



**MEZBAHA ATIKSULARININ HİDRODİNAMİK
KAVİTASYON DESTEKLİ BATIK MEMBRAN
BİYOREAKTÖR İLE ARITIMININ
İNCELENMESİ**

Atila TAŞDEMİR

**Doktora Tezi
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı
Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN
2024**

(Her hakkı saklıdır.)

T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

**MEZBAHA ATIKSULARININ HİDRODİNAMİK KAVİTASYON DESTEKLİ BATIK
MEMBRAN BİYOREAKTÖR İLE ARITIMININ İNCELENMESİ**

(Investigation of Slaughterhouse Wastewater Treatment by Hydrodynamic Cavitation
Supported Submerged Membrane Bioreactor)

DOKTORA TEZİ

Atila TAŞDEMİR

Danışman: Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Erzurum
Şubat, 2024

T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü

TEZ KABUL VE ONAY TUTANAĞI

MEZBAHA ATIKSULARININ HİDRODİNAMİK KAVİTASYON DESTEKLİ BATIK
MEMBRAN BİYOREAKTÖR İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN danışmanlığında, Atila TAŞDEMİR tarafından hazırlanan bu çalışma, 02/02/2024 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Çevre Bilimleri Bilim Dalı'nda Doktora tezi olarak **oybirliği / oy çokluğu (.../...)** ile kabul edilmiştir.

Jüri Başkanı:	Prof. Dr. Alper NUHOĞLU <i>Atatürk Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Danışman:	Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN <i>Atatürk Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Jüri Üyesi:	Prof. Dr. Osman Nuri ATA <i>Atatürk Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Jüri Üyesi:	Doç. Dr. Nejdet DEĞERMENCİ <i>Kastamonu Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır
Jüri Üyesi:	Doç. Dr. Sinan KUL <i>Bayburt Üniversitesi</i>	Aslı Islak İmzalıdır

Enstitü Yönetim
Kurulunun/.../.... tarih
ve sayılı kararı.

Bu tezin Atatürk Üniversitesi Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği'nin ilgili maddelerinde belirtilen şartları yerine getirdiğini onaylarım.

Prof.Dr. Saltuk Buğrahan CEYHUN

Enstitü Müdürü

Aslı Islak İmzalıdır

Bu çalışma Atatürk Üniversitesi BAP Projesi. kapsamında desteklenmiştir.
Proje No:8617

**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**Graduate School of Natural and
Applied Sciences**T.C.
ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ REKTÖRLÜĞÜ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ MÜDÜRLÜĞÜ****ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU**

Doktora Tezi olarak *Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN* danışmanlığında sunulan “Mezbaha Atıksularının Hidrodinamik Kavitasyon Destekli Batık Membran Biyoreaktör ile Arıtımının İncelenmesi” başlıklı çalışmanın tarafımızdan bilimsel etik ilkelere uyularak yazıldığını, yararlanılan eserlerin kaynakçada gösterildiğini, Fen Bilimleri Enstitüsü tarafından belirlenmiş olan Turnitin Programı benzerlik oranlarının aşılmadığını ve aşağıdaki oranlarda olduğunu beyan ederiz.

Tez Bölümleri	Tezin Benzerlik Oranı (%)	Maksimum Oran (%)
Giriş	1	30
Kuramsal Temeller	1	30
Materyal ve Metot	2	35
Araştırma Bulguları ve Tartışma	1	20
Sonuçlar ve Öneriler	1	20
Tezin Geneli	1	25

Not: Yedi kelimeye kadar benzerlikler ile Başlık, Kaynakça, İçindekiler, Teşekkür, Dizin ve Ekler kısımları tarama dışı bırakılabilir. Yukarıdaki azami benzerlik oranları yanında tek bir kaynaktan olan benzerlik oranlarının %5'den büyük olmaması gerekir.

Sunulan bilgilerin doğru olduğunu, aksi halde doğacak hukuki sorumlulukları kabul ettiğimizi beyan ederiz.

Tez Yazarı (Öğrenci)	Tez Danışmanı
Atila TAŞDEMİR	Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN
7.2.2024	7.2.2024
İmza: Aslı Islak İmzalıdır	İmza: Aslı Islak İmzalıdır

* Tez ile ilgili YÖKTEZ’de yayınlamasına ilişkin bir engelleme var ise aşağıdaki alanı doldurunuz.

☐ Tezle ilgili patent başvurusu yapılması / patent alma sürecinin devam etmesi sebebiyle Enstitü Yönetim Kurulunun .../.../.... tarih ve sayılı kararı ile teze erişim 2 (iki) yıl süreyle engellenmiştir.

☐ Enstitü Yönetim Kurulunun .../.../.... tarih ve sayılı kararı ile teze erişim 6 (altı) ay süreyle engellenmiştir.

TEŞEKKÜR

Çalışmanın gerçekleşmesinde maddi ve manevi her türlü yardımını esirgemeyen, karşılaştığım problemlerin çözümünde desteğini hissettiğim değerli hocam ve danışmanım Sayın Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN'a

Bu çalışmanın yürütülmesinde başından sonuna kadar ilgisini hiçbir zaman esirgemeyen, bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşan, yol gösteren, Tez İzleme Komitesi Üyesi değerli hocam Sayın Prof. Dr. Ergün YILDIZ'a,

Tez çalışma sürecimde desteğini esirgemeyen Tez İzleme Komitesi üyesi hocam Sayın Prof. Dr. Osman Nuri ATA'ya,

Çalışmalarımnda bilgisinden faydalandığım Sayın Prof. Dr. Alper NUHOĞLU'na, karşılaştığım sorunların çözümünde bana destek olan Sayın Doç.Dr. Nejdet DEĞERMENCİ, Doç.Dr. Sinan KUL ve Sayın Dr. Öğr. Üyesi İbrahim CENGİZ'e

Çalışmam boyunca her ihtiyacımnda yardıma koşan zor zamanlarımda yanımda olan Sayın Dr. Öğr. Üyesi Onur SÖZÜDOĞRU'na,

Çalışmam için gerekli altyapıyı sağlayan Atatürk Üniversitesine ve 8617 nolu proje ile maddi destek sağlayan Atatürk Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon birimine,

Çalışmam için atıksu temini konusunda yardımcı olan Oral Et Entegre A.Ş. ve Karagöl Et Sukaş A.Ş. çalışanlarına,

Çalışmalarımnda desteklerini benden esirgemeyen Sayın Doç. Dr. Hakan KIZILTAŞ'a, Dr. Öğr. Üyesi Fatih ŞANSVEREN'e, ve Sayın Dr. Yeşim DEDE SAĞSÖZ'e

Çalışmalarım ve hayatımın her aşamasında bana destek olan babam Sayın Hamit TAŞDEMİR'e annem Sayın Ayşe TAŞDEMİR'e, abim Sayın Abdullah TAŞDEMİR'e, ve kardeşim Sayın Oğuzhan TAŞDEMİR'e

Son olarak çalışmam esnasında bana katlanan, cesaretlendiren, yükümü paylaşan, desteğini her zaman yanımda hissettiğim, en çok fedakârlık gösteren sevgili eşim Özlem TAŞDEMİR'e ve oğlum Alp Tuğra TAŞDEMİR'e

sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Atila TAŞDEMİR

ÖZET

DOKTORA TEZİ

MEZBAHA ATIKSULARININ HİDRODİNAMİK KAVİTASYON DESTEKLİ BATIK MEMBRAN BİYOREAKTÖR İLE ARITIMININ İNCELENMESİ

Atila TAŞDEMİR

Danışman: Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Amaç: Mezbahalar gıda güvenliği ve hijyen koşullarını sağlamak için en çok temiz su tüketen işletmelerdir. Bu çalışmada arıtımı zor endüstriyel atıksular arasında yer alan mezbaha atıksuyunun yeni nesil arıtım teknolojisi hidrodinamik kavitasyon (HK) ile arıtım performansının belirlenmesi, ardından membran biyoreaktör (MBR) ile kombine edilerek biyolojik arıtıma katkısının belirlenmesi amaçlanmıştır.

Yöntem: Bu tez çalışmasında mezbaha atıksuyunun arıtımı için HK reaktöründe farklı kavitasyon geometrilerinin kavitasyon potansiyeli belirlenmiştir. Optimum kavitasyon geometrisinde HK'nın mezbaha atıksuyu arıtımındaki performansı farklı pH, kavitasyon sayısı (C_v), sıcaklık ve başlangıç konsantrasyonlarında araştırılmıştır. İlave oksidant (H_2O_2) kullanımının kavitasyona katkısının belirlenmesi için önce H_2O_2 oksidasyonu farklı H_2O_2 konsantrasyonu ve pH'da, devamında da HK/ H_2O_2 kombinasyonu farklı C_v ve pH'da incelenmiştir. Optimum HK arıtım şartlarının belirlenmesinden sonra kavite edilen atıksu MBR'ye beslenmiştir. Ham ve HK ön arıtmalı atıksuyun MBR arıtım performansı incelenerek kavitasyonun biyolojik arıtıma etkisi belirlenmiştir.

Bulgular: Kavitasyon geometrileri arasından venturi esaslı yaklaşma açısı 30° , boğaz çapı 5 mm, boğaz uzunluğu 10 mm ve uzaklaşma açısı 10° olan venturi 0,19 C_v ulaşarak etkili kavitasyon sağlamıştır. Sadece HK pH 4,5, $30^\circ C$ sıcaklıkta %33 KOİ, %35 TOK ve %56 renk verimi sağlamıştır. HK/ H_2O_2 kombinasyonu ile %64 KOİ, %63 TOK verimine ulaşılmıştır. HK doğal pH'da %14,4 KOİ verimi yanında NH_4 konsantrasyonunu arttırmıştır. NH_4 artışı deney sonrasında devam ederek amonyaklaşmayı hızlandırmıştır. UV-spektrumu ile atıksu içindeki kırmızı kan hücrelerinin ve peptit yapılarının kavitasyon etkilendiği görülmüştür. HK/MBR ile kavitasyon ön arıtımı ortalama MLSS'yi arttırmış ve azot giderimine katkı sağlamıştır. HK/MBR ile 10 L/m^2 .sa akı ve 15 gün SRT'de %98 KOİ, %98 TOK, %99,7 renk, %67 TN verimine ulaşılmıştır. Kavitasyon ile MBR'de amonyaklaşma hızlanmış, NH_3 birikmesi azalmış, NH_4-N giderim verimi artmış ve alkalinite ihtiyacı azalmıştır. HK ön arıtımı MBR'de kimyasal/fiziksel yıkama olmadan işletme süresini ham atıksuya kıyasla 10 L/m^2 .sa için 7 günden 14 güne arttırmıştır. 5 L/m^2 .sa akıda ise HK/MBR aşamasında TMP 120 mbar üzerine çıkmamıştır.

Sonuç: HK tek başına kullanıldığında yetersiz olsa da HK/ H_2O_2 kombinasyonu floklaşmayla beraber yüksek KOİ ve renk verimi sağlamıştır. HK'nın MBR öncesi doğal pH'da uygulanması biyolojik arıtım için etkili bir ön arıtım sağlamıştır. HK ön arıtımı sayesinde HK/MBR 222 gün süresince stabil işletilmiştir. HK/MBR ile azot giderimi hızlanmış ve yüksek kalitede çıkış suyu elde edilmiştir. MBR çıkış suyu mezbahalarda ürünlere temas etmeyen alanların temizliğinde kullanılarak su yönetimine olumlu katkı sağlayabileceği düşünülmektedir.

Anahtar Kelimeler: Mezbaha atıksuyu, Hidrodinamik kavitasyon, Hidrojen peroksit, Membran biyoreaktör,

Şubat 2024, 160 sayfa

ABSTRACT

DOCTORAL DISSERTATION

INVESTIGATION OF SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER TREATMENT BY HYDRODYNAMIC CAVITATION SUPPORTED SUBMERGED MEMBRANE BIOREACTOR

Atila TAŞDEMİR

Supervisor: Prof. Dr. Yalçın Kemal BAYHAN

Purpose: Slaughterhouses are the sectors that consume the most clean water due to food safety and hygiene regulations. The aim of this study is the investigation of slaughterhouse wastewater, which is accepted as one of the most detrimental wastewater, treatment by a trending environmentally friendly technology hydrodynamic cavitation (HC) and MBR combination.

Method: In this study, the cavitation production efficiency of different cavitation geometries was studied in the HC reactor. At the optimum cavitation geometry, the performance of HC in slaughterhouse wastewater treatment was investigated at different pH, C_v , temperature, and initial concentrations. To determine the contribution of additional oxidant to cavitation. First H_2O_2 oxidation was investigated at different H_2O_2 concentrations and pH, then HC/ H_2O_2 combination was investigated at different C_v and pH. After determination of optimum HC treatment conditions wastewater was fed to the MBR. The MBR treatment performance of raw wastewater and HC pretreated wastewater was investigated and the contribution of cavitation to biological treatment was determined.

Findings: Among the cavitation geometries venturi type cavitation inducer was found as optimum. Converging angle of 30° , throat diameter of 5 mm, 10 mm throat length, and divergence angle of 10° provided effective cavitation reaching 0,19 C_v . Only HC provided 33% COD, 35% TOC, and 56% color removal at pH 4,5 and $30^\circ C$. HC/ H_2O_2 combination increased the efficiencies to 64% for COD and 63% for TOC. At natural pH (7,5) HC removed 14% COD but NH_4 concentration was increased during cavitation. Cavitation created an effect accelerating ammonification which increased NH_4 concentration even after the experiment. UV spectrum of HC-treated wastewater showed that red blood cells and peptide bonds were disturbed during cavitation. HC pretreatment increased average MLSS concentration and contributed to nitrogen removal in MBR. HC/MBR reached 98% COD, 98% TOC, 99,7% color, and 67% TN removal efficiency at flux $10 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h}$ and SRT 15 days. HC accelerated ammonification, reduced NH_3 accumulation, increased NH_4 -N removal, and reduced alkalinity requirement. Compared to raw WW, HC pretreatment increased the operation time in MBR without chemical/physical cleaning period from 7 days to 14 days at flux $10 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h}$. On the other hand, $5 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h}$ flux never reached over 120 mbar TMP during operation.

Results: Although HC was insufficient when used alone, the HC/ H_2O_2 combination provided high COD and color removal efficiency along with flocculation. The use of HC at natural pH before MBR showed an effective pretreatment. HC/MBR could be operated without problems for 222 days. Nitrogen removal was accelerated and high-quality effluent was obtained with HC/MBR. It is believed that the effluent produced from this combination can be used to clean facility areas where the water does not come into direct contact with the food products in slaughterhouses.

Keywords: Slaughterhouse wastewater, Hydrodynamic Cavitation, Hydrogen Peroxide, Membrane Bioreactor

February, 2024, 160 pages

İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY TUTANAĞI.....	i
ETİK BİLDİRİM VE İNTİHAL BEYAN FORMU	ii
TEŞEKKÜR	iii
ÖZET	iv
ABSTRACT	v
İÇİNDEKİLER.....	vi
TABLolar DİZİNİ.....	ix
ŞEKİLLER DİZİNİ	xi
KISALTMALAR DİZİNİ	xv
GİRİŞ.....	1
Tezin Amacı.....	4
Tezin Ana Katkıları.....	4
KURAMSAL TEMELLER.....	6
Mezbahalar.....	6
Mezbahalarda temiz su tüketimi	6
Mezbahada atıksu oluşturan birimler	8
Mezbaha atıksuyu karakterizasyonu	10
Deşarj standartları ve çevresel etkileri	11
Mezbaha atıksularının arıtımı	12
Entegre ve hibrit arıtma prosesleri	18
Kavitasyon	21
Hidrodinamik Kavitasyon (HK).....	22
Literatürde atıksu arıtımında HK kullanımı	26
HK ve biyolojik arıtım çalışmaları.....	32
Membran Prosesler.....	34
Membran Biyoreaktör (MBR)	35
MBR avantaj ve dezavantajları	36
Membran kirlenmesi ve kontrolü	37
Literatürde MBR ve İOP'lerin birlikte kullanımı	38
Mezbaha atıksularının MBR ile arıtımı.....	40
MATERYAL ve METOT	42
Atıksu temini ve karakterizasyonu.....	42
Hidrodinamik Kavitasyon (HK).....	44

Kavitasyon Düzenegi	44
Kavitasyon geometrisi ve farklı kavitasyon tüpleri	45
Kavitasyonsuz Kontrol Düzenegi	47
HK reaktörünün işletilmesi	47
Membran Biyoreaktör (MBR)	48
Kullanılan membranlar.....	50
Membran temizleme şekli.....	52
MBR aşamaları ve atıksu kompozisyonu.....	52
DeneySEL Çalışmalarda Kullanılan Analizler	53
ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA	61
Farklı Kavitasyon Geometrilerinin Etkisi	61
Daralma tipi (boğaz)	61
Boğaz çapının değişimi	63
Boğaz uzunluğu.....	64
Yaklaşma açısının değişimi	65
Uzaklaşma açısının değişimi.....	66
Sadece HK ile Arıtım	70
Başlangıç pH etkisi	70
pH 4,5'te C_v /giriş basıncı etkisi	72
pH değişiminin atıksu karakterizasyonuna etkisi.....	74
Doğal pH'da C_v etkisi	77
Başlangıç konsantrasyonu.....	79
Sıcaklık etkisi	80
H ₂ O ₂ Oksidasyonu	81
H ₂ O ₂ konsantrasyonunun etkisi	82
Atıksu pH'sı ve kalıntı H ₂ O ₂ değişimi	85
pH etkisi	86
HK/H ₂ O ₂ oksidasyonu	88
Kavitasyonun etkisi	88
pH etkisi	89
Ham ve HK İle Arıtılmış Atıksuyun Kıyaslama	94
Kirlilik parametrelerinin değişimi.....	94
UV Spektrum	98
Kesikli biyolojik arıtım	99
MBR Sistemi	104

MBR çalışma evreleri	104
MLSS ve MLVSS değişimi	107
KOİ ve TOK giderimi	109
Renk ve bulanıklık giderimi.....	111
Azot giderimi	112
Fosfor giderimi.....	121
Membran kirlenmesi	123
SONUÇ ve ÖNERİLER	128
KAYNAKÇA	133
ÖZGEÇMİŞ.....	143



TABLÖLAR DİZİNİ

Tablo 1. Yeme-İçme Endüstrilerinin Temiz Su Tüketimi	6
Tablo 2. Türkiye Mezbahalarında Su Tüketimi	7
Tablo 3. Et Ürünleri Üretimi Tesisinde Su Tüketimi	7
Tablo 4. Örnek Mezbaha Atıksuyu Karakteristiği	10
Tablo 5. Literatürden Mezbaha Atıksularının Karakterizasyon Örnekleri	11
Tablo 6. Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliğinde Mezbaha ve Entegre Et Tesisleri Desarj Standartları	12
Tablo 7. Kavitasyonu Etkileyen Faktörler	24
Tablo 8. Atıksu Karakterizasyonu	43
Tablo 9. Atıksuyun Saklama Koşullarına Göre Kirlilik Değerlerinin Değişimi	43
Tablo 10. Kavitasyon Tüplerinin Geometrik Özellikleri	46
Tablo 11. Membran Modülünün Özellikleri	50
Tablo 12. Membran Akı-HRT Değişimi	51
Tablo 13. Adaptasyon Döneminde Kullanılan Atıksu	52
Tablo 14. MBR’de Ham ve Kavitasyon Ön Arıtmalı Atıksu İçeriği	53
Tablo 15. İyon Seçici Elektrot İle Amonyak Tayini Hesaplama Örneği	56
Tablo 16. Farklı Başlangıç Konsantrasyonunda Sadece HK ile %Giderim Verimleri (Doğal pH, 30°C, 7 bar, C_v 0,22)	80
Tablo 17. HK/H ₂ O ₂ ve H ₂ O ₂ Oksidasyonunda KOİ, TOK ve Renk Verimi (0,22 C_v , 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L H ₂ O ₂ , 180 dk reaksiyon süresi)	89
Tablo 18. pH 3,0’da HK/H ₂ O ₂ ve H ₂ O ₂ Oksidasyonu Kıyaslaması	93
Tablo 19. 7 Gün Sonunda Ham ve HK Sonrası Atıksuyun Bazı Özellikleri (0,22 C_v , 7 bar, 30 dk C_v , Doğal pH)	97
Tablo 20. Ham ve HK Atıksuyunun Besin Kullanım Hız Sabiti,	100
Tablo 21. Ham ve HK Atıksuyunun BOİ ₅ /KOİ Değerleri	103
Tablo 22. Ham Atıksu Döneminde MBR Aşamaları	105
Tablo 23. HK Ön Arıtmalı Atıksuyun Kavitasyon Şartları ve MBR aşamaları	106
Tablo 24. Ham ve HK/MBR Döneminde Renk ve Bulanıklık Değerleri	112
Tablo 25. Ham atıksu MBR Döneminde Azot Konsantrasyonunun Değişimi	115
Tablo 26. HK/MBR Arıtımında Farklı Akılarda ve Azot Konsantrasyonun Ortalama Değerleri	119
Tablo 27. Ham MBR ve HK/MBR Arıtımında Azot Konsantrasyonun Ortalama Değerleri	120

