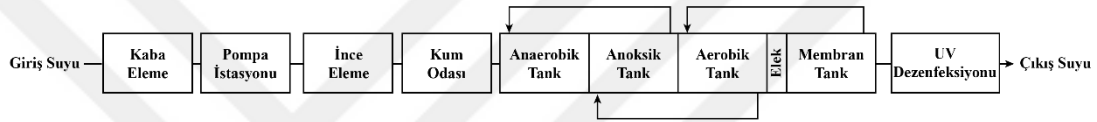
MBR işlemi, 7 mg/L biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), 40 mg/L kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), 20 mg/L toplam askıda katı madde (SS), 20 mg/L toplam azot (TN) ve 2 mg/L toplam fosfor (TP) ile atık kriterlerini karşılamaktadır.

Sisteme, birinci çöktürme havuzundan gelen giriş suyu önce 6 mm ince ızgara daha sonra 1 mm ince ızgaradan geçirilmektedir. Daha sonra tipik bir A₂O prosesi olan biyoreaktöre gönderilmektedir. Reaktör bir anaerobik tank, bir anoxic tank, bir aerobik tank ve aerobik tankından ayrı bir membran tankından oluşmaktadır. Membranlar, tekrarlanan filtreleme (12 dakika) ve geri yıkama (0,5 dakika) dizisi ile çalıştırılmaktadır. Geri yıkama akısı, permeasyon akısından 1,5 kat daha yüksektir. Membran işlemi sırasında ek temizleme işlemleri uygulanmaktadır. Döngüsel havalandırma, 10 sn açık ve 30 sn kapalı döngülerle membran kasetlerinin altından yukarıya aralıklı olarak hava sağlanmaktadır. Tesise giren debi günlük pik debiden fazla olduğu zaman, çalışma yükünü azaltmak için havalandırma döngüsü 10 sn açık ve 10 sn kapalı olarak değiştirilmektedir. SAD_m 0,54 Nm³/m³.saat'tir (Park ve diğ., 2015).

2.4.7.4. Jingxi Underground AAT/ Çin

Jingxi Yeraltı Atıksu arıtma tesisi Çin'in üçüncü büyük şehri olan Guangzhou'da yer almaktadır. Tesis günlük 100.000 m³ atıksuyu membran biyoreaktör teknolojisi ile arıtmaktadır ve 18.200 m² alan üzerinde yerleşmiş bulunmaktadır.

Tesis Şekil 2.19'da görüldüğü gibi ön arıtma ve optimize edilmiş bir A²O- MBR prosesiyle işletilmektedir. Bu optimize edilmiş sistemde θ_h 7 saat iken θ_c 20-30 gün, MLSS konsantrasyonu ise 7.000 mg/L'dir. Proseste kullanılan membran sistemleri Çizelge 2.14'te gösterilmiştir (Tang ve diğ., 2018).



Şekil 2.19: Modifiye edilmiş A2O prosesi.

Çizelge 2.14: Jingxi arıtma tesisi membran işletme parametreleri.

Parametre	Birim	Değer
Toplam membran alanı	m ²	352.000
Gözenek büyüklüğü	µm	<0,1
Ortalama akı	LMH	15
SAD _m (Spesifik havalandırma ihtiyacı – membran alanı)	Nm ³ /h.m ²	0,08
SAD _p (Spesifik havalandırma ihtiyacı – sızma hacmi)	Nm ³ / m ³	4,3
İşletme yılı	yıl	5,5

2.5. Evsel atıksuyun entegre sistemlerle arıtıldığı laboratuvar ölçekli çalışmalar

Wang ve diğ. (2020) laboratuvar ölçeğinde yaptıkları çalışmada aerobik granüler çamur, ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyonu kullanarak, evsel atık sularının arıtımını değerlendirmiştir. Çalışmada membran kirlenme mekanizması belirlenmiş ve yeniden kullanım suyu üretimine odaklanılmıştır. Sisteme birincil olarak AGS ikincil olarak UF ve üçüncül olarak NF entegre edilmiştir. Entegre AGS ve UF + NF sürecinde, birincil arıtma olarak AGS reaktörü: KOİ %51,33, TN %53,63 ve %49,08 TP oranında, ikincil arıtım olan UF: KOİ %90,48, TN %94,84 ve TP %97,07 oranında ve üçüncül işlem olan nanofiltrasyon (NF): KOİ %99,26, TN %98,06 ve TP %98,73 oranında giderim sağlamıştır. Bu entegre sistem, KOİ ve nütrientler için yüksek arıtma verimliliği sergilemiştir ve yüksek kalitede NF çıkış suyu elde edilmiştir. Bu da suyun yeniden kullanımının sağlanabileceğini göstermiştir. Ayrıca, AGS'nin büyük boyutu ve olgun yapısı, membran üzerinde daha az kirlenmeye ve geleneksel aktif çamura göre membran gözeneklerinde daha az kirlenmeye adsorpsiyonuna yol açmıştır. Sonuçlar, entegre AGS ve membran prosesinde su arıtma ve yeniden kullanım suyu üretimi için alternatif bir seçenek göstermiştir (Wang ve diğ., 2018).

Bir diğer çalışmada ise evsel atık suyun arıtımı için entegre aerobik granüler çamur membran biyoreaktörü ve ters ozmoz (AGSMBR-TO) işlemi geliştirilmiştir. Çalışma iki faz olarak yürütülmüştür ve ikinci fazda ortama demir ilavesi yapılmıştır. AGSMBR de 0,02 mikron çaplı mikrofiltrasyon kullanılmıştır. AGSMBR'deki çözünmüş organik karbon konsantrasyonu birinci fazda % 92,9, ikinci fazda % 95,3 verimle giderilmiştir. Amonyum-N, % 95,4'lük bir ortalama verimlilikle arıtılmıştır ve 1,62 mg/L amonyum-N, 0,55 mg/L nitrit-N ve 16,6 mg/L'lik nitrat-N konsantrasyonları elde edilmiştir. Fosfor konsantrasyonu ise faz I'de 5,3 mg/L'den 3,8 mg/L'ye ve faz II'de mg/L'ye düşürülmüştür. Bu sonuçlar fosfor gideriminin demir iyonu eklenerek önemli ölçüde artırıldığını göstermektedir. Sonraki ters ozmoz biriminde, DOC'nin %95,5'inden fazlası, nitratın %91,0'ı ve amonyumun %92,4'ü arıtılmıştır, 0,23 mg/L'den az DOC, 1,40 mg/L nitrat-N, ihmal edilebilir miktarda amonyum-N, nitrit-N ve fosfor elde edilmiştir. Genel olarak, entegre AGSMBR-TO işleminde DOC'nin yaklaşık %99,9'u, amonyum-N'nin %99,7'si ve fosfat-P'nin yaklaşık %100'ü arıtılmıştır. 6 mg/L demir ilavesinin, askıda çamurun pıhtılaşması ve aerobik granüler çamurun stabilitesini iyileştirebileceği bulunmuştur (Wang ve diğ., 2020).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

Bu bölümde Şekil 3.1’de gösterilen Küçüküsu Atıksu Ön Arıtma Tesisi kapsamlı bir şekilde incelenmiş ve tesise ait verilerin değerlendirilmesi sağlanmıştır.

3.1. Küçüküsu Atıksu Ön Arıtma Tesisi



Şekil 3.1 : Küçüküsu atıksu ön arıtma tesisi.

Küçüküsu Atıksu Ön Arıtma Tesisi İstanbul ilinin Üsküdar ilçesinde yer almaktadır. Beylerbeyi’nden Anadolu Hisarı’na kadar olan sahil şeridi, Küçüküsu ve Göksu dereleri ve Elmalı Barajı’nın kapsamaktadır. Bu tesiste Üsküdar, Ümraniye, Çekmeköy ve Beykoz bölgelerinden kaynaklanan günlük ortalama 250.000 m³ atıksu arıtıldıktan sonra 2 metre çapında deniz deşarj hattıyla Boğaz’ın 67 metre derinliğinden Karadeniz dip akıntısına verilmektedir. Tesis kaba ve ince ızgara yapıları, pompa istasyonu, dağıtma/toplama kanalları, havalandırma havuzu, koku kontrol sistemi ve elektrifikasyon ünitelerinden oluşmaktadır.

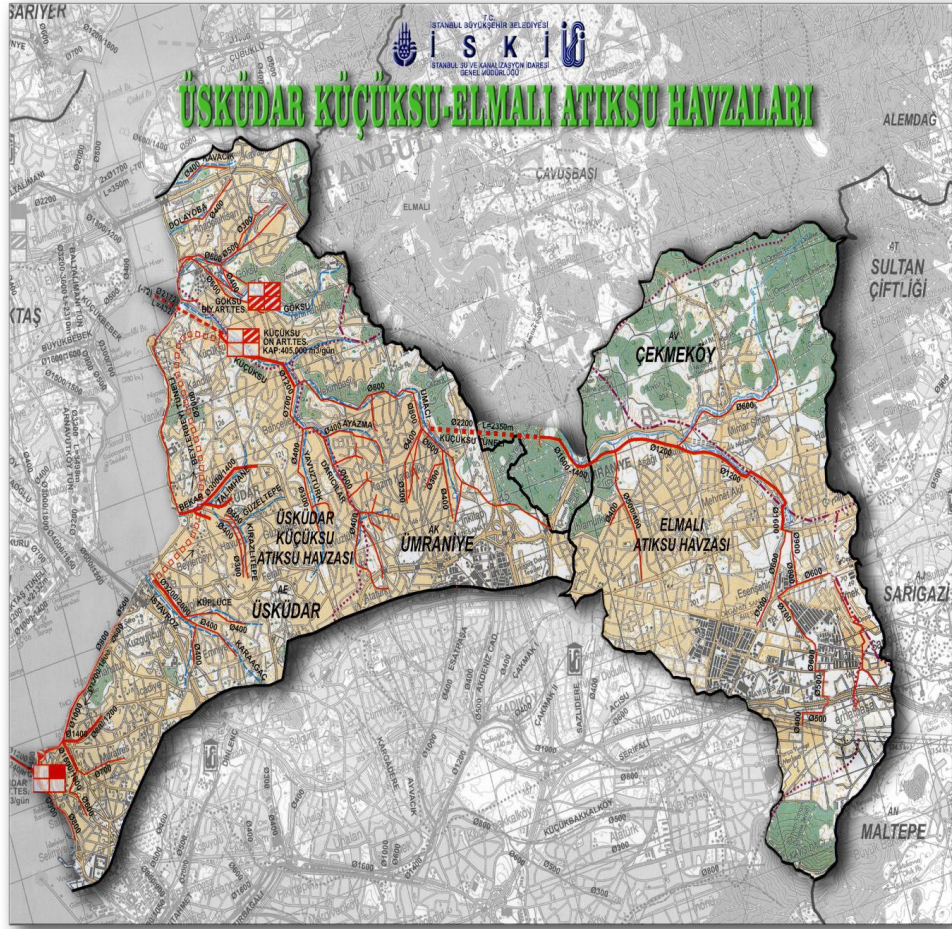
3.1.1. Tesis kuruluş amacı ve atıksu toplama sistemi

Küçüksu-Elmalı Çevre Koruma Projesi kapsamında 2004 yılında inşa edilen Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesis ve Deniz Deşarjı Hattı ile Göksu ve Küçüksu Derelerinin ve bu dereler vasıtasıyla Marmara Denizine ulaşan kirliliğin kontrol altına alınması sağlanmaktadır.

Çekmeköy, Ümraniye, Üsküdar'ın bir kısmı ile Beykoz ilçesinin bir kısmına ait atıksuların dereler vasıtasıyla Beylerbeyi-Anadoluhisarı arasındaki sahil şeridinde kontrolsüz bir şekilde doğrudan denize akmasının; çevreyi ve sosyal yaşamı olumsuz etkilemesinin önüne geçilmektedir.

Tesis; Osmanlılar döneminde "Kandil Bahçesi" adıyla padişahların has bahçelerinden biri olarak kullanılan Küçüksu ve Göksu Derelerini atıksulardan kurtarmaktadır.

Küçüksu-Elmalı Çevre Koruma Projesi; Şekil 3.2'de görüldüğü gibi Ümraniye'nin 2.050 hektar, Üsküdar'ın 1.495 hektar, Beykoz'un 1.300 hektar, Çekmeköy'ün 1.530 hektarlık olmak üzere toplam 6.375 hektarlık Küçüksu-Elmalı Havzası atıksularının toplandıktan sonra Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisinde arıtılarak derin deniz deşarj hattı ile İstanbul Boğazının 67 m derinliğinde, Karadeniz'e giden dip akıntısına verilmesi projesidir.



Şekil 3.2 : Küçüksu atıksu ön arıtma tesisinin kapsadığı bölgeler.

Ümraniye ilçesinin bir bölümü ile Çekmeköy ilçesinin bir bölümünün atıksuları daha önceden Kemerdere vasıtasıyla İstanbul'un su kaynaklarından Elmalı Barajı'nı kirletmekteydi. Bu bölgede yapılan 200-1600 mm çapları arasında toplam 37 km'lik hat ile toplanan atıksular, 2200 mm çapında 2540 m tünel vasıtasıyla Elmalı barajı havzasından çıkarılarak Küçüksu Deresi yanında yapılan 1400 x 2600 mm ebatlarında dikdörtgen kesitli hat ile Arıtma Tesisine ulaştırılmaktadır. Bu hattın Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisine giriş bağlantısı ise 2000 mm çaplı kolektör ile sağlanmaktadır. Yine bu proje ile Beylerbeyi ile Anadoluhisarı arasındaki 6 km.'lik sahil şeridinde 2200 mm çaplı kolektör ile Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisine ulaştırılmaktadır.