Tablo 28. Ham Atıksu MBR Döneminin TP Ortalama Değerleri (Akı 10 L/m ² .sa, SRT 15 gün)	122
Tablo 29. HK/MBR Döneminin TP Ortalama Değerleri (SRT 15 gün).....	122
Tablo 30. Ham atıksu MBR Arıtım Sürecinde dTMP/dt Değerlerinin Değişimi (Akı 10L/m ² .sa).....	126
Tablo 31. HK/MBR Arıtım Sürecinde dTMP/dt Değerlerinin Değişimi (Akı 10 L/m ² .sa) ..	126



ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1. Mezbaha tesisinde temiz su kullanım alanları	8
Şekil 2. Mezbahada kesim sonrası kanın atıksuya karışması.....	9
Şekil 3. Mezbaha atıksuyu arıtımında kullanılan İOP'ler	17
Şekil 4. Kavitasyon türleri ve kavitasyonu tetikleyen mekanizmalar	22
Şekil 5. Kavitasyon oluşumunu ve kavitlerin geçirdiği sürecin şematik gösterimi	23
Şekil 6. Kavitasyon tüpünde basınç değişimi.....	23
Şekil 7. Venturi tip kavitasyon tüpü	25
Şekil 8. Membran tipleri ve sürücü kuvvetleri	34
Şekil 9. Membranların sınıflandırması	34
Şekil 10. HK deneylerinde kullanılan kavitasyon düzeneği	44
Şekil 11. HKR'de deney başlatılması	45
Şekil 12. Kavitasyon venturi tüpünün şematik görünümü ve örnek teknik çizimi	45
Şekil 13. Kullanılan venturi tüplerinin görünümü	46
Şekil 14. Düşük hacimli kontrol düzeneği	47
Şekil 15. MBR sisteminin genel görünümü	48
Şekil 16. MBR'de kullanılan membran, (a) başlangıç, (b) reaktördeki konumu, (c) 400 gün sonunda kimyasal yıkama sonrası	50
Şekil 17. Membran modülünün temiz suda sürekli filtrasyonda zamanla Akı-TMP değişimi	51
Şekil 18. TK ve İK kalibrasyon grafiği	56
Şekil 19. TN kalibrasyon eğrisi	57
Şekil 20. NO ₃ kalibrasyon grafiği	57
Şekil 21. Renk ölçümü kalibrasyon eğrisi	58
Şekil 22. H ₂ O ₂ kalibrasyon grafiği	59
Şekil 23. Applitek Ra-combo Respirometre	60
Şekil 24. Farklı daralma tipinde giriş basıncı-C _v değişimi.....	62
Şekil 25. Boğaz çapı 3, 5 ve 7 mm için giriş basıncı-C _v değişimi	63
Şekil 26. Boğaz çapı 4, 5 ve 6 mm giriş basıncı-C _v değişimi	64
Şekil 27. Farklı boğaz uzunluğu giriş basıncı-C _v değişimi	65
Şekil 28. Farklı yaklaşma açısında giriş basıncı-C _v değişimi	66
Şekil 29. Farklı uzaklaşma açısında giriş basıncı-C _v değişimi.....	67

Şekil 30. Farklı kavitasyon geometrilerinde kavitasyon sayısı (C_v) ve kayıp katsayısı (L_c) değişimi, (a) farklı daralma çaplarında, (b) farklı boğaz uzunluğu, (c) farklı yaklaşma açıları, (d) farklı uzaklaşma açıları	69
Şekil 31. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK ile zamana bağlı KOİ konsantrasyonlarının değişimi (0,52 C_v , 3 bar, 30°C).....	70
Şekil 32. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK arıtımında KOİ, TOK ve renk giderim verimi (0,52 C_v , 3 bar, 30°, 120 dk).....	71
Şekil 33. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK arıtımında pH değişimi (0,52 C_v , 3 bar, 30°C)	71
Şekil 34. Farklı C_v 'de sadece HK arıtımında KOİ, TOK ve renk giderimi (Başlangıç pH 4,5, 30°C, 120 dk)	73
Şekil 35. Farklı C_v 'de sadece HK arıtımında pH değişimi (Başlangıç pH 4,5, 30°C).....	74
Şekil 36. Farklı pH'ların atıksuda KOİ, TOK, TN, renk ve TP üzerine etkisi.....	75
Şekil 37. Farklı C_v değerleri için sadece HK arıtımında (a) KOİ konsantrasyonunun değişimi, (b) KOİ, TOK verimi (Doğal pH, 30°C).....	77
Şekil 38. Farklı C_v değerlerinde sadece HK arıtımında pH değişimi (Doğal pH, 30°C).....	78
Şekil 39. Farklı C_v 'de sadece HK arıtımında %O ₂ saturasyonu değişimi (Doğal pH, 30°C) ..	79
Şekil 40. Farklı sıcaklıklarda sadece HK arıtımında KOİ ve TOK giderim verimi (0,52 C_v , 3 bar Doğal pH).....	81
Şekil 41. H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında KOİ giderimi (Doğal pH, 30°C)	82
Şekil 42. H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında TOK giderimi (Doğal pH, 30°C)	83
Şekil 43. H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında renk giderimi (Doğal pH, 30°C)	83
Şekil 44. H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı H ₂ O ₂ konsantrasyonlarında pH değişimi (Doğal pH, 30°C)	84
Şekil 45. H ₂ O ₂ oksidasyonunda yüksek H ₂ O ₂ konsantrasyonun meydana gelen aşırı köpürme (Doğal pH)	84
Şekil 46. Kalıntı H ₂ O ₂ konsantrasyonunun farklı pH'lara göre değişimi (5 dk beklenmiştir).85	
Şekil 47. Atıksudaki kalıntı H ₂ O ₂ 'nin düşük pH'da zamanla değişimi	86
Şekil 48. H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı pH'da KOİ değişimi (30°C, 2500 mg/L H ₂ O ₂).....	86
Şekil 49. H ₂ O ₂ oksidasyonunda KOİ, TOK ve kalıntı H ₂ O ₂ konsantrasyonunun değişimi (30°C, pH 3,0, H ₂ O ₂ 2500 mg/L).....	87

Şekil 50. HK/H ₂ O ₂ ve H ₂ O ₂ oksidasyonunda kalıntı H ₂ O ₂ değişimi (0,22 C _v , 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L).....	88
Şekil 51. HK/H ₂ O ₂ ve H ₂ O ₂ oksidasyonunda pH'nın değişimi (0,22 C _v , 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L).....	89
Şekil 52. HK/H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı pH'larda zamana bağlı KOİ ve kalıntı H ₂ O ₂ değişimi (0,22 C _v , 7 bar, 30°C, H ₂ O ₂ 2500 mg/L)	90
Şekil 53. HK/H ₂ O ₂ oksidasyonunda farklı pH'larda zamana bağlı TOK değişimi (0,22 C _v , 7 bar, 30°C, H ₂ O ₂ 2500 mg/L).	90
Şekil 54. HK/H ₂ O ₂ oksidasyonunda aşırı köpürme ve taşma (0,22 C _v , 7 bar, 30°C, pH 4,0, 2500 mg/L, H ₂ O ₂)	91
Şekil 55. HK/H ₂ O ₂ oksidasyonu sonunda farklı pH'lara nötralizasyona bağlı KOİ değişimi (0,22 C _v , 7 bar, 30°C, pH 3,0, H ₂ O ₂ 2500 mg/L)	92
Şekil 56. HK/H ₂ O ₂ oksidasyonu çıkış suyunun farklı pH'larda nötralizasyonunun görünümü	92
Şekil 57. Ham atıksu ve kavite edilmiş atıksuyun deney sonunda ve 20 gün sonundaki görüntüsü.....	94
Şekil 58. Kaviteasyonda zamana bağlı NH ₄ konsantrasyonunun değişimi (30°C, doğal pH)...	95
Şekil 59. Ham ve HK atıksuyunun NH ₄ ölçümü.....	95
Şekil 60. Ham ve HK arıtmalı atıksuyun ortam sıcaklığında NH ₄ konsantrasyonunun değişimi (Doğal pH, 30°C, 120 dk)	96
Şekil 61. Farklı kaviteasyon süresinin NH ₄ konsantrasyonunun değişimine etkisi (0,22 C _v , 7 bar, Doğal pH, 30°C)	97
Şekil 62. Ham ve HK arıtmalı atıksuyun UV spektrum kıyaslaması (1/20 seyreltme)	98
Şekil 63. (a) Ham atıksuyun UV spektrumunun zamana bağlı değişimi, (b) HK kıyaslaması.....	99
Şekil 64. Nitrifikasyon inhibe edilmiş çamurda ham ve HK için atıksuyun NH ₄ konsantrasyonunun değişimi.....	101
Şekil 65. Nitrifikasyon inhibe edilmiş atıksu arıtma tesisi çamurunda ham ve HK solunum hızı değişimi (AAT çamuru MLSS 8,9 g/L)	102
Şekil 66. Nitrifikasyon inhibe edilmiş MBR aktif çamurunda ham ve HK OTH değişimi (MLSS 3,7 g/L)	103
Şekil 67. Ham atıksuyu ile MBR arıtımında MLSS ve MLVSS değişimi.....	107
Şekil 68. HK/MBR döneminde MLSS ve MLVSS değişimi.....	108
Şekil 69. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında çıkış suyu KOİ ve TOK değişimi	109
Şekil 70. HK/MBR çıkış suyu KOİ ve TOK değişimi	110

Şekil 71. MBR giriş atıksuyu, MBR AÇ ve çıkış suyunun görünümü	112
Şekil 72. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında TN, NH ₄ -N, NO ₂ -N ve NO ₃ -N konsantrasyonunun değişimi.....	113
Şekil 73. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında çıkış suyunun TN, TİN, N _{org} , konsantrasyonunun değişimi.....	114
Şekil 74. HK/MBR arıtımında TN, NH ₄ -N, NO ₂ -N ve NO ₃ -N konsantrasyonunun değişimi.....	117
Şekil 75. HK/MBR arıtımında çıkış suyunun TN, TİN, N _{org} , konsantrasyonunun değişimi .	118
Şekil 76. Ham atıksuyun MBR’de arıtımında TMP değişimi	125
Şekil 77. HK/MBR arıtımında TMP değişimi	125



KISALTMALAR DİZİNİ

AKM	: Askıda Katı Madde
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
AOB	: Amonyum oksitleyen bakteriler
BOİ ₅	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı (Beş günlük)
DAF	: Çözünmüş Hava Flotasyonu
FAO	: Birleşmiş Milletler Gıda ve Tarım Örgütü
H ₂ O ₂	: Hidrojen Peroksit
HK	: Hidrodinamik Kaviteasyon
İOP	: İleri Oksidasyon Prosesleri
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MBR	: Membran Biyoreaktör
NOB	: Nitrit oksitleyen bakteriler
N _{org}	: Organik Azot
OH•	: Hidroksil Radikali
SKH	: Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri
SRT	: Çamur Yaşı
TA	: Toplam Azot
TÇK	: Toplam Çözünmüş Katı
TKM	: Toplam Katı Madde
TMP	: Transmembran Basıncı
TOK	: Toplam Organik Karbon
TP	: Toplam Fosfor
UF	: Ultrafiltrasyon
UV	: Ultraviyole

GİRİŞ

Sürekli gelişen küresel düzen içerisinde en temel ihtiyacımız olan temiz suya talep giderek artmaktadır. Genişleyen sanayi ile beraber iklim değişikliğinin de neden olduğu belirsizliklerin arasında su kaynaklarının yetersizliği ve su kalitesinin bozulması günümüzün en önemli çevresel sorunlarından biri haline gelmiştir. Su kaynaklarının kirlenmesine ve temiz su stresine karşı sürdürülebilir su yönetimi çözümleri büyük ilgi görmektedir.

Artan gelirler ve beslenme tercihleri sebebiyle, et ürünlerine olan talepte kayda değer bir artış yaşanmaktadır. Yükselen talep, mezbaha sayısında ve kapasitesinde de artışa yol açmıştır. Et endüstrisinin genişlemesi ekonomik büyümeye katkıda bulunurken beraberinde önemli bir çevresel problemi de getirmektedir. Mezbaha ve et ürünlerini işleme tesisleri gıda güvenliği ve hijyen gerekçeleriyle en çok temiz su tüketen işletmelerdir. Gıda sektöründe kullanılan toplam tatlı suyun yaklaşık %24'ünün, mezbaha ve et entegre tesislerinde tüketildiği tahmin edilmektedir (Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015). Dünyanın artan et ihtiyacını karşılamak için gerekli olan bu endüstriyel tesisler büyük oranlarda temiz su tüketimine sebep olurken önemli miktarlarda da atıksu üretmektedir. Bu tesislerin atıksuları genellikle yüksek organik yük, yüksek nütrient, kan, yağ ve patojenlerin karmaşık bir karışımını içermektedir (He *et al.* 2023). Birçok bölgede mezbahalar, arıtılmamış veya yetersiz arıtılmış atıksularını belediye kanalizasyon sistemlerine, yerel nehirlerle ve akarsulara boşaltmaktadırlar. Kontrol edilmediği takdirde bu atıksular yüzeysel suları kirleterek, su kaynaklarına bağlı ekosistemleri ve insanların temiz suya erişimini tehlikeye atmaktadır. Bu bağlamda mezbaha atıksularının ele alınması ekolojik zorunluğun yanında bir halk sağlığı ve sürdürülebilir kaynak yönetimi meselesidir (Thornton and Herrero 2010).

Mezbahalar ve et işleme tesisleri endüstrimizde önemli bir yere sahiptir ve hemen hemen her ilimizde küçük-büyük işletmelerde atıksu üretmeye devam edecektir. Mezbahaların ve et entegre tesislerinin atıksularını kanalizasyon sistemlerine deşarjı için ön arıtım uygulamaları gerekmektedir. Ön arıtım işlemi tüy, kemik parçaları gibi istenmeyen maddelerin ve yağ-gresin ayrılması şeklindedir. Bu uygulamalar kanalizasyon sistemlerinin tıkanmadan verimli çalışması ve geriye kalan atıksuyun atıksu arıtma tesisine ulaşabilmesi için gereklidir. Atıksuların arıtımı ise fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçler de dahil olmak üzere geleneksel yöntemleri içerir. Birincil arıtmada çözünmüş hava flotasyonu, mekanik ayırma kapaları, yağ-gres tutucu ekipmanlar kullanılarak büyük katıların ve yağ-gresin ayrılmasını sağlar. İkincil

arıtımda organik maddenin giderimi için anerobik arıtım, aktif çamur veya lagünler gibi biyolojik süreçler kullanılır.

Mezbaha atıksularının arıtımında çoğunlukla tercih edilen arıtma teknolojileri biyolojik arıtma teknolojileridir. Biyolojik arıtım teknikleri etkin organik madde giderimi sunmasının yanında, doğal süreçlere dayandığından daha çevrecidir ve alternatiflerine nazaran uygun maliyetlidir. Mezbaha atıksuları yüksek organik içeriğe sahip olduğundan anaerobik arıtım ilk seçenektir. Ancak mevcut organik maddenin sadece anaerobik arıtma ile tam olarak giderilmesi mümkün değildir. Anaerobik arıtım sonrasında aerobik sistemlerin kullanımıyla giderilebilecek yüksek çözünmüş organik madde içerir. Klasik aktif çamur sistemlerinin performansının katı sıvı ayrımının yapıldığı son çökeltme tankına bağlı olması mezbaha atıksularına uygulanabilirliğini kısıtlamaktadır. Mevcut biyolojik yöntemler belirli bir derecede etki gösterse de mezbaha atıksularının karmaşık yapısı ve yüksek kirlilik yükü yeterli arıtımın elde edilmesini güçleştirmektedir. Mezbaha atıksularının çevresel etkilerini minimize ederken kan, protein ve yağ içeriğine daha etkili çözüm sunabilecek teknolojilere ihtiyaç vardır (Bustillo-Lecompte *et al.* 2014).

Membran biyoreaktörler (MBR) atıksu arıtımında biyolojik arıtım ve su geri kazanımı sağlayan teknolojiler arasında yer almaktadır. MBR'ler yüksek biyokütle konsantrasyonlarında daha düşük reaktör hacimlerinde ve yüksek çamur yaşında biyolojik arıtım yapabilen sistemlerdir. Membran filtrasyonu ile katı-sıvı ayrımı yapıldığı için çökeltme tankı gereksinimini ve çökeltme tankının getirdiği işletme problemlerini de ortadan kaldırmaktadır. MBR ile sağlanan yüksek biyokütle konsantrasyonu ve filtrasyon işlemi, klasik arıtmaya nazaran kirlilik yükü yüksek atıksulara daha dayanıklıdır. MBR'ler katı maddeleri, patojenleri ve organik kirlleticileri etkili bir şekilde ayırma yetenekleriyle, zorlu atıksuların arıtımı için cazip bir yöntem sunar. Ayrıca membran filtrasyonunun biyolojik arıtım ile birleştirilmesi sayesinde kirlilik giderimi sağlarken aynı zamanda yüksek kalitede arıtılmış su üretir (Ng *et al.* 2022). Mezbaha tesisleri için arıtılmış suyun geri dönüştürülebilir olmasına imkân sağlayabilecek MBR teknolojisinin kullanımı su israfının da önüne geçerek bölgede su kaynaklarının korunmasına katkı sağlayacaktır. Genellikle organik kirlilik yükünün fazla olduğu atıksularda filtrasyon sistemlerinin kullanımı membran gözeneklerini hızla tıkadığından bakım sıklığını arttırmaktadır. Mezbaha atıksuları gibi yüksek organik kirlilik yüküne sahip endüstriyel atıksuların arıtımında MBR'nin getirdiği avantajların korunması ve arıtımın sürdürülebilirliği açısından MBR ile entegre ileri oksidasyon prosesleri (İOP) araştırılmaktadır (Moser *et al.* 2018; Sathya *et al.* 2019).

İOP, arıtımı problemlili maddeleri oksitlemek üzere radikallerin üretimini kapsayan prosesler olarak tanımlanmaktadır (Wang *et al.* 2021a). İOP'ler fotokataliz, fenton, fenton-benzeri, ozon, ultrases, mikrodalga, radyasyon ve elektro-kimyasal prosesleri içermektedir. Biyolojik arıtıma dirençli organik maddelerin olduğu atıksularda biyobozunurluğu arttırması ve mikroorganizmalara toksik etki gösterebilecek maddelerin giderimi konusundaki potansiyeli İOP'lerin geleneksel biyolojik arıtım proseslerini tamamlayıcı bir alternatif olarak tercih edilmesini sağlamaktadır (Gharibian & Hazrati 2022; Wei *et al.* 2015). Ancak İOP'lerin gerçek uygulamalarında çeşitli dezavantajlar bulunmaktadır. Suyu zararlı kimyasalların eklenmesi, pH ayarlaması için yüksek asit-baz dozlanması, ekstra kimyasal çamur oluşturmaları, yüksek yatırım maliyeti, kirletici başına yüksek kimyasal ve enerji gereksinimi, zararlı yan ürünlerin oluşumu, proseslerin hassas kontrol ve izleme ihtiyacı gibi dezavantajlar sıralanabilmektedir (Mancuso *et al.* 2020). Bu sebeplerden dolayı sürekli araştırma ve inovasyon yoluyla mevcut İOP'lerin olumsuzlukları giderilirken arıtma konusunda umut vaad eden yenilikler de ortaya çıkmaktadır.

Yenilikçi yaklaşımlar arasında hidrodinamik kavitasyon (HK) teknolojisi atıksuların arıtılmasındaki potansiyeli nedeniyle dikkat çekmektedir. Yeni nesil bir teknoloji olan HK, herhangi bir atık oluşturmaz ve fiziksel olaylardan faydalanarak atıksu arıtımına katkı sağlayabilir. Akış hattına yerleştirilen bir daralma aracı ile suyun akış hızında değışiklik oluşturularak akışkan basıncında hızlı değışiklere sebep olur. Ani basınç değışiminin sağlanmasıyla su içerisinde küçük buhar dolu kabarcıklar (kavitler) oluşturulur. Oluşan kavitler basınç değışimi sonrasında büyür ve içe çökme şeklinde patlar. Kavitlerin patlaması yüksek miktarda enerji açığa çıkararak yoğun şok dalgaları ve mikro-türbölans oluşturur (Mancuso *et al.* 2020; B. Wang *et al.* 2021). Bu etki sayesinde radikaller açığa çıkabilir ve kütle transferini hızlandırıcı etki göstererek çeşitli kimyasal-fiziksel dönüşümlere sebep olabilir (Suslick *et al.* 1997). HK aynı zamanda sağladığı yüksek gaz sıvı ara yüzeyi ve oluşturduğu kavitler nedeniyle gaz transferinde de etkili olabilmektedir. HK'nın, hem oksidasyon avantajından hem de yüksek türbölans şartlarından faydalanmaya yönelik literatürde çeşitli çalışmalar bulunmaktadır. Özellikle HK'nın İOP'lerle kombine kullanımında daha az kimyasal ile daha etkili giderim sağladığı bazı çalışmalarda belirtilmiştir (Agarkoti *et al.* 2021; Gağol *et al.* 2018). Diğer proseslerle birlikte kullanıldığında asıl etkisi ortaya çıkan HK, yüksek arıtım performanslarının elde edilmesine olanak sağlamıştır (Bhat & Gogate 2021; Carpenter *et al.* 2017; Panda & Manickam 2019; B. Wang *et al.* 2021). Enerji verimliliği dikkate alındığında daha yüksek kalitede deşarj standartlarına ulaşmak için kavitasyonun en etkili ve pratik kullanımı, biyolojik arıtım veya ileri oksidasyon gibi diğer temel arıtım prosesleriyle kombine edilerek ön arıtım niteliğinde kullanımıdır (Padoley *et al.* 2012).

Mezbaha ve et entegre tesisleri gibi arıtımı güç atıksulara sahip endüstriyel kuruluşlar deşarj standartlarını sağlamak için çeşitli arıtma teknolojilerini kullanmakta olmasına rağmen mevcut deşarj standartlarını sağlama konusunda istenilen düzeyde sürekliliğe ve yeterliliğe ulaşamamaktadır. Bu tesislerde, değişen deşarj standartlarının sağlanabilmesi için yeni sistemlerin yapımı gibi yüksek inşaat maliyeti yerine alternatif olarak halihazırda kullanılan sistemlerin daha gelişmiş biyoteknolojiler ile iyileştirilmesi veya yeni nesil arıtım teknolojileriyle birleştirilmesi öncelikli değerlendirilmektedir.

Tezin Amacı

Bu çalışmada arıtımı zor endüstriyel atıksulardan biri olan mezbaha atıksularının yeni nesil arıtım teknolojisi HK ile arıtım performansının belirlenmesi, ardından MBR teknolojisi ile kombine edilerek biyolojik arıtıma katkısının belirlenmesi amaçlanmıştır.

Bu amaç doğrultusunda; venturi/orifis esaslı HK sistemi tasarlanmıştır. Tasarlanan HK düzeneğinin farklı kavitasyon tüpü geometrileri ve şartlarında, kavitasyon potansiyeli incelenmiştir. Öncelikle, sadece HK kullanılarak mezbaha atıksuyunun arıtım performansı belirlenmiştir. Daha sonrasında kavitasyon olmadan H₂O₂ tek başına ve HK/H₂O₂ birlikte kullanıldığında farklar kıyaslanmıştır. H₂O₂ ilavesiyle HK'nın sunduğu yüksek türbülans ve karışım sayesinde mezbaha atıksuyunun arıtımında sinerjik etki sağlayacağı düşünülmüştür. Biyolojik arıtım için laboratuvarda mevcut MBR ünitesi, yeni çalışmaya uygun modifikasyonlarla düzenlenmiştir. MBR ünitesi için içi boş elyaf (hollow fiber) membran filtrasyon modülleri kullanılmıştır. MBR'nin başlangıç evresinde hem sistem sınırları belirlenmiş hemde mikroorganizmaların çalışmada kullanılacak atıksuya adaptasyonu sağlanmıştır. Öncelikle ham atıksuyla işletilerek kirlilik giderim performansı belirlenen MBR'de, karşılaşılan güçlüklerin, dikkat edilmesi gereken hususların ve eksikliklerin ortaya konması hedeflenmiştir. Ardından HK ön arıtımının MBR biyolojik arıtım sürecine etkisi değerlendirmek üzere farklı şartlarda kavitasyon uygulanan atıksu MBR'ye beslenmiştir. İçerdiği kan, protein ve yağ nedeniyle membranların kolay tıkanmasına sebep olabileceğinden filtrasyon transmembran basıncı da (TMP) takip edilmiştir. Hem kirlilik giderim verimlerinin hem de TMP takibi sayesinde HK ön arıtımıyla elde edilebilecek avantajların belirlenmesi hedeflenmiştir. Yapılan çalışma ile yüksek organik kirliliğe sahip bir endüstriyel atıksuyun HK ve MBR konfigürasyonu ile arıtılabilirliği araştırılmıştır.

Tezin Ana Katkıları

HK, atıksu arıtımı üzerine sağladığı avantajların farkedilmesiyle birlikte çeşitli araştırmalara konu olmaktadır. Literatürdeki çalışmalar genellikle sentetik olarak hazırlanmış

atıksulardan spesifik tek bir kirleticinin kavitasyonla giderimi üzerinedir. Ancak endüstriyel nitelikteki bir atıksuyun arıtımını araştıran çalışma sayısı oldukça azdır. Kavitasyonun sunduğu avantajlar endüstriyel atıksu arıtımında da halihazırda kullanılan arıtma sistemlerinin performansını oldukça arttırabileceği düşünülmektedir. Bu konuda önemli bir eksiklik ise endüstriyel ölçekte bir yatırım için yeterli literatür birikiminin henüz olmamasıdır. Dolayısıyla öncelikle çeşitli endüstriyel atıksuların arıtılması üzerine daha fazla gerçekçi çalışmaya ihtiyaç vardır.

- Literatürde mezbaha atıksularının HK ile arıtımına dair bir çalışma henüz yoktur. Yapılan her çalışma ile kavitasyona dair yeni bulgular ortaya çıkmaktadır. Bu sebeple, çalışmada mezbaha atıksuyunun kavitasyon ile arıtımının incelenmesi sırasında kavitasyonu kontrol eden faktörler ve farklı geometriler ile kavitasyon mekanizmasının açıklanması üzerinde de çalışılarak literatür bu hususta desteklenmiştir.
- Bu araştırma, mezbaha atıksularının arıtılması için yenilikçi ve sürdürülebilir yöntemler keşfetmeye çalışarak, su kaynakları üzerindeki zararlı etkilerini azaltmayı ve herkes için güvenli ve temiz suya sürekli erişimi sağlamayı amaçlamıştır. Bu sebeple çalışmada daha az atık oluşturan, yeni nesil çevreci bir arıtma teknolojisi olan HK, su geri kazanım imkânı sağlayan günümüzün önemli biyolojik arıtım teknolojilerinden MBR prosesi ile kombine edilmiştir.

KURAMSAL TEMELLER

Mezbahalar

Et ve diğer et ürünlerinin üretilmesi amacıyla büyükbaş, küçükbaş ve kanatlı hayvanların kesildiği ve işlendiği tesisler mezbaha olarak bilinir. Bir mezbahada yapılan işlemler hayvanların insancıl bir şekilde kesilmesi, temizlenmesi, karkasların işlenmesi ve tüketiciye satılacak ürün haline getirilmesidir.

Mezbahalar, Sürdürülebilir Kalkınma Amaçlarından (SKA), açlığa son (SKA-2), Temiz su ve sanitasyon (SKA-6) ve sudaki yaşam (SKA-14) ile ilişkilidir. Et tüketimindeki ve mezbaha sayılarındaki artış SKA'ya olumlu katkı sağlarken beraberinde yine bir başka kalkınma hedefi için olumsuzluk oluşturmaktadır. Açlığın ortadan kaldırılması ve daha iyi beslenmenin artarak yaygınlaşmasına yönelik hareketlilik devam ederken mezbahalarda oluşan atıksuyun yönetimi temiz su kaynaklarının korunması için önemlidir (Ng *et al.* 2022).

Mezbahalarda temiz su tüketimi

Mezbahalar hem halk sağlığını hem de et ürünlerinin kalitesini korumak için titiz hijyen standartlarına tabi tutulur. Et ve et ürünlerini patojenlerden koruması ve daha sonrasında oluşabilecek kontaminasyonların önlenmesi için etkin temizlik prosedürlerinin uygulanması zorunludur. Temiz su, mezbahaların vazgeçilmez bir kaynağıdır ve gıda güvenliğinin sağlanmasında önemli bir rolü bulunur. Özellikle kesim sonrası aşamalarda kan ve diğer organik maddelerin ortadan kaldırılması, hayvan karkaslarının iyice yıkanması, kesim ve mutfak aletlerinin temizliği, personelin kişisel hijyeni açısından işletme için hayati öneme sahiptir. Bu durum mezbaha genelinde temizlik sebebiyle yüksek miktarda temiz su kullanımını getirmektedir. Tablo 1’de belirtildiği gibi yeme-içme endüstrilerinin tükettiği toplam temiz suyun %24’ü mezbahalar tarafından tüketilmektedir (Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015).

Tablo 1. Yeme-İçme Endüstrilerinin Temiz Su Tüketimi

Yeme-İçme Endüstrisi	Su tüketimi (%)
Mezbaha ve et entegre tesisleri	24
İçecekler	13
Süt ürünleri	12
Diğer yiyecekler	11
Meyve ve sebze	10
Unlu mamüller	9
Tahıl ve yağlı tohumlar	9
Şeker ürünleri	5
Hayvan yemi	5
Deniz ürünleri	2

Üretilen bir ton et başına tüketilen su miktarı tesis büyüklüğüne ve hijyen standartlarına da bağlı olarak 1,5-18 m³ arasındadır (He *et al.* 2023). Kullanılan suyun %40-50'si kesim esnasında kullanıldığından doğrudan ürünlere temas etmektedir. Kalan kısım ise temizlik ve diğer işlerde kullanılmaktadır. Gıda ve Tarım Örgütü'nün (FAO) 2016'da Türkiye için hazırladığı rapora göre Türkiye'de sığır eti üretiminde küresel ortalama göre %48 daha fazla temiz su tüketilmektedir (FAO 2016). Temiz su tüketimi büyük tesislerde daha katı hijyen standartlarına uyması sebebiyle KOBİ'lere göre daha da artmaktadır. Türkiye'de büyük ve orta büyüklükte mezbahaların farklı aşamalarda tükettiği su miktarları Tablo 2'de verilmiştir (FAO 2016).

Tablo 2. Türkiye Mezbahalarında Su Tüketimi

	Tipik	Orta boyutlu tesisler	Büyük ölçekli tesisler
Toplam Kapasite		200 - 350	
Günlük yapılan kesim		25 - 35	150 - 300
Her bir büyükbaş için tüketilen su	1 m ³	0,25-0,4 m ³	1,3 m ³
Bir ton karkas et için kullanılan su	3,5 m ³ / ton	1,7 m ³ / ton	5 m ³ / ton
Personel için kullanılan su	0,15 m ³		
1 ton et ürünü için kullanılan su	2 m ³		

Tablo 2'de görüleceği üzere FAO'nun hazırladığı rapor Türkiye'deki besin zincirinde suyun kullanımıyla ilgili bilgileri de içermektedir. Türkiye'de her büyükbaş hayvan kesimi sırasında 1 m³, küçükbaş için ise 0,25 m³ temiz su tüketildiği belirtilmiştir. Kesimi yapılan hayvanların karkas etlerinin her bir tonu için ise 3,5 m³ temiz su tüketilmiştir. Karkas etlerin işlenerek diğer et ürünlerine dönüştürülmesinde kullanılan temiz su miktarları da Tablo 3'te verilmiştir (FAO 2016).

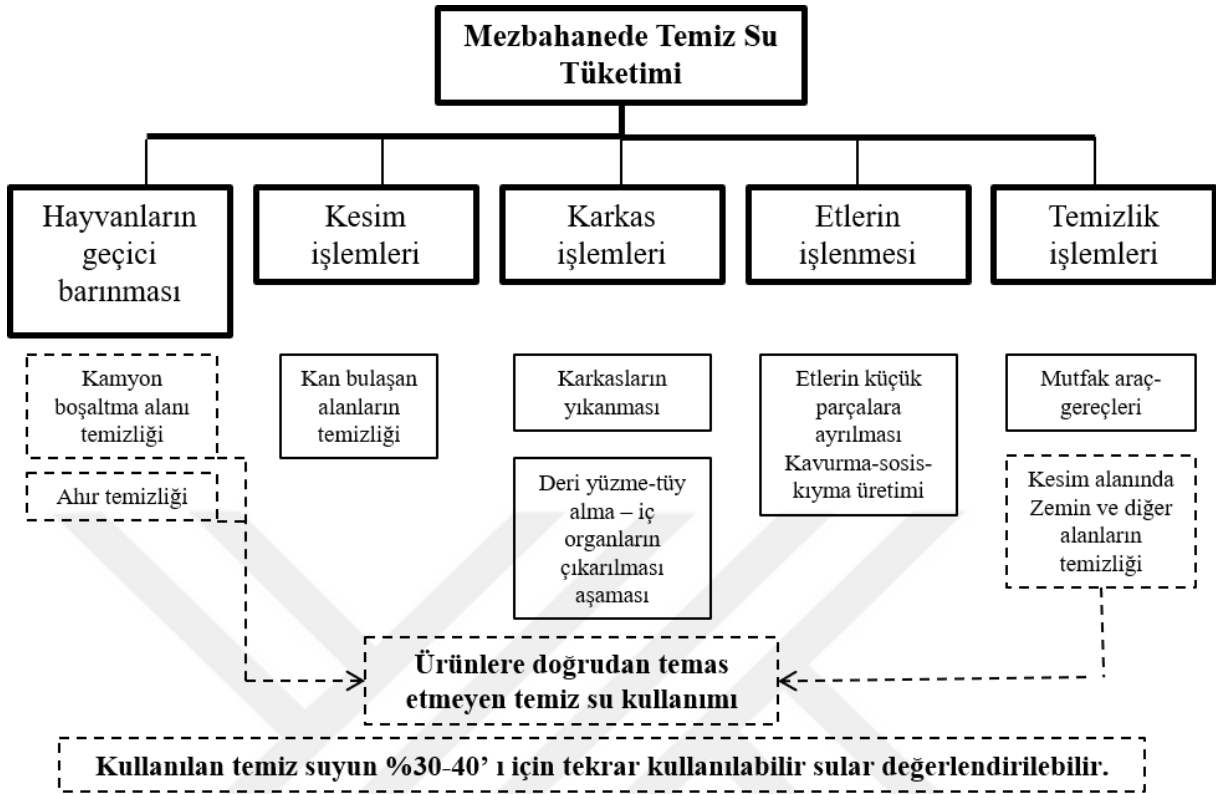
Tablo 3. Et Ürünleri Üretimi Tesisinde Su Tüketimi

	Orta boyutlu tesisler	Büyük ölçekli tesisler
Aylık karkas et	150-250 ton	4500-5000
Aylık su tüketimi	3000-4000 m ³	13000-15000 m ³
Bir ton karkas et için kullanılan su	10-12 m ³	2,5-3 m ³
Su kaynağı	Kuyu suyu, şebeke suyu	Kuyu suyu, şebeke suyu
Suyun maliyetinin oranı	İşletme maliyetinin %1,5	

Bir ton karkas etin kavurma, sucuk, salam, pastırma, burger gibi et ürünlerine dönüştürülmesinde 2 m³ su kullanıldığı bildirilmiştir. Karkasların bağırsaklarının temizlenerek ürün haline getirildiği tesislerde temiz su kullanımı daha da artmaktadır (Santos *et al.* 2016).

Toplam su tüketiminin büyük kısmı doğrudan kesim aşamalarında kullanılmaktadır. Diğer kısım ise ürünlere temas etmeden, tesisin ve tesis birimlerinin temizliğinde kullanılmaktadır. Tüketilen suyun yaklaşık %10'u ise mutfakta etin diğer ürünlere

dönüştürülmesi esnasında kullanıldığından içme suyu kalitesinde olması gerekmektedir. Şekil 1’de mezbahalarda temiz suyun tüketildiği aşamalar verilmiştir.



Şekil 1. Mezbaaha tesisinde temiz su kullanım alanları

Mezbaha ürünleriyle doğrudan teması olmayan birimlerde geri kazanılmış suyun yeniden kullanımı mümkün olabilir. Yeniden kullanılabilir su miktarı farklı geri kazanım teknolojilerinin kullanımına ve üretilen suyun kalitesine bağlı olarak değişebilir.

Mezbahada atıksu oluşturan birimler

Mezbahalar yüksek miktarda atıksu üreten işletmelerdendir. Mezbaha atıksuları tesiste gerçekleşen çeşitli faaliyetlerden ve aşamalardan oluşur.

Hayvanların getirilmesi ve bekletilmesi: Büyükbaş, küçükbaş ve kanatlı türlerinden canlı hayvanlar mezbahaya getirilir. Hayvanlar bakımlarının yapılabileceği, geçici konaklayacağı alanlarda bekletilir. Beklemeleri süresince hayvanların dışkı ve idrarları ile bakımları esnasında kullanılan sular atıksu oluşturur.

Sersemletme: Ağılardan getirilen hayvanlara genellikle kesimden önce acıya hassasiyetlerini azaltmak ve streslerini azaltmak üzere farklı sersemletme teknikleri uygulanabilir. Hayvan stresi ilave dışkı ve idrara sebep olabilir. Yaygın olarak elektrik veya gaz ile bayılma kullanılır.

Kesim: Bayıltma işlemi sonrasında hayvanlar, boğaz kesme gibi hızlı ve daha az acılı öldüren yöntemlerle kesilir. Genellikle boğazları kesilerek öldürülürler ve bu aşamada kan akışı gerçekleşerek Şekil 2 örneği gibi atıksu oluşturur.



Şekil 2. Mezbahada kesim sonrası kanın atıksuya karışması

Karkas işleme: Kesim sonrası karkas et kan alma, deri yüzme, tüy alma ve iç organların çıkarılması işlemleri yapılarak sonraki adımlara hazırlanır. Bu aşamada karkaslar sürekli yıkanarak temiz olması sağlanır. Temizlik için kullanılan bu sular, atıksu oluşturur. Ayrıca kullanılan ekipmanın sürekli temizliği de atıksu oluşturur. Bu aşamada oluşan atıksu kan, tüy, yağ parçaları, lifli yapıları vb. içerebilir.

Etlerin işlenmesi: Karkaslar farklı boyutlarda et parçalarına ayrılır ve daha sonrası için işleme alınır. Kemik sıyırma, et parçalarını küçültme ve paketlenme işlemleri yapılır. Etler sosis, kıyma, kavurma, kurutulmuş et gibi farklı ürünlere dönüştürülecekse mutfakta ilgili prosedürler uygulanır ve paketlenir. İşlenecek etlerin yıkanması, mutfak aletlerinin temizliği, yağ veya istenmeyen diğer yan ürünlerin etten ayrılması daha fazla atıksu oluşturur.

Temizlik: Hayvanların kesimi sonrası kesim alanı bol suyla yıkanır. Patojenlerin oluşumu ve kontaminasyonun engellenmesi için hijyen en önemli unsur olduğundan yıkama esnasında yüksek miktarda temiz su kullanılır. Yıkama işleminde deterjan ve dezenfektanlarda kullanılır ve genellikle tekrarlı olarak yapılır. Yıkama işlemlerinde kullanılan sular atıksu oluşturur.

Atık işleme: Kesim esnasında ayrılan iç organlar, kafa, ayak, deri ve diğer yan ürünlerin hızlıca bertaraf edilmesi gerekir. Bu ürünlerin bazıları ticari olarak kullanılabildiğinden yıkama işlemleri yapılır. Bu ürünlerin yıkanması esnasında da kullanılan sular atıksu oluşturur (C. Bustillo-Lecompte & Mehrvar 2017) .

Mezbaha atıksularının içeriği, tesis boyutlarına, uygulanan süreçlere, hayvan türüne, işletme yapısına bağlı olarak değişebilir. Kirliliğin temel bileşeni hayvan kanıdır ancak kesim esnasında gelen diğer dışkı, idrar, yağ, lif, sakatat, sindirilmemiş yiyecek artıkları, yerlerdeki çamur, deri, bağırsak yıkama suyu gibi parçalar da atıksuya karışmaktadır. Kesilen hayvan

miktarına bağılı olarak değişen kirlilik yükünü etkileyen diğer unsur içme suyu kalitesinde tonlarca suyla atıksuyun seyrelmesidir. Yüksek hijyen gerekliliğinden dolayı temizlik için yüzey temizleyiciler, dezenfektanlar ve bol miktarda temiz su kullanılmaktadır. Temizlik için yüksek su kullanımı kirliliğin seyrelerek azalmasını sağlasa da atıksu miktarını arttırmaktadır (Shende *et al.* 2022).

Mezbaha atıksuyu karakterizasyonu

Her bir büyükbaş hayvanın kesimi sırasında yaklaşık 18 L kan çıkmaktadır. Kanın kendisi ~250 g/L kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), ~100 g/L toplam organik karbon (TOK), ~26 g/L toplam azot (TN) ve ~0,5 g/L toplam fosfor (TP) içermektedir. Mezbahaların kapasitelerine ve tesis kurulumuna bağılı olarak hayvan kanının atıksuya dahil olma oranı değişmektedir. Bazı tasarımlarda kan ayrı toplanırken, bazılarında tüm atık bileşenler aynı atıksuya geçmektedir. Ayrı toplanan sistemlerde de kanın bir kısmı atıksuya karışarak kirlilik yüküne büyük etki göstermektedir. Her iki durumda da kirliliğin temel bileşeni kan olup, kesim ve ayırma işleri sonrasında temizlik işleri için içme suyu kalitesindeki bol miktarda suyla yıkanarak seyrelmiş bir atıksu oluşturmaktadır. Tipik bir mezbahada işleme alınan her büyükbaş için 1,6-9 m³, küçükbaş için 5,5-8,3 m³ ve kanatlı için 5-15 m³ atıksu oluşur (Philipp *et al.* 2021). Yüksek oranda suyla seyreltilmesine rağmen yüksek organik kirlilik yükü, protein ve yağ-gres içeriği birçok arıtma prosesinin uygulanmasını zorlaştırmaktadır. Örnek bir mezbaha atıksuyu karakteristiği Tablo 4'te görölmektedir (Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015).