3.1.2. Tesis proje bilgileri ve üniteleri

150 Milyon Dolara mal olan Küçüksu-Elmalı Çevre Koruma Projesi Çizelge 3.1’de görüldüğü gibi 1 milyon 400 bin İstanbulluya hizmet verecek şekilde planlanmıştır. Bu Tesis sayesinde Üsküdar, Ümraniye, Çekmeköy ve Beykoz İlçelerinden dereler vasıtasıyla Beylerbeyi-Anadoluhisarı arasındaki sahil şeridinde kontrolsüz bir şekilde doğrudan denize akan ve bölgedeki sosyal yaşamı olumsuz yönde etkileyen atıksular arıtılarak, İstanbul Boğazının 67 m. derinliğinden Karadeniz’e giden Boğazın dip akıntısına verilmektedir.

Çevre ve insan sağlığı açısından hayati ehemmiyete sahip olan Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesis ve Deniz Deşarjı Hattı 2020 yılına göre 7,57 m³/sn (640.000 m³/gün) atıksu debisini arıtacak kapasite ile 1.400.000 nüfusa hizmet vermesi planlanmıştır. Tesis sahibi olduğu peyzaj düzenlemesi ve koku giderim ünitesi sayesinde koku ve görüntü itibarıyla çevreyi rahatsız etmemektedir.

Çizelge 3.1 : Küçüksu Atıksu Arıtma Tesis Kapasitesi

Proje Kapasitesi	640.000 m ³ /gün
Hizmete Alınış Yılı	2004
Tesisin Yüzölçümü	13.950 m ²
Hizmet Verilen İlçeler	Beykoz, Üsküdar, Ümraniye, Çekmeköy
Hizmet Verilen Alan	6.375 Hektar
Hizmet Verilen Nüfus (2009)	920.000 Kişi
Hizmet Verilen Nüfus (Planlanan)	1.400.000 Kişi (2020)

3.1.2.1. Kollektör giriş ve dere su alma yapıları

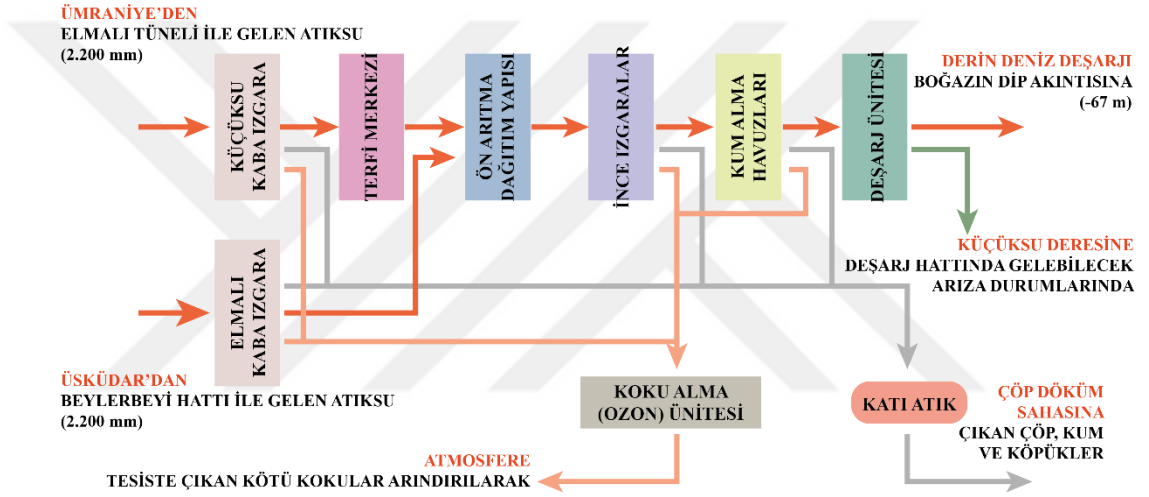
Elmalı Atıksu Havzası ve Ümraniye’nin doğusundan gelen Kemerdere Deresinde 1 adet ve batı Ümraniye ve kuzey Üsküdar’dan beslenerek gelen Küçüksu Deresinde 3 adet su alma yapısı bulunmaktadır. Bu yapıların amacı; şiddetli yağış anında bacalardan ve kollektör savaklarından taşarak derelere karışan atıksuların kontrolsüz olarak denizlere ulaşmasına engel olmak; mevcut atıksu toplama sistemine dâhil ederek atıksu kollektör sistemlerinin mansabındaki atıksu arıtma tesislerine ulaşmasını sağlamaktır.

Tesise atıksu; Elmalı hattından ve Küçüksu hattından olmak üzere iki noktadan girmektedir. Elmalı hattı Kemerdere Deresi ve Küçüksu Deresi boyunca toplanan

kollektör sistemini, Küçüksu hattı ise Üsküdar'dan gelen Beylerbeyi tüneline Beykoz Göksu bölgesinden gelen atıksu toplama sisteminin birleşmesi ile tesise ulaşan sahil hattını temsil etmektedir. Elmalı hattından gelen atıksu + 7,56 kotuyla Elmalı kaba ızgaradan ve Küçüksu hattından gelen atıksu -8,00 kotuyla Küçüksu kaba ızgaradan tesise girmektedir.

3.1.2.2. Ön arıtma sistemi ve üniteleri

Yüksek miktarda askıda katı madde ve çözünmüş kirletici organik-inorganik maddeler ihtiva eden atıksu, fiziksel ön arıtma tesisinde arıtılır. Ayrıca atıksu ön arıtma ünitelerinden kaynaklanan koku için, koku giderim sistemi mevcuttur. Ön arıtma ve üniteleri Şekil 3.3'te gösterilmektedir.



Şekil 3.3 : Ön arıtma sistemi ve üniteleri.

Küçüksu kaba ızgara ünitesi

2200 mm çaplı Beylerbeyi tüneli vasıtası ile gelen atıksular, -8,00 m kotunda, 18,75 m derinliğinden Şekil 3.4'te görülen kaba ızgara bölümüne alınmaktadır. Buraya gelen atıksular, ızgara aralığı 80 mm, eğim açısı 90° ve 23 m uzunluğunda 2 adet halatlı mekanik ön taramalı kaba ızgaradan geçerek bünyesindeki kaba atıklardan arındırılır. Çizelge 3.2'de özellikleri belirtilen kaba ızgaralar otomatik temizlemeli olarak çalışmakta ve ızgarada tutulan atıklar bir konveyör ile konteynere aktarılmaktadır. Konteynerde biriktirilen atıklar vinç ile taşıyıcı bir vasıtaya konularak uzaklaştırılmaktadır.



Şekil 3.4 : Kaba ızgara ünitesi.

Çizelge 3.2 : Küçüksu kaba ızgara ünitesi özellikleri.

Izgara Sayısı	2 Adet
Çubuk Aralığı	80 mm
Izgara Tipi	Halatlı Mekanik Ön Taramalı
Eğim Açısı	90 (Derece)
Atıksu Taban Kotu	-8,00 m
Yapısı	Dikdörtgen

Elmalı kaba ızgara ünitesi

Küçüksu deresinin sol sahil kolektör hattından gelerek tesise direkt olarak alınan atıksular, öncelikle Şekil 3.5’te görülen Elmalı kaba ızgaradan geçmektedir. Elmalı kaba ızgara atıksu girişi öncesi pik debi kontrolü amaçlı suyun yönlendirilebildiği aktüatörlü penstokla ayrılmış kapaktan başlayan ve ön arıtma çıkış yapısına Ø1000 mm HDPE Boru ile bağlanan by-pass hattı mevcuttur. By-pass edilen atıksu miktarı ultrasonik debimetre ile ölçülmektedir. Cazibeyle gelen bu atıksular Elmalı kaba ızgara yapısında bulunan Çizelge 3.3’te de belirtildiği gibi çubuk aralığı 80 mm, Eğim açısı 75 ° ve boyu 3,2 m olan 3 adet halatlı tip mekanik ön taramalı kaba ızgaralardan geçerek ön arıtma binasına ulaşmaktadır. Bu ızgaralar manuel ve ayarlanabilir zaman aralığında otomatik çalışabildiği gibi, ızgara ön ve arkasındaki seviye sensörleri farkıyla da otomatik çalışabilmektedir. Kaba ızgara giriş alt kotu ile çıkış alt kotu aynı

olup 7,56 m dir. Izgaralarda alınan çöp türü kaba atıklar konveyör ile konteynere aktarılmaktadır.



Şekil 3.5 : Kaba ızgara.

Çizelge 3.3 : Elmalı kaba ızgara ünitesi özellikleri.

Izgara Sayısı	3 Adet
Çubuk Aralığı	80 mm
Izgara Tipi	Halatlı Tip Mekanik Izgara
Eğim Açısı	75° (Derece)
Atıksu Taban Kotu	+7,56 m
Yapısı	Dikdörtgen
By-Pass Yapısı (Ön Arıtma Çıkışına)	Ø1000 mm HDPE Boru- Aktuatörlü Penstok

Giriş terfi merkezi

Proje kapsamında; atıksular, Beylerbeyinden gelen 2200 mm çapında 5800 m uzunluğundaki tünel ile Anadoluhisarı'ndan gelen 2200 mm çapında 1750 m uzunluğundaki kollektör sahilde birleşerek, 2200 mm çapında ve 1200 m uzunluğundaki kolektör ile tesise gelmektedir. Gelen bu atıksular Küçüküsu kaba ızgara ünitesinden geçtikten sonra 95 m uzunluğundaki 2200 mm çapındaki kolektör ile terfi merkezi toplama haznesine dökülmektedir. Toplama haznesi daire kesitli olup iki kısımdan oluşmuştur. Bu haznenin taban kotu -11 m olup pompaların emiş kotu -9,75 m dir. Toplanan atıksular; Şekil 3.6'da görülen giriş terfi merkezi ile 1.100 L/s (3.960 m³/h) kapasiteli 4 adet pompa ile 17,20 m yükseltip ön arıtma ünitesine terfi edilerek tesise kontrollü giriş sağlanmaktadır. Pompa bakımlarında kullanılmak üzere 10 ton kapasiteli gezer köprülü vinç bulunmaktadır. Çizelge 3.4'te Giriş terfi merkezi özellikleri gösterilmektedir.

Atıksuyun, terfi merkezi haznesine kontrollü girişini sağlamak için iki adet su kesici kapak konmuştur. Bu kısımdaki herhangi bir bakım ve onarım durumunda kapak kapatılarak haznenin o kısmına atıksu girişi durdurulabilmektedir.



Şekil 3.6 : Giriş terfi merkezi.

Çizelge 3.4 : Giriş terfi merkezi özellikleri.

Hazne Genişliği	16 m
Hazne Derinliği	22 m
Hazne Taban Kot'u	- 11,00 m
Pompa Emiş Kot'u	- 9,75 m
Haznenin Yapısı	Dairesel
Pompa Sayısı	4 Adet
Pompa Kapasitesi	3.960 m ³ /saat
Pompa Tipi	Islak Dalgıç Atıksu Pompası-Soft Starter Kontrollü
Basma Yüksekliği	20 m
Bastığı Yükseklik	17,2 mSS
Motor Gücü	310 kW
Motor Devir Sayısı	990 Dev/Dak

İnce ızgaralar ve havalandırılmal kum tutucu üniteleri

Elmalı kaba ızgaradan kendi cazibesiyle, Küçük su kaba ızgaradan da terfi merkezi pompalarıyla basılarak gelen atıksu, 7.67 m taban kotundaki dağıtım kanalında birleşerek Şekil 3.7’de gösterilen ön arıtma ünitesine girmektedir.



Şekil 3.7 : İnce ızgaralar ve havalandırılmal kum tutucu üniteleri.

Ön arıtma ünitesinde birbirine simetrik şekilde dizayn edilmiş ikişer kum tutucu havuz ve bunların önünde 2 asıl 1 yedek olacak şekilde üçer ince ızgara bulunmaktadır. Toplamda 4 adet kum tutucu havuz ve 6 adet ince ızgara mevcuttur. İnce ızgaralar halatlı mekanik tipinde olup ızgara aralığı 20 mm ve 75 ° eğimli monte edilmiştir.

Bu ızgaralar manuel ve ayarlanabilir zaman aralığında otomatik çalışabildiği gibi, ızgara ön ve arkasındaki seviye sensörleri farkıyla da otomatik çalışabilmektedir. Izzaralardan çıkan 20 mm'den büyük katı atıklar hemen ızgaraların arkasında bulunan konveyör bant ile konteynerlere boşaltılmaktadır. Konteynırlar 10 ton kapasiteli gezer köprülü vinç ile çöp kamyonuna yüklenmektedir.

Kaba ızgaralarda 80 mm'den ve ince ızgaralarda da 20 mm'den büyük katı atıkları alınmış atıksu; 20 mm'den daha küçük katı atıklar (kum vb.) ile atıksu içinde bulunan yağ ve köpüğümsü maddelerden de arındırılmak üzere kum tutucu havuzlara alınır. Her bir kum tutucu havuzunun kapasitesi 6.700 m³/saattir. Bu pik debi olup dört havuzun toplamı da tesis kapasitesi olan 640.000 m³/gün olmaktadır. Her bir kum tutucu havuzun yanında köpük havuzu bulunmakta, yağ ve köpükler burada toplanmaktadır. Çizelge 3.5 ince ızgaralar ve kum tutucu özelliklerini göstermektedir.

Çizelge 3.5 : İnce ızgaralar ve havalandırılmalı kum tutucu üniteleri özellikleri.

İnce Izzgara	Sayısı	6 Adet
	Çubuk Aralığı	20 mm
	Tipi	Halatlı
	Izzgara Toplam Yük	7 m
Izzgara Kanalı	Genişliğı	3 m
	Derinliğı	3,3 m
	Taban Kotu	+ 7,56 m
	Yapısı	Dikdörtgen

Kum tutucu havuzların boyu 20,75 m. eni 4,70 m ve derinliğı 4,40 m'dir. Atıksu havuzlara 7,56 taban kotunda girip 8,50 kotunda çıkmaktadır. Atıksuyun havuzlardan geçiş süresi takribi 4 dakika olup debiye göre bu daha kısa zamanda da olabilmektedir. Her biri 960 m³/h kapasiteli ve 200 mbar basınçla hava basabilen hava üfleyicileri mevcut olup bu üfleyicilerin kum tutucu havuzlarda hava üfleyebilmesi için havuz iç kenarına eşit mesafelerde 11 adet difüzör monte edilmiştir.