Tablo 4. Örnek Mezbaha Atıksuyu Karakteristiği

Parametre	Birim	Aralık
TOK	mg/L	70-1200
BOİ ₅	mg/L	150-4635
KOİ	mg/L	500-15900
TN	mg/L	50-841
AKM	mg/L	270-6400
Orto-PO ₄	mg/L	20-100
TP	mg/L	25-200
Yağ-gres	mg/L	Yüksek
Renk	Pt-Co	175-200
Bulanıklık	NTU	200-300
pH		4,9-8,1

Organik yükün büyük kısmı kalıntı kandan kaynaklanmaktadır. Kirlilik parametreleri olarak mezbaha atıksuları önemli ölçüde toplam organik karbon (TOK), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam azot (TN), toplam fosfor (TP), toplam

askıda katı madde (TAKM) ve yağ-gres içermektedir. Aynı zamanda mezbahalarda gerçekleşen işlemler, atıksuda *Salmonella sp.*, *Staphylococcus sp.*, *Clostridium sp.* vb. patojen mikroorganizmaların bulunmasına da sebep olmaktadır. BOİ₅/KOİ oranlarına bakıldığında mezbaha atıksuları yeterli oranda biyobozunurluğa sahiptir. Yüksek organik maddeyle beraber gelen yüksek azot içeriğinin azaltılması için azot giderimine özel yöntemler de gerekli olabilir. Atıksu karakterizasyonunun tesis işletme yapısına ve temizlik prosedürüne göre değişmesi sebebiyle mezbaha atıksuyu karakterizasyonu tesisten tesise değişiklik gösterebilmektedir. Literatürde mezbaha atıksuyunun arıtımı üzerine yapılan araştırmalarda kullanılan bazı atıksuların karakterizasyonu Tablo 5'te verilmiştir.

Tablo 5. Literatürden Mezbaha Atıksularının Karakterizasyon Örnekleri

Karakteristik	(Davarnejad & Nasiri 2017)	(Bustillo-Lecompte <i>et al.</i> 2013)	(Cao and Mehrvar 2011)	(Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015)	(Kundu <i>et al.</i> 2013)
	Ham Atıksu	Ham atıksu	Sentetik Atıksu	Ham atıksu	Ham atıksu
KOİ mg/L	2932	RE	2500	5577	RE
ÇKOİ mg/L	RE	RE	RE	RE	6185
BOİ ₅ mg/L	RE	1209	1020	2649	3000
TOK mg/L	RE	546	950	862	RE
AKM mg/L	RE	RE	RE	3092	10120
TÇK mg/L	1872	RE	RE	RE	6345
TN mg/L	RE	427	334	156	RE
TKN mg/L	RE	RE	RE	RE	1050
NH ₄ -N mg/L	RE	RE	RE	RE	650
TP mg/L	RE	RE	RE	42,8	RE
Orto-PO ₄ mg/L	RE	RE	RE	52,1	RE
Alkalinite mg CaCO ₃ /L	RE	RE	RE	RE	RE
pH	6,27	6,95	6,36	6,5	8
Bulanıklık, NTU	RE	RE	RE	275	RE
Renk	100	RE	RE	289	RE

RE: Rapor Edilmemiş

Deşarj standartları ve çevresel etkileri

Et işleme tesisleri endüstrimizde önemli bir yere sahiptir ve yeme alışkanlıklarımızdan dolayı atıksu üretmeye devam edecektir. Bu sebeplerle mezbaha ve et işleme tesislerinden gelen atıksular alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce iyi bir arıtmadan geçmelidir. Ülkemizde mezbaha atıksularının deşarjı Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) ile kontrol edilir. 25687 sayılı Resmî gazetede yayımlanan SKKY'ye göre mezbaha atıksularının deşarj standartları Tablo 6'da gösterilmiştir.

Tablo 6. Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliğinde Mezbaha ve Entegre Et Tesisleri Deşarj Standartları

Parametre	Birim	Değer
KOİ	mg/L	250
Yağ-Gres	mg/L	30
pH	-	6-9
Renk	Pt-Co	280

KOİ ve yağ-gres miktarı takip edilmesi önemli olan parametreler olmakla birlikte suyun rengi ve deşarj pH'sı da yönetmelikte yer almıştır.

Mezbahalar genellikle arıtılmamış veya yetersiz arıtılmış atıksularını belediye kanalizasyon sistemlerine deşarj ederler. Atıksuyun deşarj kontrolü konusundaki denetim yetersizlikleri ve işletmelerin ekonomik faydayı ön planda tutması sebebiyle kan içeriği yüksek mezbaha atıksuları kanalizasyonların kirlilik yükünü büyük oranda arttırmaktadır.

Ülkemizde kanalizasyon sistemleri genellikle yağmur suları ve atıksuyun birlikte aktığı birleşik sistemler şeklindedir. Yağışlar ve kar erimesi, bu sistemlerde akan atıksu miktarını artırır. Kapasite aştığında borular büyük hacimli suyu kaldıramadığından atıksular arıtma tesislerine alınamadan doğrudan alıcı ortama ulaşabilmektedir. Sonuç olarak kan içeren bir atıksuyun alıcı ortama deşarjı;

- Oksijen noksanlığına sebep olarak sucul yaşam ve ekosistem için geri dönüşümü güç tahribatın başlamasına,
 - Yüksek konsantrasyona sahip azot ve fosfor varlığı alg üremesine ve ötrofikasyona,
 - Yüksek amonyak azotu konsantrasyonu toksisiteye,
- sebep olur.

Tablo 6'daki parametrelerin revize edilerek yenilerinin eklenmesi birçok ülkede olduğu gibi ülkemizde de gerçekleşecektir. Mevcut ve revize edilen değerlerin sağlanması, yeni parametrelerin kontrolü ve halihazırda kurulu tesislerin yeterliliği için mezbaha atıksularının arıtımına özel bir bilgi birikimi gereklidir. Büyük ölçek uyarlamalarından önce yeni teknolojilerin mezbaha atıksuyu üzerindeki performansları çeşitli çalışmalarla belirlenmelidir.

Mezbaha atıksularının arıtımı

Mezbaha atıksuları yüksek organik madde ve nütrient içermesinden dolayı Dünya çapında zararlı atıksu türlerinden biri olarak tanımlanmıştır (Mittal 2006). Özellikle kompleks yağ-gres ve lif içeriği arıtılabilirliğini güçleştirmektedir. Kirlilik yükü çoğunlukla kan kaynaklıdır. Ek olarak mukus ve sakatat parçaları da kirlilik yükünü artırır. Aynı zamanda

temizlik ürünü kalıntılarının yanı sıra, dezenfektan, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmaları ve ilaç kalıntılarını bulundurmaktadır.

Mezbaha atıksularının arıtılmasında birincil, ikincil ve üçüncül arıtım teknikleri kullanılabilmektedir. Temelde uygulanan arıtma teknikleri ise dört kategoriye ayrılabilir. Bunlar, fiziksel-kimyasal yöntemler, elektrokimyasal (EK) teknikler, membran teknolojileri, biyolojik arıtım teknolojilerini içermekte olup, birden fazla teknolojinin kombinasyonu olarak uygulanan arıtma sistemleridir (Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015).

Fiziksel-kimyasal yöntemler

Mezbaha atıksularının kirlilik yüküne bağlı olarak ön arıtımını takiben farklı arıtım teknikleri uygulanabilir. Bunun en yaygın örneği çözünmüş hava flotasyonu (DAF) ünitesidir. DAF ünitesinde TKM, KOİ, BOİ'nin bir kısmına ek olarak yağ-gresin büyük çoğunluğu giderilebilir. Ayrı bir kapta basınçlandırılmış havanın verilmesiyle hafif katı maddeler ve yağ-gres su yüzeyine bir kalıp halinde çıkarlar. Mekanik bir sistem vasıtasıyla yüzeyde biriken bu yapılar yüzeyden alınırlar. DAF sisteminde verimi arttırmak için çeşitli polimerler ve flok yapıcı maddeler de kullanılabılır. İyi işletilen bir DAF ünitesiyle yüksek oranda KOİ ve BOİ giderimi yapılabilir. Ancak en önemli dezavantajları sık arıza göstermesi ve TKM ayrımı için yetersiz kalması dolayısıyla ekstra proses gerektirmesidir. Ayrıca yoğun miktarda çürümüş ağır kokulu çamur çıktığından, çamurun bertarafı için özel önlemlere ihtiyaç vardır.

Fiziksel-kimyasal yöntemlerde kullanılan bir diğer proses koagülasyon-flokülasyon prosesidir. Atıksuya ilave edilecek olan alüminyum sülfat veya demir klorür ile ideal dozlama ve pH belirlenebilir. Tariq *et al.* (2012), mezbaha atıksuyunun alum ve kireç ile koagülasyonu çalışmasında %74 optimum KOİ verimine ulaşmıştır. 5 g/L alum kullandığında KOİ gideriminin %92'ye kadar arttırılabileceğini ancak atık çamur miktarının çok arttığını ve çökeltmenin verimsizleştiğini belirtmiştir. Yüksek verim elde edilme imkânına rağmen aşırı çamur oluşturması dezavantajıdır. Bu konu üzerinde inorganik koagülant yardımcıları kullanılarak çamur hacmini azaltacak araştırmalar da yapılmaktadır (Philipp *et al.* 2021).

Mezbaha atıksularının nütrient içeriğinin yüksek olması sebebiyle toprağa verilmesi de farklı bir tekniktir. Sulama amaçlı yapılan bu uygulama ile toprak nütrientlerinin geri kazanılabileceği düşünülmüştür (Baker *et al.* 2021). Ancak sulama suyu olarak mezbaha atıksularının direk uygulanması bazı sorunlar da oluşturmaktadır (Mittal 2006). Bunlar ağır koku, patojen mikroorganizma varlığı ve uzaklaştırma güçlüğü, toprak kontaminasyonu ve ek olarak yeraltı suyunun kontaminasyon riskidir. Avantajlarına baktığımızda ise mezbaha

atıksuları bileşenlerinin gübre olarak kullanımı ve toprak yapısının iyileştirilme imkânıdır (Avery *et al.* 2005).

Bir diğer önemli fiziksel-kimyasal arıtım tekniği ise membran prosesleridir. Ekipman boyutu, enerji gereksinimi ve maliyet konusunda önemli ölçüde azalma sağlanan membran teknolojisi atıksu arıtımında yüksek potansiyele sahiptir. Ters ozmos (TO), nanofiltrasyon (NF), ultrafiltrasyon (UF), mikrofiltrasyon (MF) por çaplarına bağlı olarak TKM ve kolloid maddeleri ayırırlar. Katı sıvı ayırımına ek olarak organik madde ve patojen bakteri giderimi de sağlayabilirler. Ancak mezbaha atıksuyu gibi kirlilik yükü çok yüksek bir atıksuyun ham haliyle uygulanması membranların çok kısa sürede tıkanmasına sebep olur. Sardari *et al.* (2018), ham ve elektrokoagülasyon ön arıtmalı mezbaha atıksuyunun UF ile arıtımını kıyaslamıştır. Ham atıksuyun filtrasyonunda membran akısının birinci günde %91 azaldığını, üçüncü günde ise neredeyse sıfıra indiğini belirtmiştir. Ön arıtımı yapıldığında ise %75 KOİ, %95 AKM ve %50 TN giderim verimine ulaşmıştır. Membran akısı ise 106 L/m².sa'ten 7 gün sonunda 22 L/m².sa'e inmiştir. Membran prosesler yüksek arıtım performansı sunsa da membran tarafından tutulan katı maddelerin membran yüzeyinde birikmesiyle tıkanıklığa ve dolayısıyla akı kaybına sebep olmaktadır. Membranlar tıkanıldığında geri yıkama, kimyasal yıkama, mekanik temizleme işlemleri ile membran akısı iyileştirilir. Akı kaybını azaltmak ve kirlenmeyi önlemek için farklı bir proseste ön arıtım yapılabilir. Ancak ön arıtım uygulamalarına rağmen membranlar sıklıkla tıkanmakta ve bu durum bakım maliyetini arttırmaktadır. Yüksek TN konsantrasyonuna sahip mezbaha atıksuları membran filtrenin üzerinde kalın tabaka halinde biyofilm oluşturarak biyolojik tıkanmaya sebep olmaktadır. Dolayısıyla mezbaha atıksularının ileri oksidasyon ve/veya biyolojik bir ön arıtımının yapılması membran filtrasyon uygulamalarının fizibil kullanımına olanak sağlayabilir (Baker *et al.* 2021).

Elektrokimyasal (EK) teknikler

Fayda maliyet açısından literatürde sunulan diğer yöntem de EK tekniklerdir. EK teknikler, organik maddelerin, nütrientlerin, ağır metallerin ve patojen organizmaların giderilmesini sağlayabilmektedir. Alüminyum, demir, platinyum, titanyumoksit vb. elektrotlar EK proseslerde kullanılan elektrotlardır. Bunlar arasında en yaygın kullanılan alüminyumdur (Koby *et al.* 2006). Eryuruk vd. (2018), kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun H₂O₂ destekli EK reaktör ile arıtımını incelediği çalışmada %95 KOİ verimi elde etmiştir. 50 mA/cm² akım yoğunluğu, 0,2 M H₂O₂ ve 0,5 g/L Na₂SO₄ konsantrasyonu optimum şartlarında atıksuyun giriş KOİ'sini 8800 mg/L'den 400 mg/L'ye indirmiştir. Davarnejad ve Nasiri (2017), kanatlı mezbaha atıksuyunun elektro fenton ile arıtımında %92 KOİ giderim verimi elde etmiştir. Optimum giderim için gerekli şartlar pH 4,4, 74 mA/cm² akım yoğunluğu, 1,63 ml/L H₂O₂ dozu

ve 55 dk reaksiyon süresidir. Bayar vd. (2011), EK arıtım ile giriş KOİ'si 2171 mg/L olan mezbaha atıksuyunda başlangıç pH'sı 3,0 ve akım yoğunluğu 1,0 mA/cm² şartlarında %98 KOİ verimi elde etmiştir. Literatürde sunulan EK arıtım çalışmaları oldukça düşük hacimlerde laboratuvar ölçekli çalışmalardır. Dolayısıyla büyük hacimlerde uygulanabilirliğinin araştırılması gereklidir.

Biyolojik arıtım

Atıksu içerisinde çözülmüş formdaki organik maddelerin giderilmesi biyolojik arıtımın temel hedefidir. Biyolojik arıtım aerobik, anaerobik ve yapay sulak alanlar olarak ayrılabilir. Mezbaha atıksuları BOİ₅/KOİ oranı 0,4-0,6 arası olan biyolojik arıtmaya elverişli atıksulardır. TN konsantrasyonu 150-400 mg/L arasındadır. Azot içeriği organik azot ve amonyak azotundan oluşan atıksuyun KOİ/TN oranı da yüksektir. TP konsantrasyonu 3-60 mg/L arasındadır ve fosfor kaynağı kandan gelen organik fosfor ve temizlik ürünlerinden kaynaklı inorganik fosfor şeklindedir. Mezbaha atıksuyunun C:N:P oranı biyolojik arıtım için fosfor eksikliği tamamlandığı takdirde uygun sayılabilir. Hem aerobik hem de anaerobik biyolojik arıtım ile %90'a kadar BOİ giderimi mümkün olsa da nütrient giderimi konusunda istenilen verim sağlanamamaktadır (Baker *et al.* 2021).

Anaerobik arıtım organik maddenin oksijensiz koşullarda anaerobik mikroorganizmalar tarafından CH₄ ve CO₂'ye dönüştürülmesidir. Kanın biyogaz üretim potansiyeli sebebiyle anaerobik arıtım tercih edilmektedir. Anaerobik sistemler yüksek KOİ gideriminin yanında daha az çamur üretirler (Martínez *et al.* 1995). Organik maddenin parçalanmasıyla açığa çıkan CH₄ enerji verimliliği açısından da avantajlıdır. Ancak kirlilik yükünün protein kaynaklı olması anaerobik çürütme sürecini zorlaştırmaktadır. İçerdiği yüksek azot, toplam amonyak azotu konsantrasyonunu arttırarak anaerobik mikroorganizmalara toksit etki göstermektedir. Kanın parçalanmasıyla açığa çıkan uçucu yağ asitlerinin birikmesinde pH seviyesinin azalmasına ve dolayısıyla daha az biyogaz üretimine sebep olarak anaerobik arıtım prosesinin dengesini bozmaktadır (Wang *et al.* 2018). Anaerobik arıtım çıkış suları istenilen limit değerleri aşabilmektedir. Kötü çökelme özelliği, çıkış suyunda hidrojen sülfür (H₂S) içermesi işletme dengesini bozan diğer etkenlerdir. Kanın anaerobik arıtımı üzerine yapılan çalışmalar genellikle kanlı atıksuların diğer atıksularla belirli oranda karışımını araştırmaktadır (Wang *et al.* 2018). Dolayısıyla anaerobik arıtımın da tek başına uygulanması yeterli olmamaktadır. Anaerobik arıtım çıkış suyunun aerobik bir reaktöre beslenmesi veya diğer ileri arıtım proseslerinin kullanılmasıyla TN, TP ve kalan patojen mikroorganizmaların giderilmesi ile istenilen deşarj standartları sağlanabilir (Mannina *et al.* 2016).

Anaerobik lagünler mezbaha atıksularının arıtımında alan problemi olmayan ve hava koşulları uygun ülkelerde kullanılabilir yöntemler arasındadır. Bu sistemlerde atıksu alttan lagüne beslenir ve mezbaha atıksularının içeriğinden dolayı yüzeyde oluşan köpük tabakası anaerobik şartların oluşmasını sağlar. 3-5 m derinlikte ve 5-10 günlük hidrolik kalış sürelerinde işletilebilirler. %95'in üzerinde KOİ, TKM ve BOİ giderimi sağlayabilir. En önemli dezavantajları koku problemi ve hava şartlarından çok etkilenmesidir. Koku problemi için lagün üzerine örtü serilebilir (Mittal 2006) .

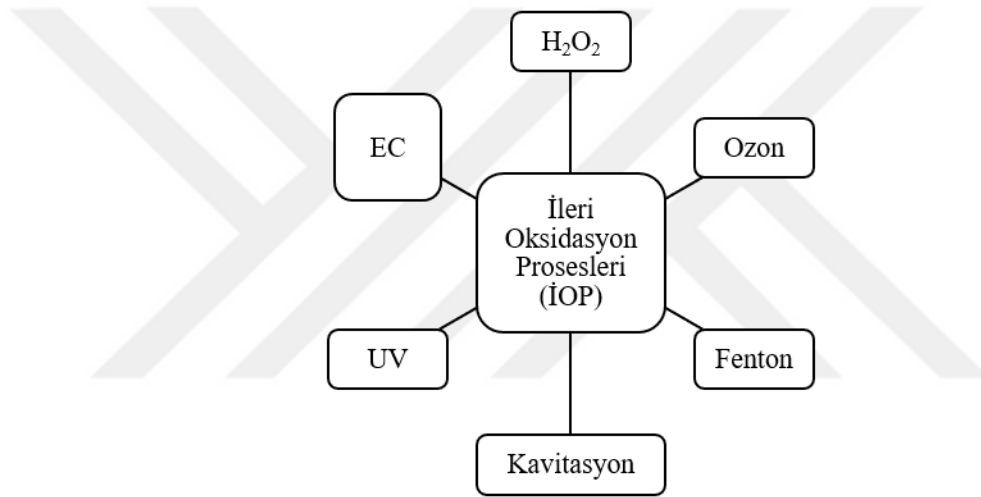
Aerobik arıtım, lagünler, ardışık kesikli reaktör (AKR) ve aktif çamur (AÇ) vb. aerobik biyolojik sistemlerdir. Geleneksel aktif çamur sistemi reaktör içerisinde serbest yüzen biyolojik flokların hava temin edildiğinde atıksu içerisindeki organik maddeyi parçalamasıdır. Bu reaktörlerde hem organik kirliliğin oksidasyonu hem de adsorpsiyonu gerçekleşir. Aerobik arıtım sistemlerinde amonyak azotu büyük oranda okside edilebilir. Aerobik arıtım teknolojileri anaerobik sistemlere nazaran daha hızlı arıtma imkânı sunması sebebiyle daha sık tercih edilirler. Rajab *et al.* (2017) mezbaha atıksularının biyolojik arıtımı için anaerobik/aerobik ardışık kesikli reaktör (AKR) kullanmıştır. 48 saat alıkonma süresinde, 0,24 F/M oranında %97 KOİ ve %98 NH₃-N giderim verimi elde etmiştir. Mezbaha atıksularının aktif çamur sistemiyle arıtımında yüksek protein muhtevası, yüksek organik yükü ve yağ-gres içeriğinden dolayı oksijen transferi zayıflar ve havalandırma maliyeti yükselir. Ayrıca çamur üretimi hızlandığından atık çamur miktarı artar ve çökmesi zor flokların da oluşmasına sebep olur (Keskes *et al.* 2012). Bu durum havalandırma süresinin artırılmasıyla belirli bir seviyeye kadar azaltılabilse de yetersiz kalmaktadır (Bustillo-Lecompte and Mehrvar 2015). Mezbaha atıksuyunun arıtıldığı aktif çamurda zamanla ipliksi organizmalarının sayısının arttığı ve çamur kabarma probleminin meydana geldiği belirtilmiştir (Baker *et al.* 2021).

Günümüzde kullanımı giderek artan MBR, biyolojik arıtım ile membran katı-sıvı ayırımının birleştirildiği bir prosestir. Membranın temel görevi askıda katı maddenin tamamını tutarak partikül içermeyen bir su elde etmektir. Son çökeltme tankının yerini alan filtrasyon ve sunduğu katı-sıvı ayırımı, iyi çökelebilen çamurun gerektirdiği sınırlamaları ortadan kaldırır. Geleneksel aktif çamur prosesinde karşılaşılan biyokütlenin arıtılmış sudan ayrılmasıyla ilgili birçok problemin üstesinden MBR ile gelinebilmektedir. Hem askıda hem de bağlı mikroorganizmaların birlikte olabileceği bir ortam sağlayan MBR, yüksek kalitede çıkış suyu da sunmaktadır. Ayrıca adsorpsiyon, biyodegradasyon ve nitrifikasyon/denitrifikasyon proseslerinde gerçekleşebildiği hibrit bir prosestir. Mezbaha atıksuyu klasik AÇ sisteminde oluşturduğu problemler nedeniyle verimli işletilmesini güçleştirmektedir. Bu sebeple MBR mezbaha atıksularının arıtımı için önemli bir alternatiftir.

Mezbaha atıksuları biyolojik olarak parçalanmayan ve özellikle toksik özellik gösteren maddeleri bulundurabilir. Bu durum biyolojik arıtımın uygulanmasını güçleştirmektedir. Hem kirlilik yükünü azaltmak hem de biyolojik arıtımı iyileştirebilmek amacıyla ileri arıtım tekniklerinin kullanımı alternatif olarak değerlendirilmektedir. Bu teknikler ile atıksu içerisindeki biyobozunurluk artırılabilir, toksik maddeler giderilebilir, biyolojik olarak arıtılmayacak maddeler uzaklaştırılabilir.

İleri oksidasyon teknikleri (İOP)

İleri oksidasyon teknikleri son yıllarda ilgi duyulan arıtma teknolojileridir. İOP, arıtılması zor olan maddelerin çeşitli oksidasyon prosesleriyle üretilen hidroksil radikalleri ($\text{OH}\cdot$) tarafından oksidasyonunu içermektedir. Şekil 3'te sık kullanılan İOP'ler gösterilmiştir.



Şekil 3. Mezbaha atıksuyu arıtımında kullanılan İOP'ler

İOP lerde üretilen $\text{OH}\cdot$ organik maddelere karşı güçlü bir oksidanttır. $\text{OH}\cdot$ atıksu arıtma teknolojisinde kullanılan kimyasal oksitleyiciler arasından 2,80 V elektriksel oksidasyon potansiyeli ile en yüksek potansiyele sahip oksidantlardan biridir. $\text{OH}\cdot$ organik maddeleri okside ederken toksik formlar oluşturmada daha zararsız CO_2 ve H_2O formlarına mineralize edebilir. Ancak organik maddelerin tamamının mineralizasyonu için daha fazla oksidanta ve katalizöre ihtiyaç duyulabilir. $\text{OH}\cdot$ bazen organik maddelerin mineralizasyonunu sağlayamasa da atıksuyun toksik etkilerini azaltarak biyolojik arıtım gibi daha ucuz yöntemlerle arıtılabilirliğine olanak sunar (Deng and Zhao 2015).

Atıksu arıtımında tercih edilen İOP teknikleri, hidrojen peroksit (H_2O_2) oksidasyonu, ozonlama (O_3), elektrokimyasal oksidasyon (EO), ultraviyole radyasyon (UV), fenton ve nispeten daha yeni olan kavitasyondur. Bu teknikler tek başlarına veya birbirleriyle hibrit

şekilde direk kullanılabilirlikleri gibi bir başka temel arıtım prosesine ön arıtım veya üçüncül arıtım olacak şekilde de kullanılmaktadır.

H₂O₂, yalnız başına kullanılabilir olmasına rağmen, genellikle diğer oksidasyon kimyasalları ile karıştırılarak daha fazla radikal oluşumu için tercih edilmektedir. Radikal oluşumunu kolaylaştırmak için ekstra kimyasal sağlayarak diğer İOP'lerin OH• üretimini artırır. Ayrıca H₂O₂ oksidasyonu tek başına bir oksidasyon prosesi olarak da kullanılabilir ancak etkinliği ve reaksiyon hızı oldukça düşüktür. Tek başına kullanıldığında bir başka dezavantaj ise çok daha fazla kimyasal ihtiyacı ve buna bağlı olarak maliyetin artmasıdır. H₂O₂ kullanımındaki OH• üretim hızı konusundaki sınırlama diğer oksidasyon teknikleri ile birlikte kullanıldığında giderilebilmektedir.

Fenton oksidasyonu, Fe⁺² ve H₂O₂'nin kombinasyonu ile OH•'nin üretimini içerir. Demir iyonlarının katalizör olarak kullanımı ile H₂O₂'nin bozunması hızlandırılır ve OH• oluşumu sağlanır. Etkin bir fenton oksidasyonu için pH 2,5-3,0 aralığının gerekliliği ve arıtma sonrasında uzaklaştırılması gereken demir çökeleği oluşturması dezavantaj olarak belirtilmektedir. Demir katalizörünün sabit olduğu heterojen fenton oksidasyonu veya UV radyasyonu kimyasal sarfiyatını azaltabilir.

UV radyasyonu, 280 nm dalga boyundaki radikallerle oksidasyonu temel alır. UV ışığının fenton, ozon ve özellikle H₂O₂ ile birlikte kullanımı oldukça yaygındır. Kanafin *et al.*, (2022) kanatlı mezbaha atıksuyunun foto-fenton (UV/Fe²⁺/H₂O₂) ve foto-fenton benzeri (UV/Fe²⁺/S₂O₈²⁻) prosesleri kullanarak arıtımını incelemiştir. UV ışıması tek başına %4 TOK giderimi sağlarken UV/H₂O₂ ile 98 mM H₂O₂ dozunda 150 dk'da %74 TOK giderimine ulaşmıştır. UV/ S₂O₈²⁻ prosesi ile de 15 mM K₂S₂O₈ dozunda %85 TOK gidermiştir. UV ışıması, ışık geçirgenliği düşük olan veya katı madde içeriği yüksek olan atıksularda yetersiz kaldığından ön arıtıma ihtiyaç duyacağını belirtmiştir.

İOP'lerin son yıllarda atıksu arıtımında, suyun yeniden kullanımı ve kirlilik kontrolünde kullanımı etkin sonuçlar vermiştir (Krzemińska *et al.* 2015; Pandis *et al.* 2022). Ancak oksidasyon proseslerinin tek teknik olarak uygulanması birim giderilen TOK veya KOİ başına harcanan oksidant maliyeti dikkate alındığında yetersiz ve pahalı olmaktadır. Bu sebeple İOP'lerin biyolojik arıtım ile kombinasyon içerisinde kullanılması tercih edilmektedir (Naderi *et al.* 2017).

Entegre ve hibrit arıtma prosesleri

Entegre ve hibrit yapılandırılmış sistemler birkaç yöntemden aynı anda faydalanma imkânı sunmaktadır. Mezbaha atıksularının da yüksek organik kirlilik yüküne sahip olması,

patojenik organizma barındırması, yağ-gres, amonyak, dezenfektan, yüzey aktif madde gibi inhibisyon etkisi gösteren bileşenleri bulundurması tek bir arıtma tekniği ile arıtımını güçleştirmektedir. Literatürde mezbaha atıksuyu arıtımı için özellikle tavsiye edilen bir veya iki spesifik teknoloji bulunmamaktadır. Diğer arıtma tekniklerinin birlikte kullanımı daha ekonomik ve daha kalite çıkış suyu elde edilmesini sağlayabilir. Farklı tekniklerin avantajlarından fayda sağlanırken, tek başlarına uygulanmasında ortaya çıkan dezavantajlar ortadan kaldırılabilir. Ayrıca arıtılması planlanan mezbaha atıksuyunun karakteristik özelliğine özel ve ülkelere göre değişebilen deşarj kriterlerine de bağlı olarak uygun arıtma teknolojileri seçilmelidir.

Mezbaha atıksularının arıtımında en yaygın teknolojilere bakıldığında biyolojik arıtım ön plana çıkmaktadır. Biyolojik arıtımı destekleyecek bir İOP'nin kullanımıyla biyobozunurluğun artırılması, toksisite veya inhibisyon etkisi gösterebilecek maddelerin uzaklaştırılmasını sağlayabilir. Anaerobik arıtım + İOP, anaerobik arıtım + filtrasyon, aerobik arıtım + İOP, aerobik arıtım + filtrasyon gibi temel oksidasyon veya filtrasyon proseslerinin farklı biyolojik arıtım teknolojileriyle kombinasyonu verimli sonuçlar verenlerdendir (C. F. Bustillo-Lecompte *et al.* 2013).

Bustillo-Lecompte and Mehrvar (2016), mezbaha atıksuyunun arıtımında sırasıyla anaerobik perdeli reaktör-aerobik aktif çamur ve UV/H₂O₂ kullanımını incelemiş, mezbaha atıksuyunu anaerobik reaktöre konsantrasyonu kademeli olarak yükselterek vermiştir. Her kademede mezbaha atıksuyu konsantrasyonunu %25 arttırmıştır. Anaerobik ve aerobik reaktörlerde uçucu askıda katı madde (UAKM) konsantrasyonu 25 g/L ve 3 g/L'de dengeye ulaşmıştır. Giriş TOK konsantrasyonu 626 mg/L, 45 ml/dk besleme debisinde, 350 mg/L H₂O₂ ve 6,6 pH'da toplamda %90 TOK ve %85 TN giderim verimi, %58 CH₄ üretim oranı elde etmiştir ve kalıntı H₂O₂ 1,5 mg/L'ye inmiştir. UV/H₂O₂ prosesi ile arıtılan mg mezbaha atıksuyu başına işletme maliyetinin biyolojik arıtıma nazaran 10 kat daha fazla olduğunu ancak biyolojik arıtım ve İOP kombinasyonunun toplam maliyeti azaltacağını belirtmiştir.

Alfonso *et al.* (2018), kum tutucu-koagülasyon/flokülasyon-çözünmüş hava flotasyonu (DAF) sonrası mezbaha atıksuyuna ardışık kesikli reaktör (AKR)-filtrasyon-ozonlama uygulayarak arıtımını incelemiştir. 6 L hacme sahip AKR'yi 24 saat HRT ve 13 gün SRT'de, 3300 mg/L MLSS ve 8,1 mg/L Ç.O. şartlarında işletmiştir. AKR çıkış suyunu 4-7 µm filtre kağıdından geçirip 12 saat boyunca 71 mg O₃/L dozunda ozonlamaya maruz bırakmıştır. Ortalama %93 KOİ, %98 BOİ, %99 AKM ve %98 TP giderimine ulaşmıştır. Ozonlama sonrası toplam koliform takibini de yaptığı çalışmada toplam koliformun tamamının inaktivasyonu gerçekleşmiştir. Toplamda %30 olmak üzere TN gideriminin %22'si amonyak azotu olarak

AKR’de gitmiştir. Aktik çamur sisteminde azot giderimi hedeflemediğinden azot gideriminin düşük olduğunu belirtmiştir.

Fard *et al.* (2020), mezbaha atıksuyunun TKOİ ve fosfat içeriğinin yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı ve fenton prosesiyle giderimini incelemiştir. Anaerobik reaktörü 26 saat HRT’de işleterek %62 TKOİ ve %37 fosfat giderim verimine ulaşmıştır. Fenton prosesini biyolojik arıtım sonrasında kalan organik madde ve fosfatın giderimi için uygulamıştır. Fenton oksidasyonunun optimum şartlarında (pH 3,0, 1000 mg/L H₂O₂, 400 mg/L Fe (II), 1 saat reaksiyon süresi, 120 rpm karıştırma hızı) TKOİ verimi %95’e, fosfat giderim verimi %85’e yükselmiştir.

İOP’lerin biyolojik arıtım öncesine veya sonrasına tamamlayıcı bir arıtma tekniği olarak kombine edilmesi toplam giderim verimi ve enerji verimliliği açısından etkin sonuçlar sunmaktadır. Özellikle biyolojik arıtım öncesinde uygulanabilir İOP’ler toksik ve refrakter maddelerin miktarını azaltarak biyolojik arıtmadan maksimum fayda sağlanmasına yardımcı olabilir. Ancak İOP’lerin en önemli dezavantajlarından biri giderilen kirletici başına gerekli kimyasal maliyetinin yüksek olmasıdır. Bu sebeple İOP’lerin sağladığı avantajı kimyasal madde ilavesini minimize ederek sunan farklı teknolojiler üzerine araştırmalar farklı oksidasyon teknolojilerini ortaya çıkarmıştır. Bunlardan biri de kimyasal madde ilavesine gerek duymadan OH• üretebilen yenilikçi ve çevreci olan hidrodinamik kavitasyon teknolojisidir.

Kavitasyon, gelecek vaat eden bir teknoloji olarak kabul görmüş ve farklı alanlarda birçok araştırmacı tarafından kullanımı yaygınlaşmaya başlamıştır. Dezenfeksiyon (Badve *et al.* 2015), hücre deaktivasyonu (Gevari *et al.* 2020), amonyak sıyırma (Tasdemir *et al.* 2019), çamur dezentegrasyonunun (Yonggang *et al.* 2009) yanısıra boyar madde (Saharan *et al.* 2011), pestisit (Panda and Manickam 2019), ilaç kalıntısı (Zupanc *et al.* 2013) ve organik madde (Suryawanshi *et al.* 2018) gideriminde etkili sonuçlar sunduğu çalışmalar bulunmaktadır.

HK atıksu arıtımında diğer oksidasyon teknikleriyle birlikte kimyasal tüketimini azaltarak ve enerji verimliliğini artırarak toplamda daha düşük maliyetle daha yüksek arıtım sağlayabileceği belirtilmiştir. Daha çok ozon, H₂O₂, UV gibi diğer oksidasyon proseslerini destekleyici nitelikte olan hidrodinamik kavitasyon, kendi başına da yüksek oksidasyon özelliğine sahip OH• radikallerini üretebilmektedir (Ozonek 2012).

Bu çalışma ile mezbaha atıksuyunun arıtılmasında HK’nın performansının belirlenmesi ve MBR biyolojik arıtımına HK ön arıtımının katkısının belirlenmesi amaçlanmaktadır. Bu hususta devam eden bölümlerde öncelikle kavitasyon teknolojisi ve HK’nın atıksu arıtımında kullanımı konusunda bilgi verilmiştir. Ardından MBR teknolojisi açıklanmış ve mezbaha atıksuyu arıtımında MBR kullanımıyla ilgili literatüre yer verilmiştir.

Kavitasyon

Kavitasyon sıvı içerisinde basıncın değişmesi sonucu meydana gelen bir olaydır. Bu olay, basınçtaki hızlı değişimler nedeniyle kabarcıkların oluşmasını ve içe çökerek patlamasını, yoğun şok dalgaları ve 1000 - 15000 K ve 500 - 5000 bar'a kadar çıkabilen yerel koşulların üretilmesini içerir. Yerel yüksek basınç ve sıcaklık, kabarcığın içe çökmesi sırasında meydana gelen faz değişiminden kaynaklıdır (Gogate and Pandit 2005).

Kavitasyon araştırmaları üç farklı kategoriye gruplandırılabilir. Bunlardan birincisi kavitasyonun mekanizmasını açıklayan model geliştirilmesidir. Modeller ile kavitasyon kabarcıklarının çökme dinamiğine açıklık getirmeye çalışılmaktadır. Bu hususta Rayleigh'ın (1917) klasik tek kabarcık modeli kullanılmaktadır. Ancak bu modelin çok fazla basitleştirilmesi kavitasyon sırasında oluşan fiziksel-kimyasal avantajları göz ardı etmiştir (Cai *et al.* 2009). İkinci kategori araştırmalar kavitasyonun gemi pervaneleri, pompalar ve borularda oluşturduğu olumsuz etkileri azaltmaya yöneliktir. Literatürde kavitasyonun olumsuz etkileri ve oluşan etkilerinin giderilmesi üzerine birçok çalışma bulunmaktadır ve halen günümüzde daha iyi açıklanması için çalışmalar devam etmektedir (Ozonek 2012).

Üçüncü kategori ise kavitasyonun olumlu etkilerini kullanarak sağlanacak faydaları araştırmaktadır. Çevre Mühendisliği alanında kullanımı kavitasyonun fiziksel-kimyasal prosesleri iyileştirme potansiyelinin tespit edilmesiyle ortaya çıkmıştır. Oluşan kavitlerin içe çökmesiyle oluşan yerel yüksek basınç ve sıcaklık artışı (şok dalgalanması) fiziksel-kimyasal proseslerin verimliliğini arttırmaktadır. Kabarcık çökmesi, kavitasyon şartlarında su moleküllerinden hidroksil ve hidroperoksil radikalleri ($\text{OH}\cdot$) oluşturabilmektedir. Şok dalgaların sebep olduğu yüksek kesme kuvveti makromoleküllü organik maddelerin bağlarını kırabilmekte ve termal bozunmalarını da sağlayabilmektedir. Mikrokabarcıkların sağladığı yüksek türbülans ortamı sıvı içerisinde fazlar arası film direncini kırmakta ve etkili bir kütle transfer ortamı sunmaktadır. Özellikle ileri oksidasyon teknikleri ve biyolojik arıtım ile kombine edilmesiyle verim artışları sağlandığı çeşitli çalışmalarla bildirilmiştir (Dular *et al.* 2016; Padoley *et al.* 2012; Zupanc *et al.* 2013).

Kavitasyon sıvı içerisinde farklı tekniklerle oluşturulabilmektedir. Kullanılan yöntemlere göre kavitasyon türleri ve oluşma mekanizmaları Şekil 4'te görülmektedir.

Kavitasyon tipi	• Kavitasyonu Tetikleyen Mekanizma
Optik Kavitasyon	• Lazer ışını
Partikül Kavitasyon	• Protonlar
Akustik Kavitasyon	• Sıvıda akustik dalga
Hidrodinamik Kavitasyon	• Hidrolik ani hız değişimi

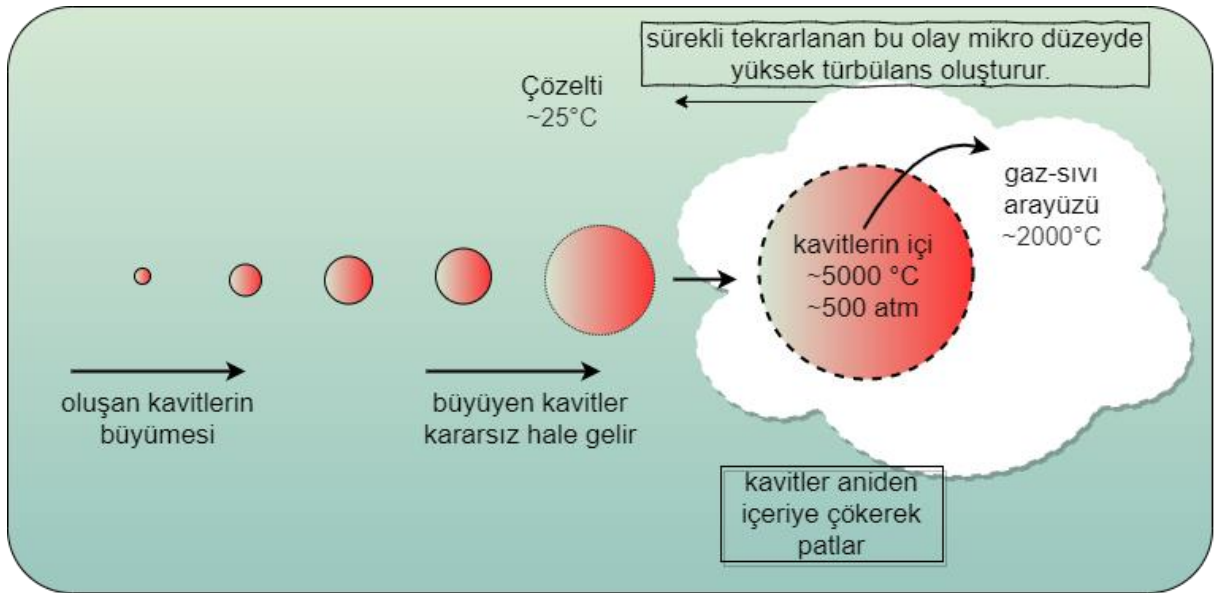
Şekil 4. Kavitasyon türleri ve kavitasyonu tetikleyen mekanizmalar

Optik kavitasyon sıvı içerisinde yüksek yoğunlukta ışık veya lazer ile oluşturulur. Sıvı ortamına lazer ışınması uygulandığında ışık enerjisinin absorblanması sıvı sıcaklığında yerel değişimlere sebep olur. Yerel sıcaklık değişimi kaynama sıcaklığına ulaştığında buhar kabarcıkları oluşur. Partikül kavitasyon, proton ve nötronlar vasıtasıyla sıvı fazın kırılması ve kabarcıkların oluşturulması ile sağlanır. Optik ve partikül kavitasyon laboratuvar ortamında tek kabarcık veya spesifik kabarcıkların üretimiyle ilgilidir (Gogate and Pandit 2001).