Kum tutucu havuzlarında atıksuya hava verilmesiyle; tabana çökmeye çalışan kuma hareketlilik kazandırılarak her bir havuz içerisinde bulunan kum pompalarının rahat bir şekilde emiş yapması ile organik maddelerin kumlardan sıyrılması ve ayrıca atıksuya oksijen transferi sağlanmaktadır. Kum tutucu havuzların üzerinde yürüme hızı 1,5 m/dk olan birer gezer köprü olup, bunlara monte edilen dalgıç pompalar (3,7 kW gücünde ve 40 m³/h kapasitesinde) vasıtasıyla emilen kumlar kum ayırma hunisine aktarılmakta ve burgulu konveyör ile konteynere boşaltılmaktadır. Ayrıca gezer köprülerin köpük toplama havuzlarının olduğu kısımlarında sıyrıcı olup burada biriken yağ ve köpükleri konveyör bant üzerine aktarmakta kullanılmaktadır. Çizelge 3.6'da ve 3.7'de ince ızgara ve kum tutucu üniteleri parçaları ve özellikleri gösterilmektedir.

Çizelge 3.6: İnce ızgaralar ve havalandırılmalı kum tutucu üniteleri parçaları.

Blower / Hava Üfleyici	Sayısı	4 Adet
	Motor Gücü	30 kW
	Kapasitesi	960 Nm ³ /saat
	Tipi	3 Loblu
	Basıncı	200 m bar
Hava Difüzörleri	Sayısı	4 x 11 Adet
	Uzunluğu	4,7 m
	Tipi	PPRC ve Kaba Delikli

Çizelge 3.7: Ünite parçaları özellikleri.

Havalandırılmalı Kum ve Yağ Tutucu Havuz	Sayısı	4 Adet
	Tipi	Dikdörtgen
	Boy	20, 75 m
	Genişliği	5,5 m
	Derinliği	4 – 5 m
	Taban Kotu	+ 3,90 m
	Hacmi	516 m ³
Gezer Köprü	Köprü Genişliği	1,5 m
	Köprü Motor Gücü	0,37 kW
	Tur Mesafesi	20,5 m
	Hızı	1,5 m/dk
Kum Pompası	Sayısı	4 adet
	Markası	HCP
	Kapasitesi	40 m ³ / h
	Tipi	Dalgıç Pompa
	Basma Yüksekliği	10 m
	Motor Gücü	0,37 kW
	Motor Devir Sayısı	1.450 dev/dk
Kum Ayırıcı	Sayısı	4 Adet
	Motor Gücü	0,37 kW
	Kapasitesi	1,2 m ³ / h
	Tipi	Helezon
Köpük Ayırıcı	Sayısı	2 Adet
	Tipi	Helezon

3.1.2.3. Koku giderim ünitesi

Tesiste; kaba ızgaralar, terfi ve ön arıtma ünitesinden alınan kirli hava (Hidrojen Sülfür, Metan vb.) CTP ve çelik borularla hava çekme kapasitesi 85.000 m³/saat/fan olan iki adet 110 kW (2 adet yedek motorlu) gücünde radyal vantilatör tipindeki vantilatörler ile Şekil 3.8’de gösterilen koku ünitesi bünyesine alınmaktadır.

Kirli hava, emiş fanları ile yıkama kulelerinin alt noktasından verilen havanın yıkaması yapılarak kokudan arındırılmış olarak atmosfere verilmektedir. Çizelge 3.8’de koku giderim ünitesinde kullanılan ekipmanların özellikleri gösterilmektedir.



Şekil 3.8 : Koku giderim ünitesi.

Çizelge 3.8 : Koku giderim ünitesi ekipman özellikleri.

Yıkama Suyu Sirkülasyon Pompası	Sayısı	4 Adet
	Motor Gücü	37 kW
	Kapasitesi	160 m ³ /saat
	Tipi	Yatay Milli Santrifüj Pompa
Kostik Dozaj Pompası	Sayısı	4 Adet
	Kapasitesi	5 m ³ /saat
	Motor Gücü	0,75 kW
	Tipi	Yatay Milli Santrifüj Pompa
Pis Hava Emiş Panı	Sayısı	2 Adet
	Kapasitesi	85.000 m ³ /saat
	Motor Gücü	110 kW
	Tipi	Radyal Vantilatör

3.1.2.4. Derin deniz deşarj hattı

Ön arıtma ünitesinden çıkan arıtılmış atıksular bu deşarj yapısından kara deşarj hattına verilir. Bu yapıda ayrıca, gerekli durumlarda arıtılmış atıksunun Küçüksu Deresine verilebilmesi için penstok bulunmaktadır. Çizelge 3.9’da derin deniz deşarj hattı özellikleri gösterilmektedir.

Çizelge 3.9 : Derin deniz deşarj hattı özellikleri.

Kara Deşarj Hattı	Boru Çapı	2.200 mm
	Başlangıç Kotu	+ 6,74 m
	Bitiş Kotu	- 2,58 m
	Uzunluğu	1.460 m
Deniz Deşarj Hattı	Boru Çapı	2.172 mm
	Başlangıç Kotu	- 2,58 m
	Bitiş Kotu	- 67 m
	Uzunluğu	363 m

Kara Boru Hattı:

Arıtılmış atıksu 1460 m uzunluğunda 2200 mm' lik çelik boru kara hattı ile deniz deşarj yükleme bacası yapısına iletilmektedir.

Deniz Deşarj Hattı:

Yükleme bacasına gelen arıtılmış atıksu 2172 mm çapında 363 m uzunluğunda boru hattı ile -67 m derinlikten 10 adet 500 mm çapındaki difüzörle Karadeniz'e giden boğazın dip akıntısına verilmektedir.

3.1.2.5. Enerji Temini

Küçüksu ön arıtma tesisinin elektrik enerji ihtiyacını karşılamak üzere 1 asıl ve 1 yedek olmak üzere iki adet 2000 kVA gücünde trafo tesis edilmiştir. Aynı bölümde 3 adet YG hücresi ile alçak gerilim ana dağıtım panosu da bulunmaktadır. Enerji kesintilerinde tesisin tüm enerji ihtiyacını karşılayacak şekilde 2000 kVA gücünde jeneratör bulunmaktadır. Şekil 3.9'da trafo ünitesi gösterilmektedir.



Şekil 3.9 : Trafo ünitesi.

3.1.2.6. Atıksu kontrol ve izleme sistemleri

Sürekli Atıksu İzleme Sistemi (SAİS):

10.10.2009 tarihli ve 27372 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren "Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği Numune Alma ve Analiz Metodları Tebliği"nin 4 üncü maddesinin üçüncü fıkrasında (22.03.2015 tarih ve 29303 sayılı Sürekli Atıksu İzleme Sistemi Çalışmalarına Dair Çevre ve Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı Tebliği'nde belirtilen sistem) yer alan hüküm uyarınca, debisi 10.000 m³/gün üzerinde olan arıtma tesislerinin çıkışlarına gerçek zamanlı uzaktan atıksu izleme istasyonları

kurulmuştur. Bu kapsamda kurulan Şekil 3.10'daki gibi SAİS istasyonları ile debi, AKM, KOİ, pH, sıcaklık, iletkenlik, çözünmüş oksijen parametrelerinin sürekli ölçümü, izlenmesi ve T.C. Çevre ve Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı merkez yazılımına ve scada kontrol merkezine aktarılması sağlanmaktadır.

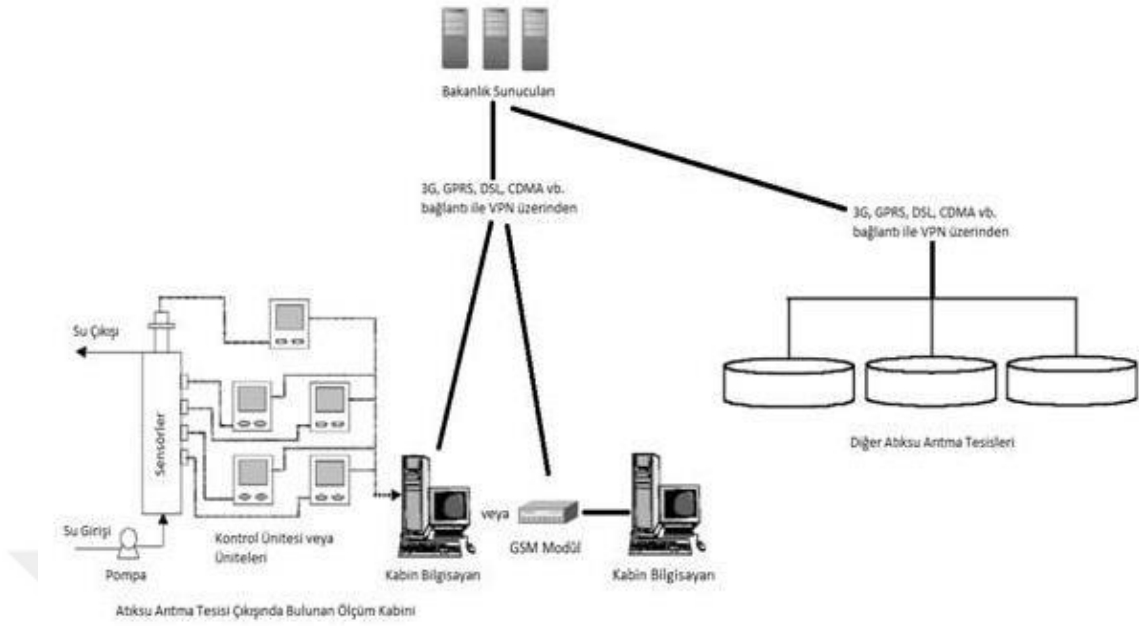
Tesis çıkış suyundan pompalar vasıtasıyla akış hücresine alınan numuneler üzerindeki ölçüm cihazları (AKM, KOİ, pH, iletkenlik, oksijen ve sıcaklık) ile ölçümü yapılarak, kullanılan yazılım ile bilgisayar sisteminde toplanan veri kayıpsız olarak ve hata kontrolü yapılarak Bakanlık ağına aktarılmaktadır. Şekil 3.11 sistemi şematik olarak gösterirken, Çizelge 3.10'da sürekli atık su izleme ekipmanları verilmektedir.



Şekil 3.10 : Sürekli atıksu izleme sistemi (SAİS).

Çizelge 3.10 : Sürekli atıksu izleme sistemi (SAİS) ekipmanları.

Sıra No	Varlık Adı
1	Peristaltik Pompa
2	AKM Sensörü
3	İletkenlik Sensörü
4	pH Sensörü
5	Oksijen Sensörü
6	KOI Ölçüm Cihazı
7	Bilgisayar
8	Radar Debimetre ve Transmitteri

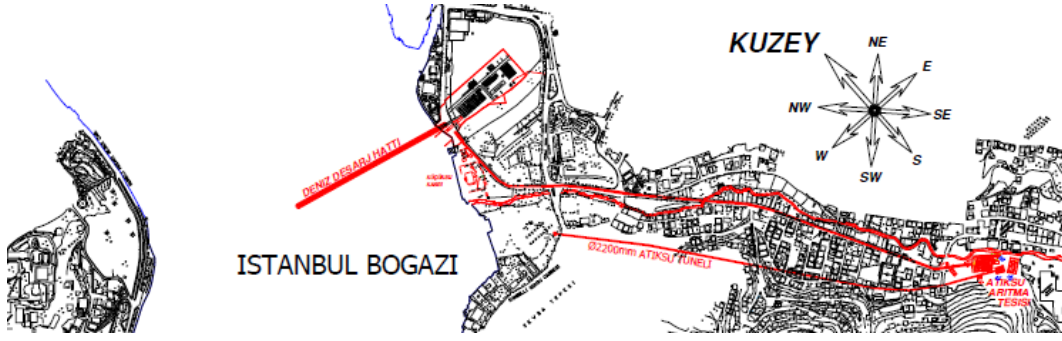


Şekil 3.11 : Atıksu kontrol ve izleme sistemi şematik gösterimi.

3.2. Yerleşim Alanı ve Tesis Alanının Özellikleri

Küçüksu Ön Arıtma Tesisinin konumu, mevcut meskun mahallelere oldukça yakın şehrin merkezinde ve Şekil 3.12'deki gibi arıtılmış atıksuların deşarj edilebileceği büyük bir su kütlesi olan İstanbul boğazına 1,3 km uzaklıktadır.

Küçüksu Ön Arıtma Tesisinde karşılaşılan en büyük problem yer sorunudur. Tesis Şekil 3.13'te görüldüğü gibi 13.950 m² alan üzerinde ve şehrin merkezinde konumlanmıştır. İleri arıtma için oluşan alan ihtiyacı Şekil 3.14'te gösterilen tesise en yakın yer olan 26493,51 bin m²'lik ve Şekil 3.15'te gösterilen 10.917,64 bin m²'lik alandan karşılanacaktır. Geleneksel Arıtma sistemleri için gerekli olan alan ihtiyacı bu kısıtlı alandan karşılanamamaktadır. Bu nedenle geleneksel arıtma sistemlerine göre daha küçük alan ihtiyacı olan sistemler düşünülmüştür.