Atıksu arıtımında akustik kavitasyon ve HK başlıca kullanılan kavitasyon türleridir. Akustik kavitasyon 20 kHz-1 MHz arası frekansta ultrasesin sıvıya verilmesiyle mekanik titreşim ve yerel negatif basıncı kullanarak kabarcık oluşturur. Ultrasesin düşük dalga boyunda etki mesafesi akustik kavitasyon uygulamalarının ölçeklendirilmesini sınırlamaktadır. HK sıvının akış hızının değiştirilmesiyle basınç dalgalanması yoluyla oluşturulur. İki temel kavitasyon türü arasında akustik kavitasyon daha az sayıda ama şiddetli çökelen kabarcıklar oluşturabilirken HK nispeten düşük şiddetli ancak çok sayıda kabarcık oluşturabilmektedir. Ölçeklendirilebilme, daha ekonomik olması ve geniş çalışma alanına hitap edebilmesi sebebiyle HK daha avantajlıdır (Holkar *et al.* 2019).

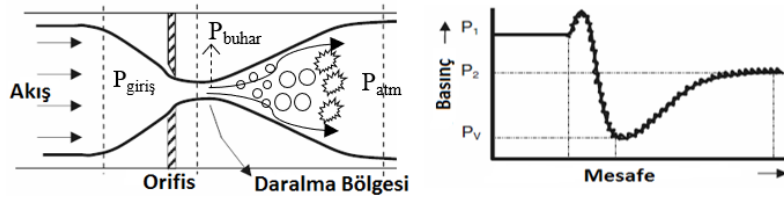
Hidrodinamik Kavitasyon (HK)

HK akışkan sıvının daraltılmış bir bölgeden geçirilmesiyle oluşan bir olaydır. Oluşturmak için venturi, orifis, vana vb. bir yapı ile akışkan hızını etkileyen kavitasyon tüpleri (üreticileri) kullanılmaktadır. Akışkan hızının değişikliğe uğraması sonucunda sıvı içerisinde buhar ve gaz kabarcıkları oluşur. Kabarcıklar daralma bölgesi sonrasında büyümeye başlar ve büyüdükçe kararsızlaşır. Basıncın normale döndüğü yerde aniden sıkışarak şiddetli bir şekilde patlayan bu kavitler, oluşturduğu şok etkisi sonucunda yerel yüksek basınç ve sıcaklık bölgeleri oluşturur. Kabarcıkların oluşumu, büyümesi ve çökmesi Şekil 5'te şematik olarak gösterilmiştir (Dular *et al.* 2016).



Şekil 5. Kavite oluşumunu ve kavitelerin geçirdiği sürecin şematik gösterimi

Kavite oluşumunu suyun yaklaşma açısından gelip daralma boğazından basınç uygulanarak geçirilmesiyle başlatılır. Kavite oluşum başlangıcı, kavite oluşumunun aktif olarak gözlenebildiği durumdur. Kavite oluşumunun en yaygın bilinen etkisi 10 Hz - 100 kHz frekans aralığında kavite oluşum sesidir. Bu ses kavite oluşum kabarcıklarının içe çökmesinden dolayıdır ve kavite oluşum şiddetinin artması kavite oluşum sesini de artırır (Ozonek 2012). Oluşan kavitelerin şekli, davranışı ve boyutu büyük ölçüde akış karakteristiğine bağlıdır (Dular *et al.* 2016). Şekil 6'da daralma bölgesinden geçişte sıvının basınç değişimi örneği verilmiştir.



Şekil 6. Kavite oluşumunda basınç değişimi

Kavite oluşum şiddetini ifade eden kavite oluşum sayısının (C_v) hesabı aşağıdaki gibidir.

$$C_v = \frac{P_{atm} - P_{buhar}}{\frac{1}{2} \rho (v_{bogaz})^2} \quad (1)$$

- C_v : Kavite oluşum sayısı
- P_{atm} : Atmosfer basıncı
- P_{buhar} : Buhar basıncı
- ρ : Yoğunluk
- V_{bogaz} : Daralma boğazındaki akışkan hızı

Kavitasyon sayısı düştükçe kavitasyon şiddeti artmaktadır ve kavitasyon sayısı kullanılan sistemin hidrolik sınırlarına bağlıdır. İdeal kavitasyon, $C_v < 1$ olduğu durumda gerçekleşir. 0,1-1 arasındaki C_v ile kullanılan reaktörlerden maksimum fayda sağlanabilir. Kavitasyonun uygulandığı birçok senaryoda az miktarda da olsa çözünmüş gaz bulunduğundan kavitasyon $C_v > 1$ iken de gerçekleşebilir (Holkar *et al.* 2019).

HK'da kavitasyon başlangıcı, şiddeti ve etkinliği sıvının özelliklerine, kavitasyon üreticisinin özelliklerine ve kavitasyon uygulama süresine bağlı olarak değişmektedir. Tablo 7'de kavitasyonu etkileyen faktörler özetlenmiştir.

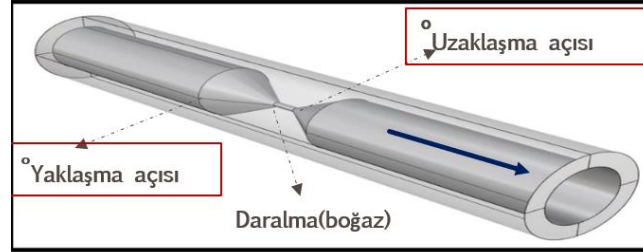
Tablo 7. Kavitasyonu Etkileyen Faktörler

Faktörler	Fiziksel Özelliği	Etkisi
Sıcaklık	Buhar basıncı Termal aktivite	Kabarcık sönmesi İkincil reaksiyonlar
Statik basınç	Uygulanan basınç Gaz çözünürlüğü	Kabarcık sönmesi Kabarcık yoğunluğu Kavitasyon şiddeti
Ortamdaki gaz	İletkenlik Gaz konsantrasyonu Reaktivite	Kavitasyon şiddeti Kavitasyon başlangıcı Kabarcık yoğunluğu
Akışkan türü	Buhar basıncı Yüzey gerilimi Viskozite Reaktivite	Kabarcık sönmesi Kavitasyon başlangıcı Kavitasyon şiddeti
Kavitasyon üreticisi	Kavitasyon ekipmanının türü Geometrik özellikleri	Kavitasyon başlangıcı Kavitasyon şiddeti Kabarcık sönmesi

Kavitasyon, sıvının termal özelliği, viskozitesi, yoğunluğu, yüzey geriliminden ve sıvı içerisindeki çözünmüş gazların veya partikül madde varlığından etkilenmektedir. Sıvı özellikleri dışında kavitasyon oluşturulması için kullanılan ekipmanın da kavitasyona etkisi bulunur. Oluşan basınç profili kullanılan kavitasyon üreticisinin özelliklerine göre değiştiğinden, kavitasyon geometrisi kavitasyon kabarcıklarının oluşumunu, büyümesini ve çökerek patlama sürecini de etkiler. Kavitasyon sürecinde belirleyici faktör kavitasyon üreticisinin şekli, sıvının akış hızı ve uygulanabilen basınçtır. Kavitasyon üreticisinin seçimi kavitasyonu en fazla etkileyen kontrol edilebilir etkidir (Holkar *et al.* 2019; Ozonk 2012).

Literatürde akış özelliklerini inceleyen çalışmalar kavitasyon başlangıcının, kavitasyon türü geometrisine bağlı değiştiğini belirtmiştir (Saharan *et al.* 2011; Yan & Thorpe 1990).

Venturi/orifis gibi yapılarıdaki daralma boyutları, daralma öncesindeki ve sonrasındaki açılı kavite başlangıcını etkilemektedir. Kavite başlangıcının daha kolay işletme şartlarında elde edilmesini sağlayan ve istenilen düzeyde artırım sunan kavite tüpü geometrisi HK enerji verimliliği için oldukça önemlidir. Şekil 7’de kavite oluşturmak için kullanılan kavite araçlarından biri olan venturi tüpünün şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 7. Venturi tip kavite tüpü

Denklem 1’e göre kavite tüpünün boğaz bölgesinde meydana gelen akışkan hızı, kavite sayısını değiştiren kontrol edilebilir bir parametredir.

Kavite mekanizmasını açıklamaya yönelik hidrolik ve akışkanlar mekaniği araştırmalarında kabarcıkların oluşması üzerine odaklanılmıştır. Ancak mikro düzeyde gerçekleşen kavite olayına henüz net bir açıklama sunulamamıştır. Kavite tüpü geometrisine bağlı olarak değişen giriş basıncı ve kavite sayısı terimleri kavite şiddetini ifade eden parametrelerdir. Akış özelliklerini etkilediğinden giriş basıncı ve sıcaklık için optimum şartlar tüm kavite çalışmalarında yeniden değerlendirilmektedir. Belli değerlere kadar basınç ve sıcaklık artırım performansına katkı sağlarken limit bir değer sonrasında ters etki göstererek kavite ile sağlanan avantajları azaltmaktadır. C_v belirli bir değer altına düştüğünde kabarcıkların içe çökerek patlamadığı boğulmuş kavite (choked veya süper kavite) olduğu farklı çalışmalarda belirtilmiştir. (M. Badve et al. 2013; B. Wang et al. 2021).

Kavite reaktörü düşük kavite sayısında işletildiğinde kabarcıklarla dolmaya başlar ve kavite kabarcıkları büyük oranda sönmeden daralma bölgesinden çıkar. Süper kavite varlığı belirgin kavite sesinin azalmasına bağlı da tespit edilebilir. Kavite sayısının aşırı artmasıyla kavite birbirleriyle temas haline gelerek olumsuz etki oluştururlar. Bu etki, kavite birleşip büyümesi ve bu sebeple $OH\cdot$ radikallerini oluşturan şiddetli içe çökmenin gerçekleşmemesi şeklinde olabilir. Bu durumda daha az $OH\cdot$ radikali oluşacaktır ve artırım etkilenecektir. Bir başka durum ise artan kabarcık sayıları sebebiyle içe çökelen kabarcıklardan yayılan şok dalgasının diğer kabarcıklar tarafından önlenmesi ve dolaylı olarak etkin kavite alanının ve şiddetinin azaltmasıdır. Böylece artırmı sağlayan kavite

şartlarından istenildiği düzeyde faydalanılamayacaktır. Daha fazla enerji harcarken daha düşük performans ile karşılaşılacaktır. Literatürde etkin kavitasyon için limit değerlerin atıksuya, hidrodinamik kavitasyon reaktörünün (HKR) konfigürasyonuna ve kavitasyon tüpünün tasarımına göre değiştiği çeşitli çalışmalarla belirtilmiştir (Padoley *et al.* 2012) (Saharan *et al.* 2013).

Atıksu karakteristiğindeki değişiklikler de kavitasyon oluşma mekanizmasına etki göstereceğinden kavitasyon tüpü geometrisi farklı atıksular ve farklı reaktörler için yeniden değerlendirilmektedir. Kavitasyon hangi atıksu arıtımı için kullanılacaksa, o atıksuya ve konfigürasyona özel kavitasyon geometrisi çalışmaları yapılarak süper kavitasyon şartları tespit edilmeli ve reaktör süper kavitasyonun gerçekleşmediği kavitasyon sayılarında işletilerek yüksek arıtım performansı hedeflenmelidir.

Literatürde atıksu arıtımında HK kullanımı

İlaç kaynaklı atıksu kirliliği, hastanelerden ve evlerimizden uygun olmayan ilaç bertarafının yapılması ve metabolizma faaliyetleri sonucunda oluşmaktadır. İlaç kalıntılarının arıtımında konvensiyonel arıtım proseslerinin zorlandığı bilinmektedir. Özellikle karbamazepin ve diklofenak biyolojik parçalanmaya dirençli olduğu bilinen ilaçlardır. Bu tip ilaç kalıntılarının arıtımı için bazı araştırmacılar yeni nesil teknolojilerden HK'yı kullanmışlardır. Braeutigam *et al.* (2012), karbamazepin hidrokinamik-akustik kavitasyon ile parçalanmasını araştırdığı çalışmada 1 saat gibi kısa bir sürede %96 dönüşüm elde etmiştir. Thanekar *et al.* (2018), sadece HK ile 120 dk'da %39, H₂O₂ ve O₃ ile birlikte %99 karbamazepin giderimi sağlamıştır. Fotokatalik sistem ile kombine edilmiş HK kullanan Bagal ve Gogate, (2014a), bir başka dirençli ilaç kalıntısı diklofenak giderimini araştırmıştır. Tek başına HK kullanıldığında 120 dk'da diklofenak'ın %30'unun parçalandığını, UV ve H₂O₂ ile birlikte ise verimin %80'e çıktığını belirtmiştir. Zupanc *et al.* (2013), karbamazepin ve diklofenak giderimi için HK ve H₂O₂ birlikte kullanmıştır. HK/H₂O₂ birlikte kullandığında 30 dk'da karbamazepin giderimi %6'dan %72'ye, diklofenak giderimi ise %33'ten %77'ye çıkmıştır. Zupanc *et al.* (2014), karbamazepin ve diklofenak yanında 4 farklı ilaç kalıntısı için %45-85 arasında değişen benzer verimler elde etmiştir. İlaç kalıntılarının arıtımına odaklanmış bahsedilen kavitasyon çalışmalarında araştırmacılar değişen giriş basınçları, kirletici konsantrasyonları, sıcaklıkları kullanmıştır ve her biri farklı optimum işletme şartlarına ulaşmıştır. Tüm bu çalışmalarda ortak nokta HK'dır. Ancak HK farklı reaktör hacimlerinde ve kavitasyon tüpü geometrilerinde kullanılmıştır. HK ile birlikte kullanılan H₂O₂ ve O₃ ek kimyasal madde ihtiyacını yüksek oranda azaltmıştır. İleri oksidasyon tekniklerini geliştiren kavitasyonlu ortam, eşit miktarda oksidant kullanılan klasik bir oksidasyon sistemine kıyasla büyük katkı sağlamıştır. Ortak

Çıkarım HK'lı işletme şartlarının kavitasyon verimliliği için her atıksuya ve konfigürasyona spesifik belirlenmesi gerektiğidir.

Tekstil endüstrisinde oluşan boyalı atıksular yoğun renge ve kirliliğe sahiptir ve bazı boya tipleri alıcı ortamlarda ciddi toksisiteye sebep olabilmektedir. En sık kullanılan azo tür boyalar ise biyolojik parçalanması zorlu olan kirleticilerdendir. Atıksu arıtım teknolojileri arasında HK enerji verimliliği ve kolay ölçeklendirme avantajları ile boyalı atıksuların arıtımı için bazı araştırmacılar tarafından kullanılmıştır. Reaktif red 120 (RR120), boyasının HK ile giderimini araştıran Sharan *et al.* (2011), venturi tip kavitasyon üreticisi ile donatılmış kendi tasarladıkları reaktörü kullanmıştır. pH ve H₂O₂ ilavesinin degradasyona etkisini incelemiştir. eşme suyuna RR120 ekleyerek 50 ppm konsantrasyona sahip 6 L sentetik atıksu hazırlamış ve 35°C sabit sıcaklıkta 180 dk boyunca kavite etmiştir. 513 nm dalga boyunda absorbans (λ) takip ederek boya konsantrasyonunu, TOK kullanarak toplam mineralizasyonu takip etmiştir. Elde ettiği veriler ile kavitasyonla renk gideriminin birinci derece reaksiyon kinetiğine uyduğunu belirtmiştir. pH 2,0'da 5 bar giriş basıncında işletilen kavitasyon reaktörü ile %60 renk giderimi, %28 TOK mineralizasyonu elde etmiştir. 1:60 oranında 2040 μ M H₂O₂ ile yalnızca kavitasyon ile yapılan renk giderimini %60'dan %100'e, TOK mineralizasyonu ise %28'den %60'a çıkmıştır. Renk giderimi 15 dk sonunda %100'e ulaşmıştır. %60 TOK giderim verimi için 90 dk kavitasyon yeterli olmuştur. Kavitasyonsuz ortamda aynı konsantrasyonda H₂O₂ ilave ettiğinde 3 saatte yalnızca %13 renk gidermiştir. HK ile oluşan mikro seviyedeki yoğun türbülans, H₂O₂ ile oluşturulan OH• radikallerinin etkisini daha da arttırmıştır. RR120 boyasının gideriminde tek başlarına yetersiz kalan iki proses birlikte kullanıldığında yüksek verimlere ulaşmış ve kavitasyonun sağladığı sinerjik etki arıtım performansını oldukça arttırmıştır. Bir başka çalışmada Innocenzi *et al.* (2019), metil oranj boyasının oksidasyonunu venturi esaslı HK ile araştırmıştır. Giriş basıncının artmasıyla giderim performansı 4 bar'a kadar artmış ancak 4 bar sonrasında azalmıştır. H₂O₂ ilavesiyle %53'e varan renk giderimini 1 saatte elde etmiştir. Tek başına HK uyguladığında %17 ve tek başına H₂O₂ (%0,005 v/v) uyguladığında %6 olan verim, iki teknik birlikte uygulandığında %33 daha fazla verim sağlayarak sinerjik etki oluşturmuştur. Ek olarak 20 mg/L Fe, 10 mg/L Ni varlığında da heterojen fenton prosesi oluşturarak %90'a varan renk verimi elde etmiştir. Proseslerin birlikte kullanımıyla elde edilen sinerjik etki sayesinde gerçek atıksu uygulamalarında önemli ekonomik avantajlar kazanılabileceğini ancak gerçek atıksu çalışmalarının gerekliliğini belirtmiştir.

HK kullanarak organik madde giderimini araştıran Yi *et al.* (2018), çalışmasında, kavitasyon tüpü giriş basıncının 4 bar, sıcaklığının ise 25°C üzerine çıktığı şartlarda organik madde giderimi azalmış ve 2-4 bar arasında ise giderim verimi artmıştır. alışmasına özel

tasarladığı kavitasyon reaktöründe toplam 18 küçük orifisten oluşan özel bir konfigürasyon kullanmış ve aynı reaktörde akustik kavitasyonla birlikte denemelerde yapmıştır. Giriş basıncı, sıcaklık, giriş konsantrasyonu, ultrasonik güç parametrelerini değiştirerek renk gideriminin takibiyle optimum çalışma koşullarını belirlemiştir. Çalışmasında HK ve akustik kavitasyonu birlikte kullandığı reaktörün enerji verimliliğini sadece HK ve sadece akustik kavitasyon ile karşılaştırmıştır. Bu sayede ortaya çıkan sinerjik etkiyi hesaplayarak sistem performanslarını değerlendirmiştir. Giriş basıncının 4 bar'dan sonra arıtıma olumsuz etki gösterdiğini ve optimum işletme basıncının 4 bar olduğunu belirtmiştir. Çözünmüş gaz konsantrasyonunun atıksu içindeki varlığının giderim verimlerinin belirli bir işletme süresi sonrasında dengeye gelmesinde etkili olduğunu ve bu durumun deney süresini etkilediğini açıklamıştır. Ancak çözünmüş gaz konsantrasyonu ile ilgili herhangi bir ölçüm yapmamıştır. Sıcaklık 25°C'ye kadar giderim verimini arttırmış 25°C'den sonra ise düşürmüştür. Giriş basıncı ve sıcaklığın kavitasyon ile elde edilecek arıtım performansına önemli etkilerinin olduğu bu çalışmada da gözlenmektedir. Ancak atıksu içerisindeki çözünmüş gaz miktarının da kavitasyona etkisinin olabileceğini açığa çıkarmıştır. Sharan *et al.* (2011), giriş basıncını 3-10 bar arasında değiştirerek arıtıma etkisini incelemiştir. 5 bar'a kadar RR120 giderimi artarken 5 bar sonrasında düşmüştür. 5 bar sonrasında bu azalmanın yüksek giriş basıncında oluşabilen süper kavitasyon şartlarıyla ilişkilendirmiştir. Kavitasyon bulutlarının olduğu ortamda kavitlerin çökme şiddeti azaldığından veya kavitlerin birleşerek büyümesinden dolayı degradasyon etkisinin azaldığına işaret etmiştir. Ek olarak Sharan *et al.* (2011), kavitasyon mekanizmasını fotoğraflayarak giriş basıncı ve kavitasyon sayısının kavitasyon şiddetiyle ilişkisi için açıklamalar sunmuştur. Kavitasyon sayısının düşmesiyle meydana gelen süper kavitasyon durumunu fotoğraflayarak analiz etmiştir. Kavitasyon bulutlarının yoğunlaştığı (bulut kavitasyonu) durumda işletme şartları zorlaştırılmasına rağmen arıtma veriminin azalması, optimum çalışma şartlarının belirlenmesinin enerji verimliliği açısından önemini ortaya koymuştur.