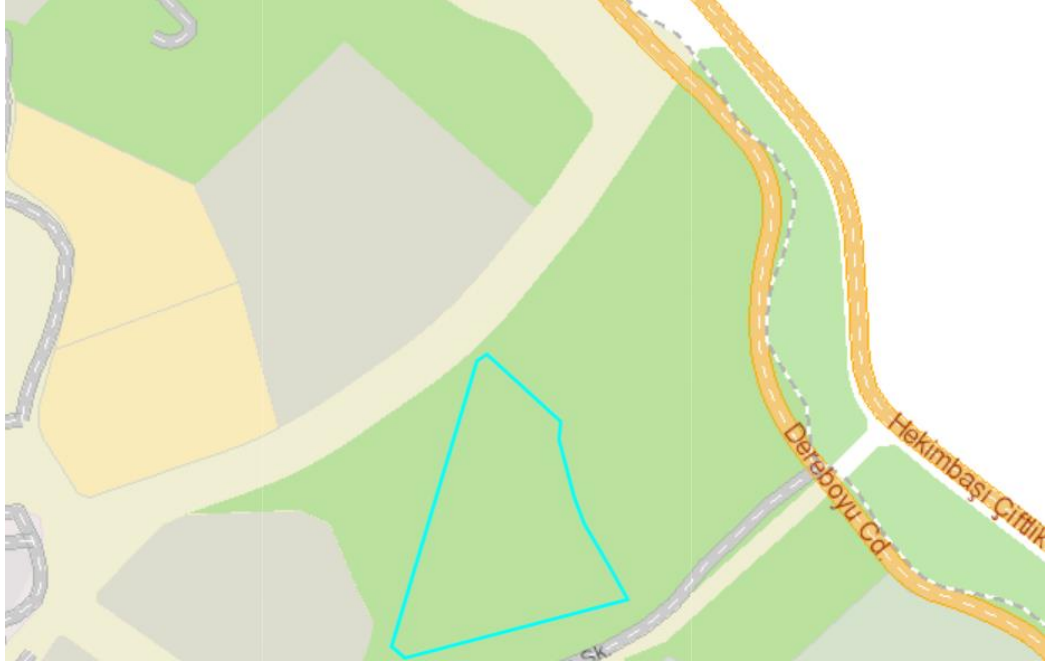
Şekil 3.12 : Küçüksu atıksu ön arıtma tesisi ve deniz deşarjı genel yerleşim planı.



Şekil 3.13 : Küçüksu atıksu ön arıtma tesisi yerleşim alanı.



Şekil 3.14 : Küçüksu atıksu ileri arıtma için düşünülen yerleşim alanı.



Şekil 3.15 : Küçüksu atıksu ileri arıtma için düşünülen yerleşim alanı.

3.2.1. İklim

İstanbul, Karadeniz ile Akdeniz arasında bir geçiş iklimine sahip olup, subtropikal iklim olarak nitelendirilmektedir. Şehirde yıl boyu en düşük sıcaklık -11, en yüksek sıcaklık +40 derecelerde olup, ortalama nispi nem oranı ise %75'tir. Ortalama sıcaklık yaz aylarında +25 derece iken kış aylarında +7 derecedir.

İstanbul Marmara Bölgesi'nin en çok yağış alan şehirlerinden biridir. Yılın bütün ayları nemli geçtiği halde, şehrin en yüksek nem miktarına sahip olduğu dönem %80-85 oranıyla Aralık-Ocak ayları olarak saptanmıştır. Aralık ayında ortalama yağış 72 milimetre düzeyinde iken temmuz ayında ortalama yağış 15 milimetre düzeyindedir. Yüksek nem oranından ötürü kar yağışları sıklıkla yaşanmasa da, Aralık ve Mart ayları arasındaki dönemde az da olsa kar yağışları görülmektedir (Url-1).

3.2.2. Alıcı ortam özellikleri

İstanbul boğazı Asya ile Avrupa kıtalarını birbirinden ayıran ve Marmara Denizi ile Karadeniz'i birbirine bağlayan su yoludur. Karadeniz'deki tuzluluk oranı %17-18 iken, Marmara Denizi'nde bu oran %35-36 kadardır. İstanbul Boğazı ise bu tuzluluk oranları veya su sıcaklıkları gibi farklı özelliklere sahip iki su kütesinin arasında yer almaktadır.

İstanbul Boğazı, Karadeniz sularının tek çıkış yoludur ve Karadeniz'den Marmara Denizi'ne akan su miktarı yıllık 660 milyar m³'dür. İstanbul Boğazı Karadeniz'den alçak bir konumda iken Marmara Denizi'nden yüksek bir konumda bulunmaktadır. Bu sebepten dolayı Karadeniz'den Marmara Denizi'ne sürekli bir yüzey akıntısı olmaktadır. Marmara Denizi'nin suyunun Karadeniz'in suyundan daha tuzlu olması sebebiyle Marmara Denizi'nden Karadeniz'e doğru Boğaz'da dip akıntıları oluşmaktadır (Öztürk, 2021).

3.3. Küçüksu Atıksu Arıtma Tesisi Dizayn Kriterleri

3.3.1. Debi Hesapları

Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nde debi günlük olarak ölçülmektedir. Son dört yılın yıllık, günlük, günlük maksimum ve günlük minimum debi miktarları Çizelge 3.11'de gösterilmektedir.

Çizelge 3.11 : Yıllara ait Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi debileri.

Debiler	Yıllar			
	2017	2018	2019	2020
Yıllık Debi Miktarı (Q) (m ³ /y)	77.457.172	100.040.078	91.083.395	90.535.329
Ortalama Günlük Debi (Q _{ort}) (m ³ /gün)	212.211	274.835	249.544	247.999
Maksimum Debi (Q _{max}) (m ³ /gün)	653.569	731.640	654.710	639.926
Minimum Debi (Q _{min}) (m ³ /gün)	132.096	108.431	153.973	151.454

3.3.2. Kirlilik Yükü Hesapları

Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi giriş kirlilik yükleri haftalık olarak ölçülmektedir. Son dört yılın kirlilik yükleri Çizelge 3.12'de gösterilmektedir.

Çizelge 3.12 : Küçüksu Ön Atıksu Arıtma Tesisi giriş kirlilik yükleri.

Kirlilik Yükleri	Yıllar			
	2017	2018	2019	2020
KOİ (mg/l)	549	457	565	477
BOİ ₅ (mg/l)	293	249	290	250
T-N (mg/l)	61	53	59	54
NH ₄ -N (mg/l)	33	31	33	31
T-P (mg/l)	6,5	5,1	5,1	5,3
AKM (mg/l)	343	314	322	257
pH	7,7	7,8	7,5	7,4
İletkenlik (µS/cm)	987	789	1456	1557
Tuzluluk (%)	0,63	0,50	0,91	0,94
Sıcaklık (°C)	11,1	12,2	14,3	16,8
Yağ Gres (mg/l)	-	57	104	55

3.3.3. Deşarj limitleri

Kentsel atıksuların alıcı ortama deşarj kriterleri “Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği” EK-IV’de belirtilmiştir. Çizelge 3.13’de ikincil arıtma deşarj limitleri gösterilirken, Çizelge 3.14’de ileri arıtma deşarj limitleri gösterilmektedir.

Çizelge 3.13 : Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ikincil arıtıma ilişkin deşarj limitleri.

Parametreler	Konsantrasyon (mg/l)	Minimum arıtma verimi(%)	Referans ölçüm metodu
Nitrifikasyonsuz ¹ Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (20°C’de BOİ ₅)	25	70-90 40 Madde 8 (c)	Homojen, filtre edilmemiş, çöktürmemiş ham örnek. Tamamen karanlık ortamda 20°C ±1°C’de beş günlük inkübasyondan önce ve sonra çözünmüş oksijenin ölçülmesi. Bir nitrifikasyon inhibitörünün ilavesi
Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ)	125	75	Homojen, filtre edilmemiş, çöktürmemiş ham örnek. potasyum dikromat yöntemi.
Toplam askıda katı madde (TAKM)	35 35 Madde 8 (c) (10000 E.N.’den fazla) 60 Madde 8 (c) (2000-10000E.N.)	90 90 Madde 8 (c) (10000 E.N.’den fazla) 70 Madde 8 (c) (2000-10000 E.N.)	-Temsili örneğin 0,45 µm membran ile filtrasyonu. 105 °C’de kurutulması ve tartılması. - Temsili örneğin santrifüj edilmesi (ortalama 2800- 3200 g.lık ivme ile en az beş dakika kadar),105 °C’de kurutulması ve tartılması.

* Konsantrasyon değerleri veya arıtma verimleri uygulanacaktır.

¹ Eğer BOİ₅ ile yerine kullanılan parametre arasında korelasyon kurulabilirse, bu parametre bir başka parametre ile değiştirilebilir: toplam organik karbon (TOK) yada toplam oksijen ihtiyacı (TOİ) gibi.

Çizelge 3.14 : Kentsel atıksu arıtım tesislerinden ileri arıtıma ilişkin deşarj limitleri.

Parametreler	Konsantrasyon	Minimum arıtma verimi(%)	Referans Ölçüm Metodu
Toplam fosfor	2 mg/l P (10000-100000 E.N.) 1 mg/l P (100 000 E.N.'den fazla)	80	Moleküler absorpsiyon spektrofotometre
Toplam azot ¹	15 mg/l N (10000-100000 E.N.) 10 mg/l N (100 000 E.N.'den fazla) ²	70-80	Moleküler absorpsiyon spektrofotometre

*Yerel şartlara bağlı olarak parametrelerin biri veya ikisi birden uygulanabilir. Konsantrasyon değerleri veya arıtma verimleri uygulanacaktır.

3.4. Aerobik Granüler Çamur Reaktörü Dizayn Methodu

Ardışık kesikli reaktör (AKR), esnekliği, parametrelerin değiştirilmesine ve işlemin kolayca değiştirilmesine olanak tanıdığı için aerobik granül geliştirmek için en yaygın reaktörlerden biridir. Granül gelişimi ile ilgili olarak, AKR'ler, tokluk ve kıtlık döngüsünü oluşturmak, kısa çamur çökeltme süreleri ayarlayarak granülleri seçmek ve ayrıca diğer reaktör konfigürasyonlarında olduğu gibi hidrolik bekletme süresi veya substrat yükleme hızı gibi diğer parametreleri değiştirmek için uygundur. Genel olarak, aralıklı işleme sahip sistemlerin aerobik granüler çamur geliştirmek için sürekli reaktörlere göre daha uygun olduğu görülmüştür. Ayrıca, bu anlık besleme performansının, aynı zamanda granülasyona da fayda sağlayan sürekli beslemeye dayalı sistemlerle karşılaştırıldığında, granüllere daha büyük substrat penetrasyonuna izin verdiğini bulunmuştur.

Aerobik bir AKR'nin geometrik ve operasyonel tasarımı için Çizelge 3.15'te gösterildiği gibi tasarım parametreleri seçilmekte ardından AKR tasarımının ilk yaklaşımını elde etmek için bazı adımlar ve hesaplamalar yapılabilmektedir.

Çizelge 3.15 : Dizayn için kullanılan parametreler ve semboller.

Tanım	Sembol	Birim	Formül
Toplam reaktör hacmi	V_T	m^3	$V_0 + V_f$
Doldurulan hacim	V_f	m^3	
Bir önceki döngüden kalan hacim (su ve çamur)	V_0	m^3	
Temizlenen hacim (çamur)	V_w	m^3	
Boşaltılan hacim (su)	V_d	m^3	
Toplam döngü süresi	t_c	dakika	$t_f + t_a + t_s + t_d$
Besleme süresi	t_f	dakika	
Reaksiyon süresi	t_a	dakika	
Çöktürme süresi	t_s	dakika	
Boşaltma süresi	t_d	dakika	
Besleme süresi oranı	FTR		t_f / t_c
Hacimsel Değişim Oranı	VER		V_f / V_T
Hidrolik Bekletme Süresi	θ_h	saat	V_T / Q
Çamur yaşı	θ_c	saat	

Çamur bekletme süresi (θ_c)

$$\theta_c = \frac{X_R}{X_{eff}} \theta_h \quad (3.1)$$

$$\theta_h = \frac{V_T}{Q} = \frac{t_c}{VER} \quad (3.2)$$

Efektif Döngü Oranı (EFC)

$$EFC = \frac{t_c - t_s - t_d - t_f}{t_c} \quad (3.3)$$

Toplam çamur kütlesi (M_x)

$$M_x = Y_H \cdot Q \cdot (S_0 - S) \cdot \theta_c * EFC \quad (3.4)$$

S_0 : Giriş substrat konsantrasyonu

S : Çıkış substrat konsantrasyonu

Reaktördeki çamur hacmi (V_0)

$$V_0 = M_x \cdot SVI \cdot SF_V \quad (3.5)$$

SVI: Çamur hacim indeksi

SF_V : Dizayn için güvenlik faktörü (%25 civarı)

Toplam döngü süresi (t_c)

$$t_c = \frac{V_0 \cdot VER}{Q(1 - VER)} \quad (3.6)$$

3.5. Membran Biyoeaktörü Dizayn Methodu

Biyoreaktör tasarımı, Reaktörün boyutunu belirleme ve atıksuyun karakterine göre oksijen tüketen kirleticilerin aerobik arıtımı için oksijen ihtiyacına, arıtılmış su kalite gereksinimlerine ve günlük üretilen çamur miktarına bağlıdır.

Minimum çamur yaşı

$$\mu_{AOB} = \left(\frac{\mu_{m,AOB} \cdot NH_3}{K_N + NH_3} \right) \left(\frac{DO}{K_{DO} + DO} \right) - k_{d,AOB} \quad (3.7)$$

$\mu_{m,AOB}$: Maksimum spesifik büyüme oranı AOB, 1/gün

NH_3 : Biyoreaktördeki amonyak konsantrasyonu, mg N/L

K_N : Amonyak için yarı doyumluk sabiti, mg N/L

DO: Biyoreaktör içindeki çözünmüş oksijen konsantrasyonu, mg/L

K_{DO} : Çözünmüş oksijen için yarı doyumluk sabiti, mg/L

$k_{d,AOB}$:AOB bozunma sabiti , 1/gün

$$\mu_{m,AOB}(T_2) = \mu_{m,AOB}(T_1)\theta^{(T_2-T_1)} \quad (3.8)$$

$\mu_{m,AOB}(T_2)$: T₂ sıcaklığında Maksimum spesifik büyüme oranı, 1/gün

$\mu_{m,AOB}(T_1)$: T₁ sıcaklığında Maksimum spesifik büyüme oranı, 1/gün

θ : Sıcaklık düzeltme faktörü

$$\theta_c = \frac{1}{\mu_{AOB}} \quad (3.9)$$

Günlük Çamur Üretimi

$$X_T = X + X_i = \left(\frac{\theta_c}{\tau}\right) \left[\frac{Y(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c}\right] + \frac{X_{0,i}\theta_c}{\tau} + f_d k_d \left(\frac{\theta_c}{\tau}\right) \left[\frac{Y(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c}\right] \theta_c \quad (3.10)$$

X_T : Toplam katı, mg AKM/L

X : Biyokütle katı, mg AKM/L

X_i : İnert katı, mg AKM /L

τ : θ_h , gün

Y : Mikrobiyal büyüme verimi, mg UAKM /mg KOİ

S_0 : Biyo çözünebilir substrat, mg KOİ/L

S : Geçen substrat, mg KOİ/L

k_d : Bozunma sabiti, 1/gün

$X_{0,i}$: Giren atıksudaki inert madde, mg AKM /L

f_d : bozunma sırasında biyoreaktörde biriken biyokütle

$$P_{X_T} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c} + QX_{0,i} + f_d k_d \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c} \theta_c \quad (3.11)$$

P_{X_T} : Günlük çamur üretimi, kg AKM / gün

Q : Günlük giriş debisi, m³/gün

V : Biyoreaktör hacmi, m³

Nitrifikasyon Biyokütle Üretimi

$$P_{XT} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c} + \frac{QY_n N_{ox}}{1 + k_{dn}\theta_c} + QX_{0,i} + f_d k_d \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d\theta_c} \theta_c \quad (3.12)$$

Y_n : Nitrife eden bakterilerin büyüme verimi, g UAKM /g KOİ

N_{ox} : Okside olabilen amonyum konsantrasyonu, g N/m³

k_{dn} : Nitrife eden bakterilerin çözünme sabiti, 1/gün

$$\text{Okside olmuş N} = N_{\text{giriş}} - N_{\text{çıkış}} - N_{\text{biyokütle}} \quad (3.13)$$

$$QN_{ox} = Q(TKN_0) - QN_e - 0.12P_{X,bio} \quad (3.14)$$

$$N_{ox} = TKN_0 - N_e \frac{0.12P_{X,bio}}{Q} \quad (3.15)$$

TKN_0 : Giriş TKN konsantrasyonu, g N/m³

N_e : Çıkış amonyum azotu konsantrasyonu, g N/m³

$P_{X,bio}$: mikrobiyal büyüme ve çürümeden kaynaklanan günlük çamur üretim hızı , gAKM /gün

Günlük çamur üretimi

$$P_{XT} = \left[\frac{QY(S_0 - S)/(1 + k_d\theta_c)}{0.85} \right] + \left[\frac{QY_n N_{ox}/(1 + k_{dn}\theta_c)}{0.85} \right] + [QX_{0,i} + Q(TAKM_0 - UAKM_0)] + \left[\frac{f_d k_d (QY(S_0 - S)/(1 + k_d\theta_c))\theta_c}{0.85} \right] \quad (3.16)$$

Aerobik Tank'ın Hacmi

$$V = \frac{P_{XT} \cdot \theta_c}{\text{Biyoreaktör içindeki toplam katı konsantrasyonu}} \quad (3.17)$$

Anoksik Tank'ın Hacmi

$$\text{Denitrife olacak azot kütlesi} = Q \cdot (\text{NO}_x - \text{NO}_{3,p}) \quad (3.18)$$

$\text{NO}_{3,p}$: Çıkış suyu nitrat konsantrasyonu,

$$\frac{F}{M_{ax}} = \frac{Q_0 S_0}{V_{ax} X_{ax}} \quad (3.19)$$

V_{ax} : Anoksik tankın hacmi, m^3

X_{ax} : Anoksik tanktaki katı konsantrasyonu, g AKM/ m^3

SDNR: Spesifik denitrifikasyon hızı

$$\text{SDNR} = 0.019 \left(\frac{F}{M_{2x}} \right) + 0.029 \quad (3.20)$$

$$V_{ax} = \frac{\text{Denitrifikasyon için gerekli katı}}{\text{Anoksik tanktaki katı konsantrasyonu}} = \frac{Q(\text{NO}_x - \text{NO}_{3,p})/\text{SDNR}}{X} \quad (3.21)$$

$$Q_r = \frac{Q(\text{TNR} - f)}{1 - \text{TNR}} \quad (3.22)$$

Q: Giriş debisi

Q_r : İçsel geri dönüş akış hızı

TNR: Toplam azot giderimi

f: Asimile edilecek azot fraksiyonu

aerobik tankta aşağıdaki denklemler olarak

$$\text{TNR} = \frac{\text{TKN}_0 - \text{NO}_{3p}}{\text{TKN}_0} \quad (3.23)$$

$$f = \frac{\text{TKN}_0 - \text{NO}_x}{\text{TKN}_0} \quad (3.24)$$

Membran Sistemi

Tasarım akısı

$$= \frac{\text{maksimum operasyon akısı} \cdot \text{filtrasyon oranı} \cdot \text{operasyon oranı}}{\text{pik faktörü}} \quad (3.25)$$

Maksimum operasyon akısı = kritik akı, L/m²/saat

Filtrasyon oranı = (Filtrasyon süresi)/(filtrasyon + geri yıkama + bekleme süresi), birimsiz

Operasyon oranı = (operasyon süresi) / (operasyon + temizleme süresi), birimsiz

Pik faktörü = (saatlik pik debi) / (günlük ortalama debi), birimsiz

$$\text{Modül sayısı} = \frac{\text{Günlük ortalama debi}}{\text{Tasarım akısı} \cdot \text{Her modül için membran alanı}} \quad (3.26)$$

Akı, Geçirgenlik ve Spesifik Havalandırma Talebi

Membran alanına dayalı spesifik hava talebi (SADm), membran alanı başına temizleme havası akış hızı olarak tanımlanır.

$$SADm = \frac{Q_A}{A_m} \quad (3.27)$$

SADm : Spesifik havalandırma ihtiyacı – membran alanı (Nm³/m²saat)

Q_A : Membran havalandırma hızı (m³/saat)

A_m : Toplam membrane yüzey alanı (m²)

SADp : Spesifik havalandırma ihtiyacı – sızma hacmi

J: Akı

$$SADp = \frac{Q_A}{(J \cdot A_m)} \quad (3.28)$$

Gerekli hava ihtiyacı =

$$(SADm)(\text{Membran alanı}) \frac{\text{Havalandırma süresi}}{\text{Havalandırma süresi} + \text{Bekleme süresi}} \quad (3.29)$$



4. BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

Bu çalışmada İstanbul ilinde bulunan Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi için uygun ileri arıtma proses tipleri belirlenmiştir. Bu proses tiplerinde yapılan tam ölçek çalışmaları ise örnek olarak sunulmuştur. Örnek sunulan çalışmalar ile çıkan sonuçlar karşılaştırılmıştır.

4.1. Aerobik Granüler Reaktör Dizayn

Aerobik granül için kullanılacak olan ardışık kesikli reaktörün dizaynı için giriş suyu parametreleri Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi'nin 2020 yılına ait debileri ve kirlilik yükleri alınarak, çıkış suyu parametreleri ise kentsel atıksu yönetmeliğindeki değerler kabul edilerek tasarlanmıştır. Tercih edilen ardışık kesikli reaktörde eş zamanlı besleme ve boşaltma periyodu, reaksiyon periyodu ve çöktürme periyodu ile işletme yapılacağı kabul edilmiştir. Yapılan bazı kabuller ise örnek olan çalışmalardan alınmıştır.

Reaktör boyutları ve döngü süreleri iterasyon yöntemi ile bulunmuştur.

4.1.1. Çamur yaşı (θ_c)

Li ve diğ. (2014) Yancang atıksu arıtma tesisinde yaptıkları çalışmada reaktördeki biyokütle konsantrasyonu 3600 mg/L olarak bulunmuştur. Frielas tesisinde ise biyokütle konsantrasyonu 6000 mg/L bulunmuştur.

Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu= 4000 gAKM /m³ ve hidrolik bekletme süresi $\theta_h = 6$ saat kabul edilerek çamur yaşı bulunmuştur.

$$\theta_c = \frac{4000 \text{ mg/l}}{25} 6 = 40 \text{ gün}$$

Li ve diğ. (2014) yaptıkları çalışmada toplam döngü süresini 360 dakika olarak belirlerken, Pronk ve diğ. (2015) 390 dakika olarak belirlemiştir.

Çalışmada VER (Hacimsel değişim oranı): 0,71 olarak kabul edilmiştir. Ve Toplam döngü süresi 256 dakika olarak bulunmuştur.

$$6 = \frac{t_c}{0,71}$$

$$t_c = 4,26 \text{ saat} = 256 \text{ dakika}$$

4.1.2. Efektif döngü oranı

Yancang arıtma tesisinde Li ve diğ. (2014)'nin yaptıkları çalışmada döngü sürelerini 40 dakika doldurma, 240 dakika havalandırma, 50 dakika çöktürme ve 30 dakika boşaltma ile kararlı hale getirmişlerdir. Pronk ve diğ. (2015) ise Garmerwolde tesisinde yaptıkları çalışmada 60 dakika doldurma ve boşaltma, 30 dakika çöktürme, 300 dakika ise havalandırma ve reaksiyon olarak belirlemişlerdir.

Çalışmada çöktürme süresi $t_s = 30$ dakika, boşaltma süresi $t_d = 30$ dakika ve doldurma süresi $t_f = 30$ dakika olarak seçilmiştir. Efektiv fraksiyon 0,65 olarak bulunmuştur.

$$EFC = \frac{t_c - t_s - t_d - t_f}{t_c} = \frac{255,6 - 30 - 30 - 30}{255,6} = 0,647887$$

4.1.3. Toplam çamur kütlesi (M_x) ve reaktör içindeki çamur hacmi (V_0)

Biyokütle değişim oranı $Y_h = 0,63$ gUAKM/gKOİ'dir. Reaktörde bulunan çamur miktarı ise 1.836.760 kgAKM'dir

$$M_x = Y_H \cdot Q \cdot \Delta C_S \cdot SRT \cdot EFC$$

$$M_x = 0,63 \cdot 250.000 \cdot 450 \cdot 40 \cdot 0,647887 = 1.836.760 \text{ kg VSS}$$

Li ve diğ. (2014)'nin araştırdığı Yancang atıksu arıtma tesisinde çamur hacim indeksini $SVI_{30} = 48$ mg/L bulmuştur. Pronk ve diğ. (2015) ise Garmerwolde tesisinde yaptığı çalışmada çamur hacim indeksini $SVI_{30} = 35$ mg/L bulmuştur. Bu nedenle $SVI_{30} = 40$ mL/g olarak kabul edilmiştir.

$$V_0 = M_x \cdot SVI \cdot SF_V$$

$$V_0 = 1836760563 \cdot 40 \cdot 0,25 = 18.367 \text{ m}^3$$

Çizelge 4.1’de reaktör için hesaplanan işletme parametreleri gösterilmiştir ve reaktör içindeki çamur hacmi ile toplam döngü süresinin kontrolü yapılmış ve sağlanmıştır.

$$t_c = \frac{18367 * 0,71}{250000(1 - 0,71)} = 259 \text{ dakika}$$

Çizelge 4.1: Aerobik granüler çamur hesaplanan işletme parametreleri

Parametre	Tanım	Birim	Değer
θ_c	Çamur yaşı	gün	40
X_r	Reaktör içindeki biyokütle	mgAKM / L	4000
X_{eff}	Çıkış suyu biyokütle	mgAKM / L	25
θ_h	Hidrolik bekletme süresi	(V_r/Q) h	6
V_T	Toplam reaktör hacmi	(V_0+V_f) m ³	62.500
Q	Toplam debi	m ³ /gün	250.000
t_c	Toplam döngü süresi	dakika	255.6
VER	Hacimsel değişim oranı	V_f/V_T	0,71
t_s	Çöktürme süresi	dakika	30
t_d	Boşaltma süresi	dakika	30
t_r	Doldurma süresi	dakika	30
EFC	Efektif döngü oranı	%	65
M_x	Toplam çamur kütlesi	kgAKM	1.836.760
Y_H	Biyokütle dönüşüm oranı	gUAKM / g KOİ	0,63
S_0-S	Substrat konsantrasyon farkı	mg/L	450
V_0	Reaktördeki sabit çamur	m ³	18.367
SVI	Çamur hacim indeksi	mL/g	40
SFv	Dizayn için güvenlik faktörü	25% civarı	0,25

4.1.4. Reaktör hacmi (V_T) beslenen hacim (V_f) ve döngü sayısı

Çalışmada toplam reaktör hacmi 62500 m³ olarak hesaplanmıştır.

$$\theta_h = \frac{V_T}{Q} = \frac{t_c}{VER}$$

$$6 = \frac{V_T}{250.000}$$

$$V_T = 62.500 \text{ m}^3$$

Bulunan hacimsel değişim oranı ve toplam reaktör hacmi ile günlük doldurulan hacim miktarı 44375 m³ olarak bulunmuştur.

$$VER = \frac{V_f}{V_r}$$

$$0.71 = \frac{V_f}{62500}$$

$$V_f = 44.375 \text{ m}^3$$

Sistem 4 saatlik döngü süresi ile günde 6 döngü yapmaktadır.