Endokrin bozucu kimyasallar olan pestisitler tarımsal kullanım sonrasında yüzeysel sulara karışarak kirlilik oluşturmaktadır. Panda and Manickam (2019), dirençli bir kirletici olan dikofol arıtımında HK kullanımını araştırmıştır. Dikofol arıtımının takibi için HPLC ve GC-MS analizleri, tam mineralizasyon takibi için TOK analizini kullanmıştır. Giriş konsantrasyonundaki artış 50 mg/L'ye kadar verimi arttırmış, daha sonrasında azaltmıştır. Aynı şekilde giriş basıncı 7 bar'a kadar verimi arttırmış, 7 bar sonrasında verimi azaltmıştır. Sıcaklık ve pH için optimum değerlerin sırasıyla 30°C ve 3,0 olduğunu bulmuştur. HK'nın oluşturduğu OH• radikallerinin miktarının basınca bağlı olduğunu, sıcaklık ve pH'nın OH• aktivitesini etkilediğini belirtmiştir. Çalışmasının devamında H₂O₂ ilavesiyle arıtım performansını ve

radikal boğulması olayını takip etmiştir. 50 mg/L H_2O_2 dozlamasıyla %85 TOK verimine ulaşmıştır. Sodyum bikarbonat ilavesini incelediğinde konsantrasyonun 1 g/L'den 5 g/L'ye artmasıyla radikal boğulması artmış, buna bağlı olarak da arıtım performansı azalmıştır. Slit (köşe kesitli) venturi esaslı kavitasyon tüpüyle pestisit türü olan imidacloprid'in arıtımını araştıran Patil *et al.* (2014), benzer şekilde giriş konsantrasyonu, giriş basıncı, sıcaklık ve pH şartlarının etkisini incelemiştir. Optimum şartların 60 ppm giriş konsantrasyonu, 4 bar giriş basıncı ve pH 3,0 olduğunu bulmuştur. Sıcaklıkla arıtım performansının değişmemesini pestisitın sudan daha yüksek kaynama sıcaklığına sahip olmasına bağlamıştır. Endüstriyel uygulanabilirliği için sıcaklık kontrolsüz işletmenin daha uygulanabilir olacağını belirtmiştir. Daha sonra peroksit ilave ederek arıtım performansını takip etmiştir. Dozlamayı 20 mg/L'den 80 mg/L'ye arttırdığında %53 verim elde etmiştir. Tek başına aynı peroksit dozunda %15 verim elde etmesi kavitasyonlu ortamın yüksek oranda sinerjik etki sağlandığına işaret etmiştir.

HK temel kirleticilerin arıtımının yanında farklı alanlarda da araştırılmaktadır. Özellikle kazandırdığı yüksek kütle-transfer ortamı ve sağladığı sinerjik etkiyle gerekli kimyasal miktarını azaltmasından dolayı su arıtımında da araştırmalar önem kazanmıştır. Cerecedo *et al.* (2018), su dezenfeksiyonu çalışmasında rotor esaslı HK kullanmıştır. E. Coli ve gram negatif bakterilerini kavitasyon öncesi ve sonrasında toplam popülasyonunu (CFU) ve geçirimli elektron mikroskobu (TEM) ile kolonilerin daha detaylı resimlerini takip etmiştir. 10 dk gibi kısa sürede $1,2 \times 10^6$ CFU/ml başlangıç popülasyonunun neredeyse tamamının aktivasyonunu durdurmuştur. Az miktarda H_2O_2 veya O_3 ilavesiyle daha yüksek popülasyonların dahi biyolojik faaliyetlerinin durdurulabileceğini ve bazı kimyasal maddelerin oksidasyonunun mümkün olduğunu belirtmiştir. Burzio *et al.* (2020), orifis esaslı HK reaktörü ile sularda dezenfeksiyonu araştırmış ve kavitasyon şiddeti üzerinde etki eden parametrelerin su arıtımındaki değerlendirmesini yapmak için boyutsal analiz yapmıştır. E. coli bakterisiyle ultra saf su kullanarak hazırladığı 21 L'lik çözeltiyi 4 delikli orifis esaslı paslanmaz çelik reaktörde dezenfekte etmiştir. Başlangıç koloni sayısı/arıtım sonrası koloni sayısı oranı ile dezenfeksiyon verimini hesaplamıştır. Azalan kavitasyon sayısı ile dezenfeksiyon verimi artmıştır. Kavitasyon uygulama süresi arttıkça dezenfeksiyon verimi de artmıştır. Çalışmasında, kavitasyon şiddeti ve dezenfeksiyon etkisi bakımından atıksu arıtımında olduğu gibi giriş basıncının, kavitasyon tüpü geometrisinin en önemli etkenler olduğunu belirtmiştir. Endüstriyel anlamda verimli dezenfeksiyon amacıyla kullanılacak standart bir reaktör tasarlanmasının önündeki en büyük engelin, mekanik açıdan kavitasyon mekanizmasının tam olarak açıklanamamasına bağlamıştır. Ancak tek başına kullanabilirliği veya diğer dezenfeksiyon prosesleriyle kombine edilebilirliği bakımından HK teknolojisinin oldukça esnek ve umut verici olduğu sonucuna varmıştır. HK

teknolojisiyle hem laboratuvar hem de endüstriyel nitelikte daha fazla çalışmanın yapılarak daha fazla veri kazandırılmasının önemine değinmiştir.

HK'nın sunduğu yüksek kütle transferi imkânlarından faydalanan çalışmalar da vardır. Tasdemir *et al.* (2019), sulu ortamdan amonyağın uzaklaştırılması için venturi esaslı HK kullanmıştır. 25 L'lik reaktör kullanarak farklı başlangıç konsantrasyonu, C_v , sıcaklık, hava debisi gibi şartlarda optimum işletme şartlarını araştırmıştır. C_v 0,12 olduğunda verim %98,4'e ulaşmıştır. Hava uygulanmadığı deney şartlarında dahi kavitasyonlu mikro düzeyde yüksek türbülans ortamı amonyağın sıyrılmasına imkân sağlamıştır. HK'nın endüstriyel alanda klasik sıyırma sistemlerine alternatif olabilecek ve mevcut problemleri minimize edebilecek, geliştirilme potansiyeli yüksek bir teknoloji olabileceği konusunda umut verici olduğunu belirtmiştir.

HK için birçok araştırmacı tarafından atıksu arıtımında yüksek potansiyele sahip olduğunun belirtilmesine rağmen atıksu arıtımında henüz yaygınlaşmış bir endüstriyel karşılığı yoktur. Araştırmacılar genellikle gerçek atıksu niteliği taşımayan kendi oluşturdukları kompleks olmayan atıksularda boya pigmentlerinin (Saharan *et al.* 2011, 2012), farmasötik ilaçlarının (Bagal and Gogate 2014a; Braeutigam *et al.* 2012; Thanekar *et al.* 2018; Zupanc *et al.* 2013) spesifik organik maddelerin (Yi *et al.* 2018) ve pestisitlerin (Joshi and Gogate 2012) arıtımını incelemişlerdir. Bu durum araştırmacı ile endüstri arasında ilişkinin zayıf olması ve araştırılan prosesin ölçeklendirme sorunundan kaynaklanmaktadır. Sentetik atıksuyla yapılan çalışmalarda tek bir kirleticinin arıtımının incelenmesi kavitasyonun avantajlarını gösterirken prosesin uygulanabilirliği hakkında bilgi verememektedir. Bu şartlarda yapılan deneylerin gerçek atıksularla yapılan uygulamalarında tekrar edilebilirliği de olmayabilir. Gerçek atıksu içerisindeki kompleks maddeler kavitasyonla üretilen radikallerin görevini yapmasına engel olabilmektedir. Bu sebeple endüstriyi yansıtan gerçeğe yakın nitelikte atıksularla yapılan araştırmalara ihtiyaç vardır. Tek bir kirletici üzerine yapılan HK araştırmaları da önemlidir ve kavitasyon ile ilgili önemli bulguları ortaya çıkarmaktadır ancak endüstriyel nitelikte bir ürünün oluşması için endüstriyel boyutlarda uygulanabilir araştırmalar yapılmalıdır. Bu boşluk daha fazla endüstriyel nitelikte çalışma ile doldurulmalıdır. Bu konuda bazı araştırmacıların girişimleri bulunmaktadır. Örneğin, mayalama ve damıtma endüstrisi atıksuyunun biyolojik arıtım öncesinde iyileştirilmesi için Padoley *et al.* (2012) HK ön arıtımını kullanmıştır. Chakinala *et al.* (2008), ise çalışmasında HK ile ileri fenton prosesini birlikte kullanarak gerçek atıksulardan kirleticilerin giderimini araştırmıştır.

Chakinala *et al.* (2009), yüksek kirliliğe sahip iki farklı endüstriyel atıksuyun (42000 mg/L KOİ ve 14000 mg/L TOK) H_2O_2 , heterojen fenton ve HK ile arıtımı araştırmak için 4

L'lik reaktörde orifis ve konik bir bıçaktan oluşan bir kavitasyon tüpü kullanmıştır. Farklı giriş basıncı, atıksu seyrelme oranı ve H_2O_2 konsantrasyonunun arıtıma etkisini değerlendirmiştir. Atıksu direk beslendiğinde arıtıma direnç göstermesinden dolayı 10, 25 ve 50 kat oranlarında su ile seyreltmıştır. Seyreltme oranının artmasıyla birlikte arıtım oranlarının artması heterojen fenton-kavitasyon kombinasyonunun başlangıç kirletici konsantrasyonuna bağlı olduğunu göstermiştir. Seyreltme ile arıtılacak su miktarının artıyor olması arıtım maliyetlerini de arttıracığından uygulanabilir değildir. H_2O_2 dozunu 1200 mg/L'den 3000 mg/L'ye çıkardığında TOK giderimi %42'den %56'ya yükselmiştir. Başta kullanılan oksidant konsantrasyonunun fazla olması $OH\cdot$ radikallerinin boğulmasına sebep olabileceğinden her defasında 1900 mg/L kademeli H_2O_2 beslemesi yaparak TOK giderimini %60'e çıkarmıştır. Çalışmasında özel bir kavitasyon konfigürasyonu kullanan Chakinala et al (2008), HK'nın temel arıtım prosesi öncesinde etkili bir proses olduğunu ancak özellikle kavitasyon reaktörü ve kavitasyon tüpü geometrisi üzerine optimizasyon çalışmalarının arttırılarak oksidasyon potansiyelinin arttırılabileceğini belirtmiştir.

Saxena et al. (2018), deri sanayi atıksuyunun HK, HK/ O_3 , HK/ H_2O_2 ve HK/Fenton kombinasyonları ile arıtımını incelemiştir. 1,1 kW piston pompası ve 7 L hacimli HK sisteminde dikdörtgen kesitli (slit) venturi tüpü kullanmıştır. Çalışmadaki atıksu 9440 mg/L KOİ, 2437 mg/L TOK, 19610 mg/L toplam çözünmüş katı (TÇK), 18700 mg/L AKM ile kirliliği yüksek bir atıksudur. HK tek başına 5 bar giriş basıncında, 120 dk reaksiyon süresi ve 30°C'de %14 KOİ, %13 TOK, %10 TÇK ve %35 AKM giderimi sağlamıştır. BOI_5/KOI oranını kullanarak Biyobozunurluk indeksi'ni (Bİ) hesaplamıştır. HK arıtımı ile Bİ değerini aynı şartlarda 0,33'ten 0,43'e arttırmıştır. Tek başına HK uygulaması sonrasında HK/ O_3 , HK/ H_2O_2 ve HK/Fenton proseslerini de kullanmıştır. HK/İOP çalışmalarında kavitasyon şartlarını (5 bar giriş basıncı, 120 dk reaksiyon süresi, 30°C sıcaklık) değiştirmemiştir. HK/ O_3 kombinasyonu ile 7 g/L O_3 dozunda KOİ verimi %28'e, TOK verimi %18'e yükselmiştir. HK/ H_2O_2 kullandığında 9,5 g/L H_2O_2 dozunda %34 KOİ, %19 TOK verimi elde etmiştir. En yüksek verime ise %50 KOİ ve %32 TOK ile HK/Fenton kombinasyonunda 9,5 g/L H_2O_2 , 3 g/L $FeSO_4.7H_2O$ dozunda ulaşmıştır. HK/Fenton uygulaması Bİ değerini ise 0,28'den 0,46'ya yükseltmiştir. HK/Fenton ile sinerjik etki sayesinde mg KOİ başına gerekli H_2O_2 dozu 2,12 kat azalmıştır. HK/Fenton kombinasyonunun enerji verimliliği açısından en etkili yöntem olduğunu ve mg KOİ başına maliyeti %56 azalttığını belirtmiştir.

Vera et al. (2022), HK ön arıtımı uygulanmış mezbaha atıksuyunda mikroalg üretimini araştırmıştır. 0,8 mm'lik 12 delikli orifis tip kavitasyon tüpünü 3 L hacimli HKR'de kullanmıştır. 30 dk işlettiği reaktörde atıksuyun sıcaklığı 13°C'den 65°C'ye çıkmıştır.

Kullandığı mezbaha atıksuyu 3020 mg/L KOİ, 296 mg/L Toplam Kjeldahl Azotu (TKN) ve 1000 mg/L BOİ'ye sahiptir. Atıksuyu 1/3 oranında seyrelterek HKR'de 4 bar giriş basıncı ve doğal pH'da %38 KOİ verimi elde etmiştir. Çalışmasında sıcaklığı kontrol etmediğinden sıcaklık 65°C'ye yükselmiştir. Sıcaklığın yükselmesiyle yüksek renk verimi elde ettiğini belirtmiştir. Ancak bu konuda açıklamada bulunmamıştır. Fatima *et al.* (2021), çalışmasında mezbaha atıksuyunda bulunan proteinlerin yüksek sıcaklıkta denature olduğunu ve membran porlarını tıkadığını belirtmiştir.

Yukarıda bahsedilen çalışmalar da dikkate alındığında HK, arıtım performansını arttırmak için kullanılan kimyasal oksidantlara önemli bir alternatiftir. Diğer İOP'ler için harcanan maliyetin yanında bir diğer olumsuzluk ise ilave edilen kimyasal maddelerin birçoğunun alıcı ortamlar için zararlı olmasıdır. Ancak kavitasyon fiziksel bir olaydır ve suya bir şey ilave ihtiyacı doğmadan oksidasyon sağlayabilir. Diğer ileri oksidasyon teknikleriyle birlikte kullanıldığında ise çok daha az kimyasal madde ile arıtmaya ciddi katkılar sağlayabilir.

Bu çalışma yüksek kan içeren mezbaha atıksuyu arıtımına odaklandığından endüstriyel karşılığı olan ve mekanik anlamda kolay ölçeklendirilebilen bir çalışmadır. MBR ile HK'nın birlikte kullanımı diğer İOP'lerle benzer şekilde biyolojik arıtım öncesinde ön arıtım ve biyolojik arıtımın/membran filtrasyonunun iyileştirilmesine yöneliktir.

HK ve biyolojik arıtım çalışmaları

Kavitasyonun tek başına uygulandığı atıksu arıtımı çalışmalarında KOİ giderim verimi genellikle yetersiz kalmaktadır. Bu durum kavitasyonun tek başına bir arıtma prosedürü olarak değerlendirilmesine engel olsa da HK önemli avantajlar sağlayabilen düşük maliyetli çevreci bir ön arıtım teknolojisi olarak da kullanılabilir.

Aktif çamur ile atıksu arıtımı performans ve ekonomik nedenlerden dolayı Dünya çapında en yaygın kullanılan arıtma teknolojisidir. Bu yaygın kullanımla beraber aktif çamur sistemlerini geliştiren birçok araştırma endüstriyel olarak da yaygınlaşmıştır. MBR'de bu alanda yaygınlaşan bir diğer aktif çamur prosesidir. Son zamanlarda da mikroorganizma faaliyetlerine etki ederek aktif çamur performansını arttıracak fiziksel-kimyasal proseslere ilgi artmıştır. Gogate and Kabadi (2009), kavitasyonun atıksu toksisitesini azaltmak veya biyobozunurluğunu arttırmak için geleneksel biyolojik arıtım tekniklerine yardımcı bir yöntem olarak kullanılabileceğini belirtmiştir. Kavitasyon büyük organik bileşiklerin ve refrakter maddelerin biyolojik olarak parçalanabilirliğini artırarak biyolojik oksidasyonu destekleyici bir ön arıtım tekniği olabilir.

AÇ sistemleri sürekli çamur üretmektedir. Oluşan atık çamurun stabilize edilerek uygun bertarafının yapılması çevreye vereceği zararı azaltmak için önemlidir. Anaerobik çürütme biyogaz üretimiyle enerji geri kazanımı potansiyelinden dolayı sıklıkla tercih edilen tekniktir. Arıtma çamurlarının hidrolizinin çok yavaş olması sebebiyle anaerobik çürütme işleminde uzun çamur alıkonma sürelerine ve reaktör hacimlerine ihtiyaç vardır. Çamur hidroliz safhasını hızlandırabilecek stratejiler toplam çürütme süresinin azalmasını sağlayabilir. Kavitasyon da bu hususta önemli bir potansiyele sahiptir.

Anaerobik arıtım öncesinde HK uygulamasıyla kazanılacak avantajları incelemek isteyen Padoley *et al.* (2012), laboratuvar ortamında 2,5 L'lik bir anaerobik reaktör kurmuştur. Giriş basıncı, atıksu seyrelme oranı, kavitasyon süresi parametrelerini değiştirerek atıksuda KOİ, TOK, Bİ ve renk analizlerini yapmıştır. Elde ettiği verileri değerlendirerek anaerobik reaktöre beslemek üzere kullanılacak kavitasyon ön arıtımının optimum işletme şartlarını belirlemiştir. Büyük boyutlu tesislere uygulanmadan önce atıksuya spesifik analizlerin ve işletme denemelerinin laboratuvar ortamında yapılmasının önemini belirtmiştir. Damıtma endüstrisi atıksuyu için 50 dk'lık bir kavitasyon ön arıtımı sayesinde Bİ değerini 0,17'den 0,32'ye çıkarmıştır. Ayrıca KOİ giderimine %70 ve renk giderimine %38 katkı sağlamıştır. Toplam biyogaz oluşumu ise kontrol reaktörüne kıyasla 60 ml'den 400 ml'ye çıkmıştır. HK ön arıtımının damıtma atıksuyunun toksisitesini azalttığı gibi biyobozunurluğunu da arttırdığını belirtmiştir. Padoley *et al.* (2012), yaptığı bu çalışmada HK'nın enerji elde etmeye yönelik bir anaerobik çürütücü için önemli bir yardımcı arıtım teknolojisi olduğunu ve temel proses performansına büyük katkı sağlayan bir ön arıtım kombinasyonu olduğunu göstermiştir.

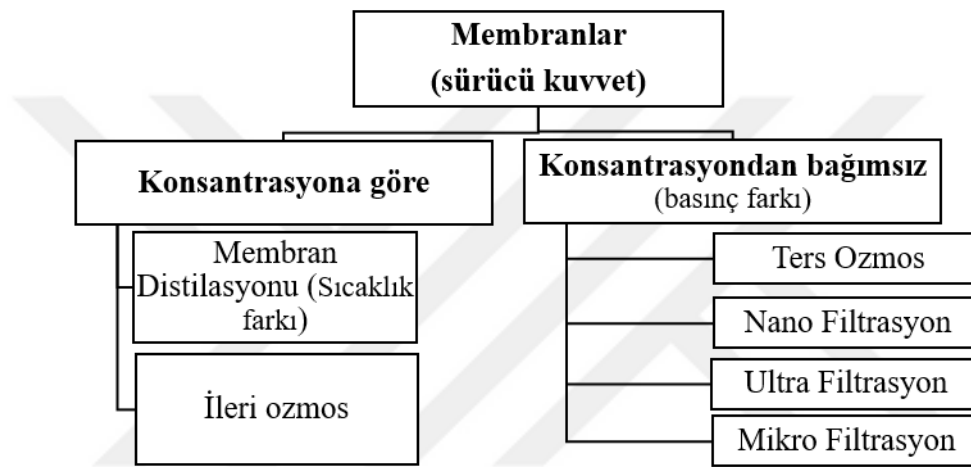
Bis *et al.* (2015), HK'nın çöp sızıntı suyunun biyobozunurluğa etkisini araştırmıştır. Kullandığı orifis geometrileri arasından tek delikli olan 7 bar giriş basıncı ve 30 geçiş sayısında %22 artış ile biyobozunurluğa en çok katkı sağlamıştır. Bİ artışını kavitasyon sırasında düşük molekül ağırlıklı bileşiklerin oluşumuyla ilişkilendirmiştir. Başka bir çalışmada Dhanke and Wang (2019), balık işleme endüstrisi atıksuyunun HK ile arıtımını ve Bİ değişimini incelediği çalışmasında 8 bar giriş basıncı ve 160 dk reaksiyon süresinde KOİ değerini 13 g/L'den 7,5 g/L'ye indirirken, Bİ değerini 0,25'ten 0,35'e yükseltmiştir. Saxena *et al.* (2018), deri sanayi atıksuyunun arıtımını araştırdığı çalışmasında tek başına HK için Bİ değerini 0,33'ten 0,43'e yükseltmiştir.

HK biyolojik arıtım öncesinde tek başına sağladığı avantajların yanında diğer İOP'ler ile kullanıldığında KOİ'yi önemli ölçüde azaltarak biyolojik arıtım üzerindeki yükü azaltabilecek bir proses olarak giderek yaygınlaşmaktadır.