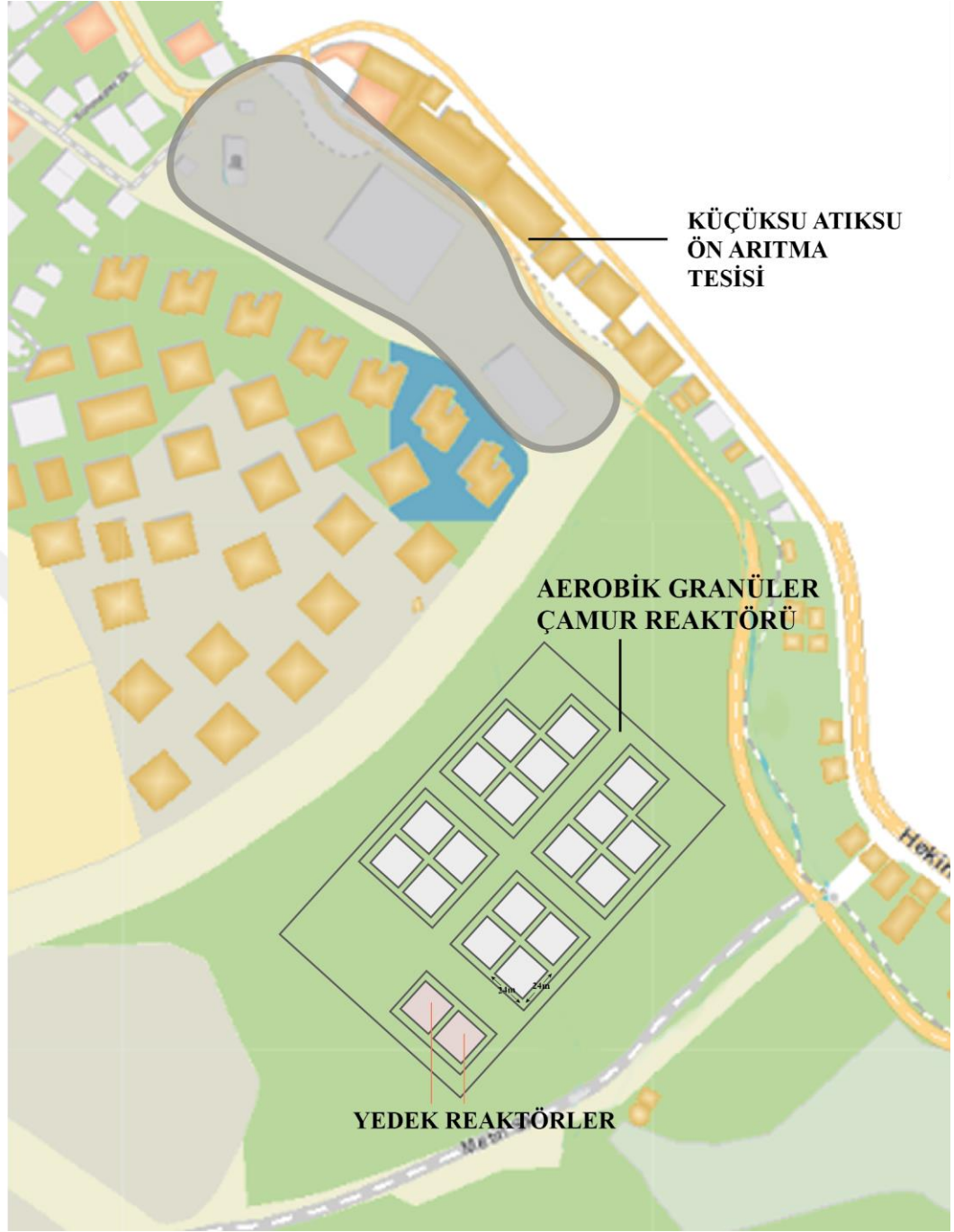
$$m = \frac{Q}{V_f} = \frac{250000}{44375} = 5,63 \left(\frac{1}{\text{gün}} \right)$$

Frielas atıksu arıtma tesisinde yapılan çalışmada günlük 12.000 m³ atıksu için 1000 m³ hacimli bir reaktör işletilmektedir. Yancang arıtma tesisinde yapılan çalışmada günlük 50.000 m³ atıksu için toplam hacmi 50.160 m³ olan dört reaktör kullanılmıştır (Li ve diğ., 2014).

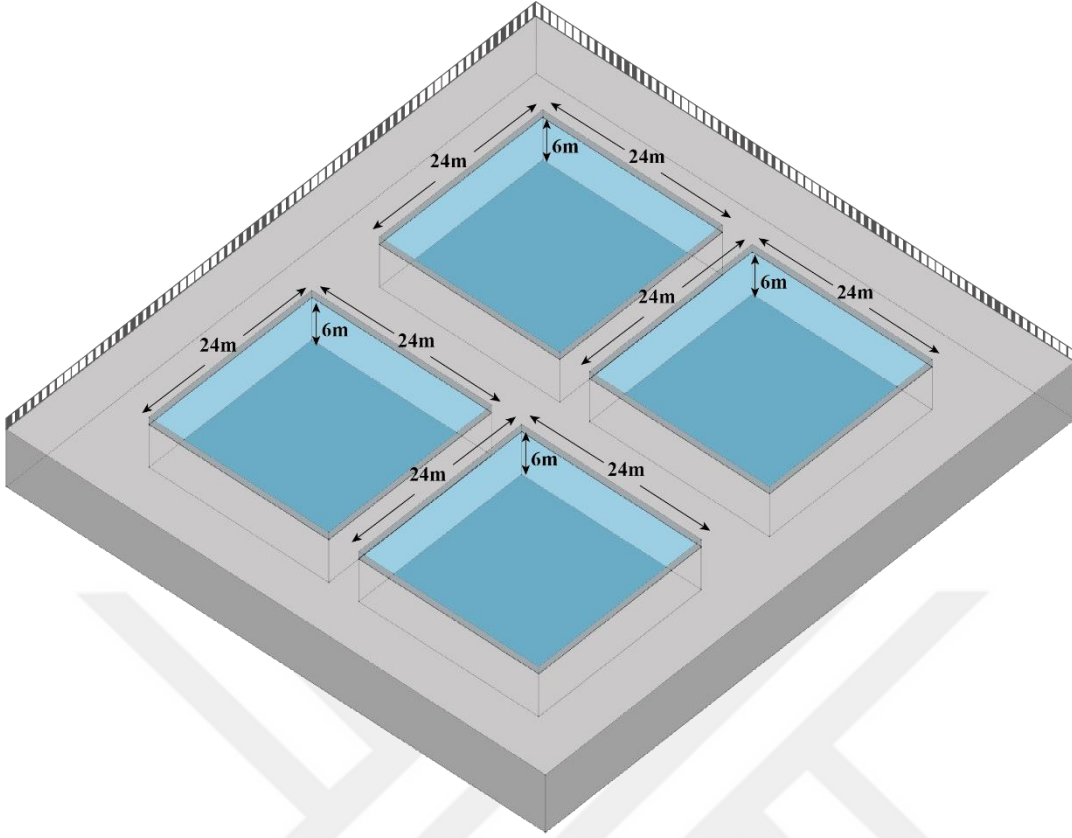
Garmerwolde tesisinde yapılan çalışmada ise günlük 28.600 m³ atıksu için toplam hacmi 19.200 m³ olan iki adet reaktör kullanılmıştır. Hacim ve debi oranlarının birbirinden farklı olmalarının sebebi hidrolik bekletme süresinin her çalışmada farklı değerler kabul edilmesidir.

4.1.5. Reaktör boyutları

Küçüksu arıtma tesisi için bulunan toplam reaktör hacmi 62.500 m³'dir. Havalandırmanın sağlanabilmesi için reaktör yüksekliği 6 m olarak seçilmiştir. Aerobik granüllerin ise yüksek bir H/D oranında geliştiiği ve döngü sayısı göz önüne alınarak toplam hacim Şekil 4.1'deki gibi 18 adet reaktör hacmine bölünmüştür. Her bir reaktör hacmi 3456 m³ olarak alınmıştır. Bu reaktörlerin boyutları ise Şekil 4.2'de görüldüğü gibi 24m * 24m * 6m olarak seçilmiştir.



Şekil 4.1: Aerobik granüler çamur reaktörleri planı.



Şekil 4.2: Aerobik granül reaktörü boyutlandırması.

4.1.6. Reaktör döngü besleme süreleri

Tasarlanan reaktörler Çizelge 4.2’de gösterildiği gibi 2 adet 4’lü 2 adet 5’li gruplara ayrılmıştır. Tesise gelen atıksu her döngüde 18 reaktörü dolduracak şekilde 1. Saat 4, 2. Saat 5, 3. Saat 4 ve 4. Saat 5 reaktör doldurulacak şekilde ayarlanmıştır. Şekil 4.3’te döngü süreleri gösterilmektedir.

Çizelge 4.2: Reaktör grupları adetleri.

1. Reaktör Grubu	4 adet
2. Reaktör Grubu	5 adet
3. Reaktör Grubu	4 adet
4. Reaktör Grubu	5 adet

REAKTÖR GRUP DÖNGÜLERİ																
Zaman (dk)	15	30	45	60	75	90	105	120	135	150	165	180	195	210	225	240
	REAKTÖR GRUBU 1															
Doldurma/boşaltma																
Reaksiyon/havalandırma																
Çöktürme																
	REAKTÖR GRUBU 2															
Doldurma/boşaltma																
Reaksiyon/havalandırma																
Çöktürme																
	REAKTÖR GRUBU 3															
Doldurma/boşaltma																
Reaksiyon/havalandırma																
Çöktürme																
	REAKTÖR GRUBU 4															
Doldurma/boşaltma																
Reaksiyon/havalandırma																
Çöktürme																

Şekil 4.3: Reaktör döngü süreleri.

4.2. Membran Biyoreaktör Dizayn

Membran biyoreaktör dizaynı yapılırken A/O sistemi seçilmiştir. Bazı parametreler yapılan çalışmalardan alınarak kabul yapılmıştır ve işlemlerde iterasyon yöntemi kullanılmıştır. Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu 8000 g/m³ seçilmiştir.

4.2.1. Minimum θ_c

İşletme halinde olan tesislerdeki θ_c değerlerinden uygun bir seçim yapılmıştır. Minimum θ_c 'yi hesaplamak için kullanılan kinetik parametreler Çizelge 4.3'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.3: Aktif çamur kinetik parametreleri.

Katsayı	Birim	Aralık	Tipik değer
$\mu_{m,N}$	gün ⁻¹	0,2 – 0,9	0,75
K_N	gNH ₃ -N/ m ³	0,5 – 1,0	0,74
Y_N	gUAKM/ gNH ₃ -N	0,1 – 0,15	0,12
$K_{d,N}$	gün ⁻¹	0,05 – 0,15	0,08
K_{DO}	g/m ³	0,4 – 0,6	0,5
K_s	gbKOİ/ m ³	-	20,0
f_d	-	-	0,15
μ_m	gün ⁻¹	-	6,0
Θ değerlerini hesaplamak için kullanılan parametreler			
$\mu_{m,N}$	-	1,06 -1,123	1,07
K_N	-	1,03 – 1,123	1,053
$K_{d,N}$	-	1,03 – 1,08	1,04
K_s	-	-	1,05
SDNR	-	-	1,08

$$\mu_{m,AOB}(12^{\circ}C) = 0,75 * 1,07^{(12-20)} = 0,44 \text{ gün}^{-1}$$

$$K_N(12^{\circ}C) = 0,74 * 1,05^{(12-20)} = 0,50 \text{ gN/m}^3$$

$$k_{d,AOB}(12^{\circ}C) = 0,08 * 1,04^{(12-20)} = 0,406 \text{ gün}^{-1}$$

$$\mu_{AOB} = \left(\frac{\mu_{m,AOB} \cdot NH_3}{K_N + NH_3} \right) \left(\frac{DO}{K_{DO} + DO} \right) - k_{d,AOB}$$

$$\mu_{AOB} = \left(\frac{0,44 * 0,5}{0,5 + 0,5} \right) \left(\frac{2}{0,5 + 2} \right) - 0,06 = 0,12 \text{ gün}^{-1}$$

$$\theta_c \text{ min} = \frac{1}{\mu_{AOB}} = \frac{1}{0,12} = 8,3 \text{ gün}$$

Jingxi yeraltı arıtma tesisinde çamur yaşı 20-30 gün arası seçilmiştir ve MLSS konsantrasyonu 7000 mg/L'dir (Tang ve diğ., 2018).

Çalışmada günlük üretilen çamur miktarı, çamur yaşı 20 gün seçilerek işlemler yapılmıştır.

$$S = \frac{K_S(1 + k_d\theta_c)}{\theta_c(Yk - k_d) - 1} = \frac{(20\text{gKOİ}/\text{m}^3)[1 + (0,09 \text{ gün}^{-1})(20 \text{ gün})]}{20 \text{ gün} [(5 - 0,09)\text{gün}^{-1}] - 1} = 0,576 \text{ gKOİ}/\text{m}^3$$

$$K_d(12^\circ\text{C}) = 0,12 * 1,04^{(12-20)} = 0,09 \text{ gün}^{-1}$$

$\text{NO}_x = 35 \text{ gN}/\text{m}^3$ olarak kabul edilerek $P_{X,\text{bio}}$ değeri iterasyon yöntemi ile bulunur.

$$P_{X,\text{bio}} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d SRT} + \frac{QY_n N_{ox}}{1 + k_{d,\text{AOB}} SRT} + f_d k_d \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d SRT} SRT$$

$$P_{X,\text{bio}} = \frac{250000 * 0,4 * (477 - 0,576)}{1 + 0,09 * 20} + \frac{250000 * 0,12 * 35}{1 + 0,09 * 20} + \left(0,15 * 0,09 * \frac{250000 * 0,4 * (477 - 0,576)}{1 + 0,06 * 20} * 20 \right) = 30254 \text{ kg/gün}$$

$$N_{ox} = \text{TKN}_0 - N_e - \frac{0,12 P_{X,\text{bio}}}{Q}$$

$$N_{ox} = (53 - 0,5) - \frac{0,12 * 30253}{250000} = 37,97 \text{ gN}/\text{m}^3$$

$$P_{X_T} = \left[\frac{QY(S_0 - S)/(1 + k_d\theta_c)}{0,85} \right] + \left[\frac{QY_n N_{ox}/(1 + k_{dn}\theta_c)}{0,85} \right] + \left[\frac{QX_{0,i} + Q(\text{TAKM}_0 - \text{UAKM}_0)}{0,85} \right] + \left[\frac{f_d k_d (QY(S_0 - S)/(1 + k_d\theta_c))\theta_c}{0,85} \right]$$

$$P_{X_T} = 30253590 + (250000 * 9,52) = 32633 \text{ kg/gün}$$

4.2.2. Aerobik tankın hacmi

$$V = \frac{P_{X_T} \cdot SRT}{\text{Biyoreaktör içindeki toplam katı konsantrasyonu}}$$

$$V = \frac{32633590 \frac{g}{gün} * 20 gün}{8000 g/m^3} = 81.583 m^3$$

$$HRT = \frac{V}{Q} = \frac{81583 m^3}{250000} = 0,326 gün = 7,83 saat$$

4.2.3. Anoksik tankın hacmi

Anoksik tank için hesaplamalar yapılırken iterasyon yöntemi kullanılmıştır. Aşağıdaki kabuller yapılmıştır;

$$V_{ax} = 30.000 m^3$$

$$\text{Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu} = 8000 g/m^3$$

$$\frac{F}{M_{ax}} = \frac{QS_0}{V_{ax}X_{ax}} = \frac{250.000 * 38}{30.000 * 8000} = 0,03958 gün^{-1}$$

$$SDNR = 0,019 \left(\frac{F}{M_{ax}} \right) + 0,029$$

$$SDNR(20^\circ C) = 0,019(0,03958) + 0,029 = 0,02975 g NO_3^- - N/gAKM gün$$

$$\begin{aligned} SDNR(12^\circ C) &= SDNR(20^\circ C) * \theta^{(12-20)} = 0,02975(1,08)^{(12-20)} \\ &= 0,01607 g NO_3^- - N/gAKM gün \end{aligned}$$

$$\text{Denitrife olacak azot kütlesi} = Q \cdot (NO_x - NO_{3,p})$$

$$\text{Denitrife olacak azot kütlesi} = 250000 * (37 - 20) = 4.250.000 gN/gün$$

$$= 4250000 / 0,01607 = 264.467.952 g = 264.468 kg$$

$$V_{ax} = \frac{\text{Denitrifikasyon için gerekli katı}}{\text{Anoksik tanktaki katı konsantrasyonu}} = \frac{Q(N_{ox} - NO_{3,p})/SDNR}{X}$$

$$= \frac{264.467.952 \text{ g}}{8000 \text{ g/m}^3} = 33.058 \text{ m}^3$$

$$\theta_h = 33058 / 250000 = 0,1322 \text{ gün} = 3,17 \text{ saat}$$

4.2.4. Dahili geri dönüş oranı ve atılacak çamur miktarı

$$TNR = \frac{TKN_0 - NO_{3p}}{TKN_0} = \frac{53 - 20}{53} = 0,62$$

$$f = \frac{TKN_0 - N_{ox}}{TKN_0} = \frac{53 - 37}{53} = 0,3$$

$$Q_r = \frac{Q(TNR - f)}{1 - TNR}$$

$$0.62 = 1 - \frac{250000(1 - 0,3)}{250000 + Q_R}$$

$$Q_R = 210526 \text{ m}^3/\text{day}$$

$$\text{Atık aktif çamur} = 32633 \text{ (kg/gün)} / 8000 \text{ (g/m}^3\text{)} = 4079 \text{ m}^3/\text{gün}$$

4.2.5. Membran süreci

$$\text{Pik faktörü} = (\text{saatlik pik debi}) / (\text{günlük ortalama debi}) = 380000 / 250000 = 1,52$$

$$\text{Operasyon oranı} = (\text{operasyon süresi}) / (\text{operasyon} + \text{temizleme süresi})$$

$$\text{Operasyon oranı} = (9900 \text{ dk}) / (9900 \text{ dk} + 180 \text{ dk}) = 0,982$$

$$\text{Filtrasyon oranı} = (\text{Filtrasyon süresi}) / (\text{filtrasyon} + \text{geri yıkama})$$

$$\text{Filtrasyon oranı} = 60 \text{ dk} / (60 \text{ dk} + 5 \text{ dk}) = 0,923$$

Seçilen membran ZeeWeed 500d düz levha membranıdır. Daldırılmış olarak kullanılmaktadır. Membranın bir modül'ünün alanı 31,6 m²'dir. Her kaset maksimum 48 modül tutabilmektedir. Çizelge 4.4'de membran boyutları verilmiştir.

Çizelge 4.4: ZeeWeed 500d Membran Kaseti boyutları.

Parametre	Birim
Modül Membran alanı (m ²)	31,6
Yükseklik (m)	2,56
Genişlik (m)	2,11
Uzunluk (m)	1,74

$$\begin{aligned} & \text{Tasarım akısı} \\ &= \frac{\text{maksimum operasyon akısı} \cdot \text{filtrasyon oranı} \cdot \text{operasyon oranı}}{\text{pik faktörü}} \\ &= \frac{40 \text{ L/m}^3 \cdot \text{saat} \cdot 0,982 \cdot 0,923}{1,52} = 23,8522 \text{ L/m}^2 \text{ saat} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Membran için gerekli alan} &= \frac{\frac{250000 \text{ m}^3}{\text{gün}} \cdot \left(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}\right) \cdot \left(\frac{1 \text{ gün}}{24 \text{ saat}}\right)}{23,85 \text{ L/m}^2 \text{ saat}} \\ &= 436717 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

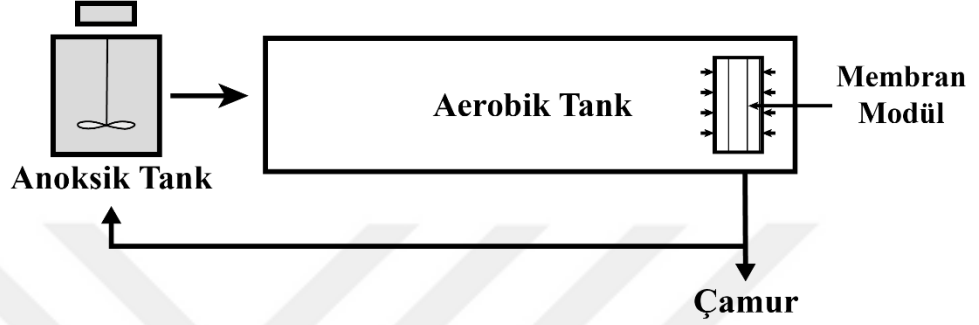
$$\begin{aligned} \text{Modül sayısı} &= \frac{\text{Günlük ortalama debi}}{\text{Tasarım akısı} \cdot \text{Bir ünitedeki toplam membran alanı}} \\ &= \frac{\frac{250000 \text{ m}^3}{\text{gün}} \cdot \left(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}\right) \cdot \left(\frac{1 \text{ gün}}{24 \text{ saat}}\right)}{23,8522 \text{ L/m}^2 \text{ saat} \cdot 31,6 \text{ m}^2 / \text{modül}} = 13820 \text{ modül} \\ \text{Kaset sayısı} &= \frac{13820 \text{ modül}}{48 \text{ modül/kaset}} = 287 \text{ kaset} \end{aligned}$$

Brightwater atıksu arıtma tesisinde yapılan çalışmada 205000 m³/gün debi için 220 adet ZeeWeed 500d kaset sistemi kurulmuştur. Küçüksu’da tercih edilen sistemle aynı olan bu sistem benzer kaset sayılarına sahiptir. Bu nedenle membran sistemi ihtiyaca cevap vermektedir (Park ve diğ., 2015).

4.2.6. Toplam reaktör hacmi ve reaktörlerin boyutlandırılması

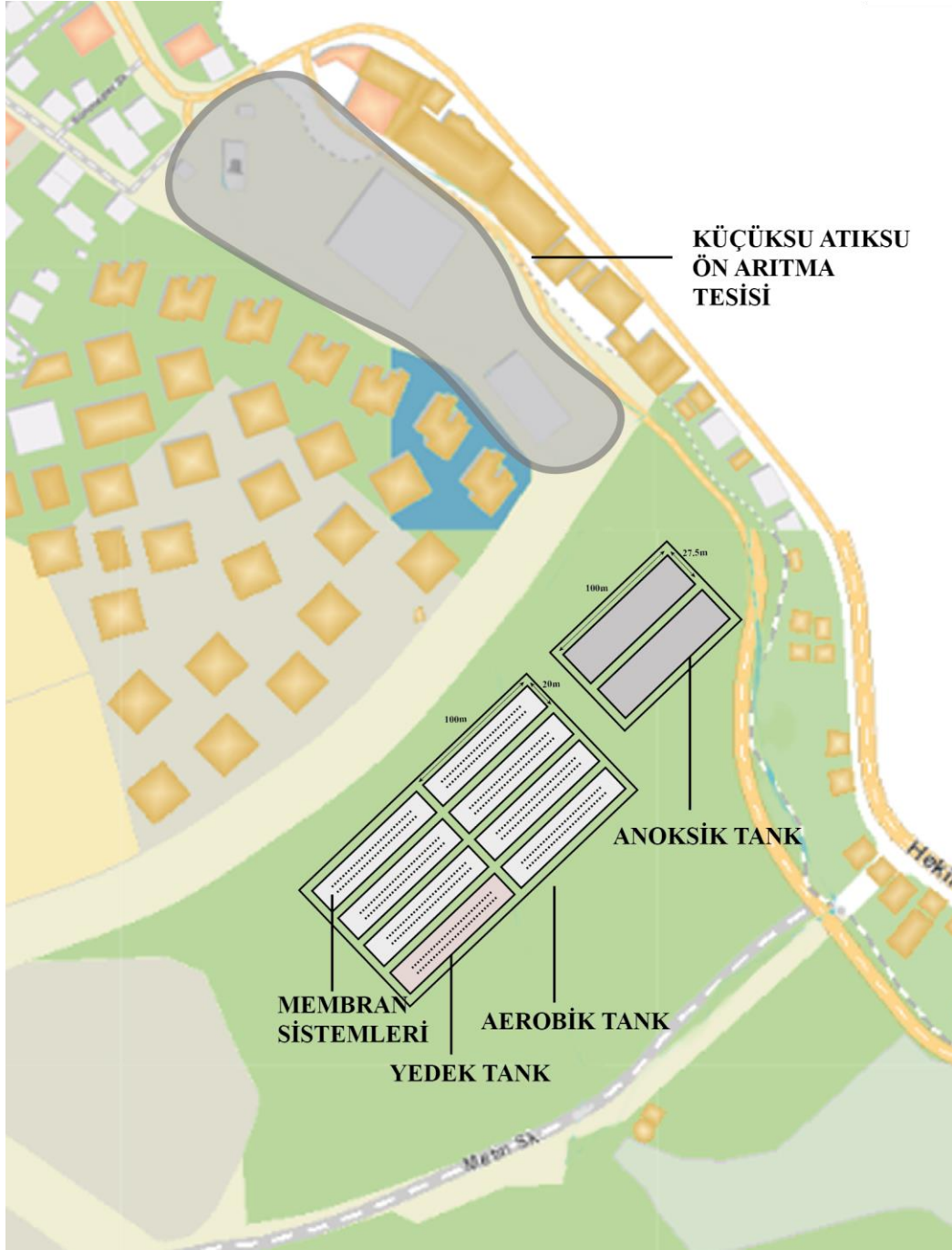
Membran biyoreaktör sistemi anoksik ve bir aerobik kısımdan oluşmaktadır. Membran sistemi ise aerobik reaktörün içerisinde daldırılmış halde bulunmaktadır. Şekil 4.4’te sistemin bir gösterimi verilmiştir. Sistemde anoksik ve aerobik reaktörlerinin toplam hacmi 115.000 m³ olarak hesaplanmıştır.

Seine aval atıksu arıtma tesisinde yapılan çalışmada günlük 200.000 m³'lük atıksu toplam hacmi 118.000 m³ olan membran sistemlerle arıtılmaktadır (Park ve diğ., 2015). Sistemde arıtılan debi Küçükse arıtma tesisinin debisine yakın bir miktardır gerekli olan reaktör hacminin de benzer olduğu görülmüştür. Bu nedenle tasarlanan sistemin yeterli olduğu sonucuna varılmıştır.



Şekil 4.4: Tasarlanan membran biyoreaktör sistemi.

Çalışmada hesaplanan tanklar için yükseklik 6 m kabul edilmiştir. Hacmi 33.000 m³ olan anoksik reaktör 27,5m * 100m * 6m boyutlarında 2 adet reaktör olarak tasarlanmıştır. Hacmi 82.000 m³ olan Aerobik reaktör ise boyutları 20m * 100m * 6m olan 7 adet reaktör olarak tasarlanmıştır. Şekil 4.5'te membran biyoreaktörlerinin alan üzerinde yerleştirilmesi gösterilmiştir.



Şekil 4.5: Membran biyoreaktörleri plan görünümü.

4.3. Aerobik Granüler Çamur ve Membran Biyoreaktörünün Karşılaştırılması

Aerobik granüler çamur birleşik karbon, azot ve fosfor giderimi için ardışık kesikli besleme işlemi yaparak mikroorganizmaların granüller halinde büyümesine olanak verir. Aktif çamur ile karşılaştırıldığında daha iyi çökelme özelliklerine sahiptir. Bu özellikleri sayesinde ek bir çökeltim tankına ihtiyaç duyulmamaktadır.

Aktif çamur (AÇ) ile işletilen tesislerde karbon, azot ve fosfor giderimini sağlamak için organik madde oksidasyonu, amonyum oksidasyonu, nitrat indirgeme ve biyolojik fosfor giderimi gibi prosesler kullanılmaktadır. Bu proseslerin gerçekleştirildiği tanklar, yüksek geri devir debilerinden dolayı çok büyük hacimler kaplamaktadırlar. Fakat prosese membran sistemleri dahil edildiğinde aerobik granüler çamur gibi son çöktürücüye ihtiyaç duymamaktadırlar.

Membran biyoreaktörlerde kullanılan membranların gözenek çapları μm boyutlarında olduğu için, askıda katı madde, bakteri ve virüs içermemektedir ve yüksek çıkış suyu kalitesine sahip olmaktadır. Bu nedenle atıksuyun geri kazanımı söz konusudur. Fakat küçük gözenek boyutları nedeniyle organik ve inorganik maddeler, aktif çamur, askıda katılar tarafından kirlenmesi ve tıkanması nedeniyle kısıtlamalara sahiptir. Membran biyoreaktör sermayesi ve işletme maliyeti de diğer bir kısıtlama nedenidir. Daha düşük işletme maliyetine sahip olan aerobik granüler reaktörlerde ise atıksuyun geri kazanımı söz konusu değildir.

Son dönemlerde yapılan çalışmalarda ise aerobik granüler çamur ile MBR teknolojisi entegre edilmiştir. Bu çalışmalar membran tıkanması gibi dezavantajları azaltarak daha verimli sonuçlar elde edilmesini ve yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmesine imkan vermektedir. Küçüksu atıksu tesisi için bu entegre sistemler alternatif bir yöntem olarak düşünülebilir.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Tez kapsamında dünyada sınırlı bir kaynak olan suyun, kentleşme ve sanayileşmenin artmasıyla birlikte tüketiminin artması ve bu tüketim sonucu oluşan yüksek miktarda atıksuyun kontrolsüz bir şekilde arıtılmadan veya sadece ön arıtma ile deniz, göl, nehir gibi ortamlara verilmesiyle oluşan çevre ve sağlık sorunları gibi problemler ve bu problemlere dair kullanılan çözümler öne çıkmaktadır. Ayrıca son yıllarda dünyada baş gösteren iklim krizleriyle birlikte suya olan ihtiyacın artması alternatif su kaynağı olarak arıtılmış suların geri kazanılarak yeniden kullanılması için öneriler sunulmaktadır.

Arıtılmış atıksuların yeniden kullanım alanları araştırılmış bu kullanım alanlarının kentsel tarımsal ve benzeri amaçlar ile kullanılabilirliğinin “Atıksu Arıtma tesisleri Teknik Usuller Tebliğinde” yer alan kriterlere bağlı olduğu görülmüştür. Çalışmada arıtılmış suların kentsel alanların sulanması amaçlı yeniden kullanılması düşünülmüştür.

Tez kapsamında çalışılması düşünülen evsel atıksuların karakterizasyonu ve ön arıtma, biyolojik arıtma ve ileri arıtma yöntemleri detaylı bir şekilde açıklanmış ve geleneksel yöntemlerin Küçükösu ön arıtma tesisi gibi şehrin merkezinde ve kısıtlı alana sahip bir tesis için uygun olmadığı belirlenmiştir.

Küçükösu Ön Arıtma Tesisi için düşünülen bir işlem olan Aerobik Granüler Çamur prosesi ve özellikleri, granül oluşumu ve mekanizması ve bunları etkileyen faktörler araştırılmış ve detaylı bir şekilde açıklanmıştır. Aerobik granüler çamur prosesi olarak çalışan arıtma tesislerinden örnekler sunulmuştur.

Düşünülen diğer bir sistem olan Membran biyoreaktörler hakkında türleri ve konfigürasyonları, membran türleri ve sistemleri, avantaj ve dezavantajları hakkında bilgiler verilmiştir. Büyük ölçek kullanılan membran sistemleri hakkında örnekler sunulmuştur.

Küçüksu Atıksu Ön Arıtma tesisi açıklanarak tesiste yer alan arıtma prosesleri ve yapılar detaylı bir şekilde tanıtılmıştır. Tesise giren debi miktarları ve kirlilik yükleri belirtilmiş ve planlanacak olan prosesin hangi alanda yer alacağı belirlenmiştir.

Bütün bu bilgiler ışığında Küçüksu Atıksu Ön arıtma Tesisi'nden kaynaklanan kirlilik yükünün biyolojik ve ileri yöntemlerle arıtılması araştırılmıştır ve geliştirilen entegre sistemler hakkında bilgiler verilmiştir.

Küçüksu atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan günlük debiyi aerobik granüler çamur prosesi ile arıtmak için zaruri olan toplam reaktör hacmi 62.500 m^3 olarak bulunmuştur. Gerekli olan alan ihtiyacının ise 11.520 m^2 olduğu, tesisin yanında bulunan 37.410 m^2 'lik alandan bu ihtiyacın kesin olarak karşılanabileceği görülmüştür.

Membran biyoreaktör tercih edildiğinde günlük olarak tesise giren debiyi arıtmak için gerekli olan toplam reaktör hacminin 115.000 m^3 olduğu görülmekle beraber alan ihtiyacının 21.500 m^2 olduğu ve gerekli olan alan ihtiyacının tesisin yanında bulunan alandan karşılanabileceği görülmüştür.

Sonuç olarak Küçüksu Atıksu Ön Arıtma Tesisi için biyolojik ve ileri arıtma alternatifleri tasarlanmış ve değerlendirmeler ortaya konulmuştur. Elde edilen verilere göre, aerobik granüler çamur prosesi ve membran bioreaktör prosesi tercih edilebilir yöntemler olarak ön plana çıkmaktadır.

Su sıkıntısı çekmeye aday bir ülke olarak Türkiye, atıksuların geri kullanılmasını yaygınlaştırmalı ve su kaynaklarının yok olmasının önüne geçmelidir. Bu nedenle ön arıtma tesisleri, ileri arıtma tesislerine dönüştürülerek bu tesislerden elde edilen arıtılmış sular ekosisteme kazandırılmalı ve üçüncül arıtmanın uygulandığı atık suların yeniden kullanılabilir kalitede olabileceği düşünülerek kullanım alanları genişletilmelidir.

KAYNAKLAR

- Alobaidi, R. A. K.** (2021). Integration Of A Membrane Bioreactor To Nanofiltration/Reverse Osmosis For Treatment Of Emerging Pharmaceuticals In Domestic Wastewater.
- Atalay, H.** (2016). İstanbul'daki Ham Su Kaynaklarında Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinden Haloasetik asitlerin Oluşum Potansiyellerinin Belirlenmesi.
- Büyükgüngör H., Maryam B.** (2019). Wastewater reclamation and reuse trends in Turkey: Opportunities and challenges.
- Demir, Ö., Yıldız, M., Sercan, Ü., Arzum. C.Ş.** (2017). Atıksuların Geri Kazanılması ve Yeniden Kullanılması. Şanlıurfa
- Dere, T.** (2010). Kentsel Atıksuyun Membran Biyoreaktör İle Arıtılması Ve Modellenmesi. Sakarya.
- Duman, H.** (2017). Membran Biyoreaktör İle Evsel Nitelikli Atıksuların Arıtılması Ve Geri Kazanılması. Ankara.
- Durak, A.** (2020) Evsel Atıksuların Arıtılmasında Biyolojik Arıtma Yönteminin Uygulanması Ve İşletme Sorunlarının İncelenmesi Van İli Örneği. Van.
- Giesen A., van Loosdrecht M., de Bruin B., Helle van der Roest, Mario Pronk,** (2013). Full-scale Experiences with Aerobic Granular Biomass Technology for Treatment of Urban and Industrial Wastewater.
- Kahraman, İ.** (2016). Kampüs Atıksularının Aerobik Granül Çamur Teknolojisi İle Yerinde Arıtımı. İstanbul.
- Katip A.** (2018). Arıtılmış Atıksuların Yeniden Kullanım Alanlarının Değerlendirilmesi.
- Kavak, N.** (2016) Kayseri İli Örneğinde, Atık Su Arıtma Tesislerinde Uygulanan Arıtma Yöntemlerinin İncelenmesi Ve Optimum Yöntemin Belirlenmesi. Nevşehir.
- Koyuncu, İ.** (2018). Su/Atıksu Arıtılması ve Geri Kazanılmasında Membran Teknolojileri ve Uygulamaları. Ankara.
- Kreuk, M. K., Pronk, M., van Loosdrecht, M. C. M.** (2005). Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. Holland.
- Li, J., Ding, L. B., Cai, A., Huang, G. X., Horn, H.** (2013). Aerobic Sludge Granulation in a Full-Scale Sequencing Batch Reactor. China.
- Liu, Y. J., Liu, Y.** (2013). Membrane Bioreactor For Wastewater Reclamation. Singapore.

- Liu, Y., Tay, J. H.** (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. Singapore.
- Mağden, K. A.** (2010). Aerobik Granül Çamurun Oluşumu Ve Yapısının İncelenmesi. İstanbul.
- Moustafa, T.** (2014) Aerobic Granular Sludge – Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater. Sweden.
- Olesagun, K. A., Xing, W., Youzhi, G.** (2015). Membran bioreactor in China: A Critical Review.
- Özel, G.** (2016). Performance Evaluation And Mass Balance Studies On Membrane Bioreactor Systems. İzmir.
- Özgün, H.** (2015). Anaerobic Membrane Bioreactors For Cost-Effective Municipal Water Reuse.
- Öztürk, İ.** (2017). Atıksu Mühendisliği, İSKİ Teknik Kitaplar Serisi, İstanbul, Türkiye.
- Öztürk, İ.** (2021). Bilimsel veriler ışığında Marmara Denizi ve Türk Boğazlar Sistemi, TÜBA, Ankara, Türkiye.
- Park H. D., Chang I. S., Lee K. J.** (2015). Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. New York. CRC Press.
- Pronk M., Kreuk M.K., de Bruin B., Kamminga P., Kleerebezem R., van Loosdrecht M.C.M.** (2015). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment.
- Radjenovic, J., Matosic, M., Mijatovic, I., Petrovic, M., Barcelo, D.** (2008). Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology. Spain.
- Saatçı, A.** (2019). Atıksu Arıtma Tesisi İçin Proje Aşamasında Öngörülen Ve Mevcut Durumda Sağlanan Verimin Sürekliliğinin Karşılaştırılması: Azerbaycan Nahçıvan Atıksu Arıtma Tesisi Örneği. Elazığ.
- Sarı Erkan, H.** (2017). Aerobik Membran Biyoreaktörlerde Farklı Karbon/Azot Oranına Sahip Atıksuların Arıtımı Ve Aktif Çamur Özelliklerinin Değişimi. İstanbul.
- Sam, S. B.** (2014) Chemical Characterization Of Exopolysaccharides From Floccular And Aerobic Granular Sludge Receiving Synthetic/ Industrial Wastewaters.
- Shin, C., Bae, J.** (2018) Current status of the pilot-scale anaerobic membrane bioreactor treatments of domestic wastewaters: A critical review. Republic of Korea.
- Tang, M., Chen, Y.J., Yong, W. B., and Liu, J.** (2018). Operational experience of large-scale membrane bioreactors in an underground sewage treatment plant.
- Uyanık, P.** (2020). Evaluation Of Wastewater Treatment Alternatives For Different Water Reuse Applications With Modeling And Cost Analysis.
- Vinardell, S., Astals, S., Peces, M., Cardete, M.A., Fernandez, I., Mata-Alvarez, J., Dosta . J.** (2020) Advances in anaerobic membrane bioreactor

technology for municipal wastewater treatment: A 2020 updated review.

Wang, L., Liang, W., Chen, W., Zhang, W., Mo, J., Liang, K., Tang, B., Zheng, Y., Jiang, F. (2018). Integrated aerobic granular sludge and membrane process for enabling municipal wastewater treatment and reuse water production.

Wang, S., Chew, J., Liu, Y. (2020). Development of an integrated aerobic granular sludge MBR and reverse osmosis process for municipal wastewater reclamation.

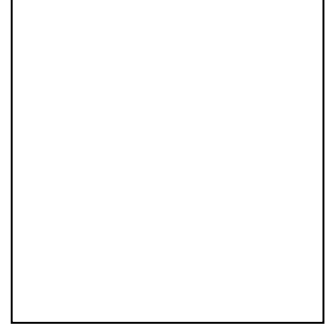
Yılmaz, S. (2015). Membran Biyoreaktör İle Evsel Nitelikli Atıksuların Arıtılması Ve Geri Kazanılması. İstanbul.

Yurtsever, A. (2016). Tekstil Endüstrisi Atıksuların Anaerobik ve Aerobik Membran Biyoreaktörlerle Arıtılabilirliği ve Tıkanma Özelliklerinin İncelenmesi. İstanbul.

Url-1 < <https://www.istanbul.gov.tr/iklim-istanbul> >, erişim tarihi 12.02.2022



ÖZGEÇMİŞ



Ad-Soyad : Fatma Nur Karataş

Doğum Tarihi ve Yeri :

E-posta :

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2015, Yıldız Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği
- **Yükseklisans** : (Devam ediyor), İstanbul Teknik Üniversitesi, Çevre Bilimleri Anabilim Dalı, Çevre Bilimleri, Mühendisliği ve Yönetimi

MESLEKİ DENEYİM :

- Mart 2022-, Yazılım Test Mühendisi, ETİYA.
- Haziran 2021-Mart 2022, Proje Koordinatörü, TOGEMDER.