Membran Prosesler

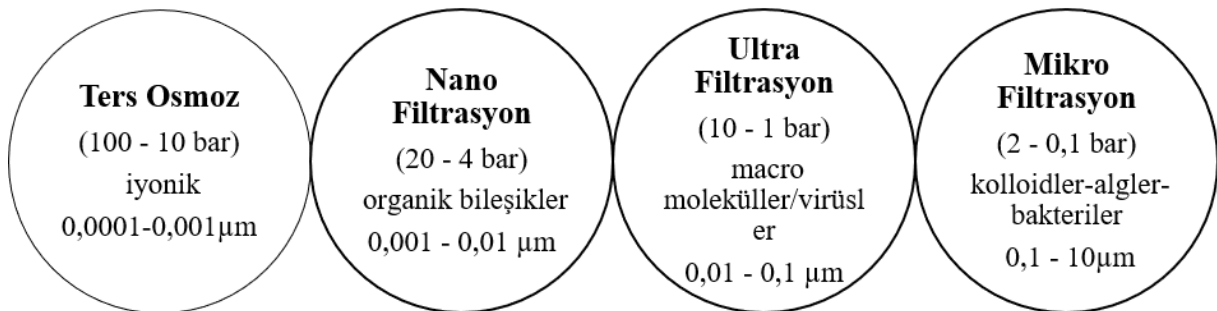
Günümüzde, sadece suyun kirleticilerinden arındırılması değil, aynı zamanda suyun geri kazanılması da beklenmektedir ve bu nedenle su geri kazanımını mümkün kılan arıtma teknolojileri öne çıkmaktadır. Membran filtrasyon birimleri ve diğer membran destekli arıtma sistemleri, atıksuların yeniden kullanımına imkân sağlayabildiğinden kullanımı giderek artmaktadır.

Membranlar, gözenekli bir yapıya sahip olan ve seçici geçirgen özelliklere sahip malzemelerdir. Genellikle atıksu arıtımında katı-sıvı ayrımı için tercih edilirler. Membran filtrasyonu, Şekil 8’de gösterilen filtrasyon sürücü kuvvetlere göre sınıflandırılmıştır.



Şekil 8. Membran tipleri ve sürücü kuvvetleri

Genellikle atıksu arıtımında, sürücü kuvveti basınç farkına dayanan membranlar kullanılır. Bu membranlar, geçirgenlik özelliklerine göre çeşitli sınıflandırmalara tabi tutulur. Bu sınıflandırma, gözenek boyutları, molekül ağırlık sınırları, basınç dayanımı ve tutulan maddelerin türü gibi faktörlere bağlı olarak yapılır. Şekil 9, membranların işletme basıncı, tutulan madde türü ve gözenek boyutlarına göre gerçekleştirilen sınıflandırmanın özetini içermektedir.



Şekil 9. Membranların sınıflandırması

Ters ozmoz ve nanofiltrasyon membranları, yüksek basınç koşullarında kullanıldığında iyonik bileşikleri ve çözünmüş maddeleri ayırıştırarak etkili bir arıtma verimi sağlayabilir. Bununla birlikte, özellikle yüksek kirlilik seviyelerine sahip atıksuların arıtılmasında maliyetleri yüksektir. Öte yandan, ultrafiltrasyon ve mikrofiltrasyon daha düşük basınçlarda işletilebilir ve uygulanmaları daha pratiktir. Özellikle mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon, 0,1–10 bar basınç aralığında farklı atıksuların arıtılmasında MBR ile birlikte kullanılmaktadır (Ezugbe and Rathilal 2020).

Membran Biyoreaktör (MBR)

MBR, biyolojik arıtım ile membran filtrasyonunu birleştirildiği hibrit bir prosestir. Konvansiyonel AÇ tesislerinde son çökeltme tankı yerine ve daha kaliteli katı-sıvı ayrımı yapmak amacıyla kullanılır. MBR'lerin membranın konumuna bağlı olarak harici veya batık konfigürasyonları vardır. Harici sistemler yüksek basınç altında işletilir. Batık MBR'de ise, membran modülü aktif çamur tankı içerisine yerleştirilir ve aktif çamur içerisinden sıvı kısım vakum pompası yardımıyla alınır. Batık MBR'ler, yüksek MLSS ve uzun çamur alıkonma sürelerinde (SRT) işletilebilir. Biyolojik arıtım ve katı-sıvı ayrımı tek bir tanka veya ayrı tanklarda gerçekleştirilebilir. Batık MBR olarak kullanılan membran sistemleri, hollow fiber veya flat sheet membranlardan oluşturulan modüller direk aktif çamur tankının içerisinde işletilir. Kullanılan modüllerin yapısı, membran yüzey alanı, difüzörlerin konumu değişkenlik gösterebilir (Luo *et al.* 2014).

MBR işletme aşamasında bilinmesi gereken ve arıtım performansının devamlılığını için izlenen çeşitli parametreler bulunmaktadır (Arévalo *et al.* 2012).

Karışık sıvı askıda katı konsantrasyonu (MLSS): Aktif çamur tankındaki mikrobiyal popülasyonu takibi için kullanılan parametrelerden biridir.

Çamur yaşı (SRT): Mikroorganizmanın sistemde kaldığı süre anlamına gelir. Toplam aktif çamur miktarının günlük atılan çamur miktarına bölünmesiyle bulunur. MBR'de 12-20 gün olarak tercih edilir.

Hidrolik bekleme süresi (HRT): Arıtım için reaktöre giren atıksuyun reaktörde kaldığı süre anlamına gelir.

Akı: Membranın birim yüzey alanı başına birim zamanda membrandan süzülen akışın miktarıdır. Membran proseslerin performansını etkileyen en önemli parametredir. Genellikle $L/m^2.sa$ olarak kullanılır.

Transmembran basıncı (TMP): Atıksuyun membrandan süzülmesi sırasında oluşan vakum basıncıdır. MBR’de membran kirlenmesinin takibi için kullanılır.

Organik yükleme hızı: Günde birim tank hacmi başına reaktöre beslenen organik madde miktarını ifade eder. Atıksuyun KOİ veya BOİ₅ konsantrasyonuna göre hesaplanır. Genellikle kg/m³.gün olarak kullanılır.

MBR avantaj ve dezavantajları

MBR’nin geleneksel aktif çamur sistemine göre sağladığı avantajları aşağıda listelenmiştir.

- Katı-sıvı ayrımı için yeni bir tanka ihtiyaç duymaz. Mikro/ultra filtrasyon ile biyoflokler reaktörde kolaylıkla tutulur.
- 15 g/L gibi yüksek MLSS konsantrasyonunda işletilebildiğinden birim hacimde daha fazla mikroorganizma sayesinde atıksuyun daha hızlı arıtımını sağlar.
- Atık çamur üretimi daha azdır.
- Daha uzun çamur yaşında işletilebilir.
- Şok yüklemelere daha dayanıklıdır.
- Çok daha az yer kaplar.
- Büyük alanlara ihtiyaç duymadığından küçük yerleşim alanlarında da kullanıma uygundur.

Kazandırdığı avantajlarının yanı sıra MBR’nin dezavantajları da bulunur. Bunlar;

- Membran üretiminin yeterince yaygınlaşmaması sebebiyle kurulum maliyeti yüksektir.
- Mevcut tesisin MBR’ye dönüştürülmesi özel tasarım gerektirir.
- Endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımı inhibe edebilecek maddeler içermesi ve membranların kirlenmesini hızlandırabileceğinden dolayı endüstriyel atıksular kullanımı yaygın değildir.
- Membran teknolojilerinin en büyük dezavantajı membran kirliliği ve membran değişim ihtiyacıdır.

Mezbaha atıksuyunun C:N:P oranı biyolojik arıtım için uygundur. Ancak klasik aktif çamur tesislerinde yağ-gres içeriği, yüksek protein muhtevası ve organik yükü ile düşük çözünmüş oksijen seviyeleri çökmesi zor flokların oluşmasına sebep olur. MBR’de katı-sıvı ayrımı membran ile yapıldığından kötü çökelen çamur özelliklerinden etkilenmeyecektir.

Membran kirlenmesi ve kontrolü

Membranlarda sabit akıda süzme aşamasında meydana gelen TMP artışı membran kirliliği olarak tanımlanmıştır. Membran tıkanması membran porlarının dolması ve buna bağlı olarak geçirgenliğinin azalmasıdır. Membranın tıkanmasıyla birlikte membran performansı olumsuz etkilenerek akı azalır. MBR’de membran kirliliğini önlemek için kaba hava ile havalandırma uygulanır. Havalandırma için kullanılan enerjinin büyük çoğunluğu kirlenmeyi azaltmak içindir (Asif and Zhang 2021).

Membran kirlenmesi, membran tipi, membran hidrofobikliği, işletme akısı, membran modülünün konfigürasyonu, atıksu karakterizasyonu, sıcaklık, çözünmüş oksijen, pH ve toksisite gibi faktörlere bağlıdır. Ayrıca HRT, SRT, MLSS, flok yapısı, flok boyut dağılımı ve mikrobiyolojik çeşitlilikten de etkilenir (Liu *et al.* 2021). Ancak MBR’de membran kirlenmesinin temel sebebi hücre dışı polimerik maddeler (EPS) ve çözünür mikrobiyal ürünlerin (SMP) olduğu kabul görmektedir (Kunacheva & Stuckey 2014).

Kirlenme yüzeysel veya membran porlarının dolması olmak üzere iki şekilde oluşur. Kirlenme kontrol edilmediğinde artarak tıkanmaya sebep olur. Yüzeysel kirlenme biriken kek takabasından kaynaklı geri dönüştürülebilir kirliliktir. Yüzeysel kirlenmenin kontrolü daha kolaydır. Bu tip kirlenme için sıklıkla filtrasyon döngüsüne dinlendirme ve arıtılmış su ile geri yıkama yapılarak membranların kirlenmesi geciktirilebilir. Membran üzerine biriken yağ, protein, karbonhidrat gibi maddeler mekanik ve kimyasal temizleme ile giderilerek membran geçirgenliği büyük oranda geri kazanılabilir. Ancak kirlenmenin tamamı kimyasal yöntemlerle de giderilemeyebilir (Bagheri & Mirbagheri 2018).

TMP değişimi işletme şartlarına ve süresine bağlı olarak farklı aşamalarla gerçekleşir. İlk aşamada akıya bağlı olarak başlangıç TMP’si belli olur. İkinci aşamada zamanla TMP’nin yükseldiği görülür. Yükselme kademeli olarak yavaşça gerçekleşir ve bu aşamada membran kirliliğinin kontrolü için çeşitli yöntemler kullanılarak kirlenme minimize edilebilir. Son aşamada ise TMP aniden yükselmeye başlar ve membranların kirlendiği anlaşılır (Q. Liu *et al.* 2021). Membran kirlenmesi organik, inorganik ve biyolojik kaynaklı olabilir. Biyolojik kirlenme en zorlu tıkanma türüdür ve EPS-SMP kaynaklıdır. EPS membranların yüzeyini kaplayan bir biyofilm yapı oluşturarak tıkanmaya sebep olur. EPS ile oluşan biyofilm tabaka fiziksel yıkamayla azaltılabilir veya kimyasal yöntemlerle giderilebilir (Gkotsis *et al.* 2014). SMP’ye bağlı tıkanma kimyasal yıkama ile de giderilemeyebilir. Bu durum membranların değişim ihtiyacını gerektirebilir (Meng *et al.* 2017).

Mezbaha atıksuyu yağ-gres, protein içeriği ve organik yükü olduğundan MBR için de arıtımı zor bir atıksudur. Mezbaha atıksuyu membran üzerinde kalın tabaka halinde biyofilm

oluşturarak biyo-tıkanmaya sebep olabilir. Biyo-tıkanıklık oluşturma filtrasyon proseslerinde akıyı hızlıca düşürmekte ve bakım sıklığını arttırmaktadır (He *et al.* 2005).

Membran kirlenmesini erteleme için gelenekselleşmiş çeşitli uygulamalar vardır. En sık tercih edilen kaba kabarcıklı havalandırma, işletme akısının düşük tutulması, geri yıkama yapılması ve membranların mekanik temizlenmesidir (Deng *et al.* 2016). Membran kirliliğinin kontrolü konusunda yeni teknolojilerle araştırmalar devam etmektedir. İOP'lerin MBR ile birlikte kullanılarak biyolojik arıtımın ve/veya membran filtrasyonunun iyileştirilmesi bunlardan biridir.

Literatürde MBR ve İOP'lerin birlikte kullanımı

MBR'nin etkin ve ekonomik bir şekilde uygulanabilmesi için biyolojik arıtıma dirençli ve mikroorganizmalara toksik etki gösteren bileşenlerin uzaklaştırılması veya azaltılması gereklidir. MBR sistemlerinin biyolojik arıtım performansını arttırmak ve membran kirliliğine olumlu katkılar sağlamak için MBR teknolojisinin diğer İOP'ler ile birlikte kullanımı araştırılmaktadır (Bera *et al.* 2022; Xiao *et al.* 2019). İOP tekniklerinin MBR ile kombine edilmesi MBR ile elde edilen avantajların sürekliliğini sağlayacağı gibi çıkış sularının kalitesini de arttırabilir. Bu hususta İOP'ler önemli bir potansiyele sahiptir.

MBR ve İOP'nin kombine edilmesi kullanım amacına göre farklı şekillerde olabilir. Bunlar;

- (İOP+MBR) MBR öncesinde İOP uygulanarak biyolojik arıtımın ve/veya membran filtrasyonunun iyileştirilmesi,
- (MBR+İOP) MBR sonrasında çıkış suyunda geriye kalan kirleticilerin giderilmesi,
- (MBR/İOP) MBR ile eş zamanlı İOP'nin reaktör içerisinde doğrudan uygulanmasıdır.

İOP'ler, MBR öncesinde, sonrasında veya hibrit olarak kullanılabilir. MBR öncesi uygulamalar biyobozunurluğun artmasını hedeflemektedir. Ancak bazı atıksuların içeriği, İOP'nin uygulanmasını zorlaştırabilir. MBR çıkış suyuna yapılan İOP çalışmaları ise biyolojik arıtmadan çıkan kirleticilerin daha ileri giderimini hedeflemektedir. MBR çıkış suyunda AKM bulunmaması İOP'nin etkin kullanımını sağlayabilir. İOP'nin tek başına uygulanması ise kirletici başına kimyasal madde miktarı ve enerji bakımından maliyetli olacaktır (Neoh *et al.* 2016).

Ozonlama ve MBR kombinasyonu ile MBR öncesinde biyobozunurluğun arttırılması, toksik maddelerin azaltılması ve membranın kirlenme direncinin geliştirilmesi hedeflenmektedir. Zhang *et al.* (2016), petrokimya atıksuyuna MBR öncesi ozonlama

uygulayarak biyolojik arıtım ve filtrasyon üzerine etkisini araştırmıştır. Biyolojik arıtım için pre-anoksik MBR kullanmıştır. 30 mg/L O₃ dozunda toksik maddeler büyük oranda okside olmuş ve O₃ ön arıtımı denitrifikasyonda da artış sağlamıştır. Toksik maddelerin okside olması sayesinde biyokütlede değişiklikler sağlandığı ve bu sayede membran kirlenmesinin de geciktirildiğini belirtmiştir. Farklı bir çalışmada Prado *et al.* (2017), ozonlamanın zeta potansiyelini düşürüp partikül boyutlarını arttırdığını, membran hidrofobikliğini geliştirdiğini ve bu sayede membran geçirgenliğinin arttığını bildirmiştir. Aynı çalışmada MBR öncesi ozonlamanın EPS konsantrasyonunu %50 azalttığı belirtilmiştir.

Fenton oksidasyonu MBR öncesinde biyorefrakter maddelerin giderimi, biyobozunurluğun artırılması ve fazla çamur üretiminin azaltılmasında etkili olabilmektedir. Fenton ön arıtımı ve MBR ile akrilik fiber atıksuyunun arıtımını inceleyen Wei *et al.* (2015), MBR'yi ardışık kesikli (SBMBR) olarak işletmiştir. Akrilik fiber atıksuyu karmaşık, toksik madde ve biorefrakter maddeler içeren bir atıksudur. Çalışmasında optimum şartlarda (90 mM H₂O₂, 20 mM Fe⁺², pH 3,0 ve 120 dk reaksiyon süresi) KOİ verimi % 47'ye çıkmıştır. Fenton ön arıtımının BOİ₅/KOİ oranını 0,35'ten 0,69'a arttırdığını ve toksisiteyi %92'den %32'ye azalttığını belirtmiştir. MBR çıkışında da %82 KOİ, %98 NH₄-N ve %75 TN giderim verimi elde etmiştir. Başka bir çalışmada Giwa *et al.* (2021), Fenton ve MBR uygulamasının kirletici miktarını azalttığını ve demir floklarının ayrılmasını kolaylaştırdığını bildirmiştir.

Zolfaghari *et al.* (2016), EO ön arıtımı ve MBR ile yaşlı sızıntı suyunun arıtımını araştırmıştır. Ön arıtım ile biyobozunurluğu arttırmayı ve toksik maddeleri uzaklaştırmayı veya etkisini azaltmayı hedeflemiştir. Bor katkılı elmas elektrot kullandığı çalışmasında optimum şartları 3 amper akım şiddeti ve 120 dk reaksiyon süresi olarak belirlemiştir. EO ön arıtımı MBR'nin TOK giderim verimini %23'ten %46'ya, arttırmış elektrik tüketimini de 167 kWh/kg KOİ'den 70 kWh/kg KOİ'ye indirmiştir. EO çıkış suyunun klorlanmış bileşikler ve kalıntı radikalleri barındırmasından dolayı toksik olduğunu ama bu olumsuzluğun MBR'de havalandırmayla giderilebileceğini belirtmiştir. Ancak EO'nun MBR öncesi kullanımı, nitrifikasyonu olumsuz etkileyerek çıkış suyunda NH₄-N konsantrasyonunu arttırmıştır.

UV/TiO₂ fotokatalitik oksidasyonunun MBR öncesi uygulanmasında yüksek molekül ağırlıklı organik maddelerin azaltılması hedeflenmiştir (Qin *et al.* 2018). TiO₂'nin, MBR çıkış suyuna TiO₂ ile fotokatalitik oksidasyon uygulanması renk giderimini arttırmıştır. Fotokatalitik oksidasyonun kullanımı kirlenmeyi de azaltmıştır (Rostam and Taghizadeh, 2020). TiO₂'li fotokatalitik sistemlerin temel dezavantajı, gerçek atıksularda reaksiyon hızlarının yavaş olması ve eklenen nano partiküllerin sudan ayrılmasında yaşanan sorunlardır.

Kullanılan İOP'nin oksidasyon kapasitesi, toksit ara ürün oluşturma ihtimali, kirlilik profilinin değişimi, biyolojik arıtım tipi, kullanılacak mikroorganizma kültürü gibi etkenler MBR'nin diğer oksidasyon teknikleriyle kombinasyonunda değerlendirmeye alınması gereken unsurlardır.

Mezbaha atıksularının MBR ile arıtımı

Bu bölümde aerobik MBR ile mezbaha atıksularının arıtımını araştıran yayınlanmış çalışmalara yer verilmiştir.

Gürel ve Büyükgüngör (2011), mezbaha atıksularının MBR ile arıtımını araştırmıştır. 25 L'lik reaktörü 0,03 µm por çapında 0,19 m² yüzey alanına sahip UF membran kullanarak 1,8-2,5 L/m².sa akı aralığında işletmiştir. Atıksuyun KOİ'si 1030 mg/L'den MBR çıkış suyunda 16-48 mg/L'ye TOK değeri de 328 mg/L'den 24 mg/L'ye düşmüştür. Yaptıkları ön çalışmalardan mezbaha atıksuyunun arıtımı için uzun alıkonmanın gerekli olduğunu ve bu sebeple 78 saatlik HRT'nin kullanıldığını belirtmiştir. MBR'yi yüksek Ç.O. konsantrasyonunda (5,2-6,3 mg/L) işleterek NH₄-N giriş konsantrasyonunu 98,6 mg/L'den 0,55 mg/L'ye düşürmüştür. Ancak çıkış suyunda yüksek NO₃-N (80 mg/L) kaldığını ve denitrifikasyon prosesinin gerektiğini belirtmiştir. Nütrient gideriminde de maksimum %65 TP ve %44 TN verimi elde etmiştir.

Başka bir MBR çalışmasında Keskes *et al.* (2012), 15 L'lik reaktörde 0,16 m² yüzey alanına sahip MF membranı 4,7 L/m².sa süzüntü akısında işletmiştir. Çamur atmadan işlettiği reaktör biyokütle konsantrasyonu 20 saat HRT'de stabil şartlarda 4 g/L'de sabit kalmıştır. BOİ₅/KOİ oranı 0,81 olan atıksuyun biyobozunurluğu yüksek olmasına rağmen çamur üretim seviyesi diğer çalışmalara kıyasla düşük seviyededir. Çamur üretim oranının (Y) başlarda 0,26 g UAKM/g KOİ olduğunu, stabil durumda ise 0,11 g UAKM/ g KOİ'ye gerilediğini belirtmiş ve bu düşük biyokütle seviyesini yüksek çamur yaşıyla ilişkilendirmiştir. %98 KOİ giderim verimiyle atıksu KOİ'si 2040 mg/L'den 25 mg/L'ye azalmıştır. Giriş ve çıkış suyunda yaptığı koliform testlerinde mezbaha atıksuyunun girişinde *Salmonella* türüne rastlanmış, çıkışta ise bir patojen tür görülmemiştir. Membran por çapı (0,03-0,4 µm) sayesinde koliform türlerin (0,6-1,2 mm çap ve 2-3 mm boy) tutulmasında etkili olmuştur.

Fong *et al.* (2022), kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun arıtımı için kurulmuş 144 m³/gün kapasiteye sahip MBR tesisini incelemiştir. Tesisde koagülasyon-flokülasyon, DAF aerobik tank, MBR tankı ve UV dezenfeksiyon ünitesinden oluşan arıtım şeması kullanılmıştır. MBR ünitesi 0,1 µm por çapında 1400 m² yüzey alanına sahip MF membranlardan oluşturulmuş ve 15,5 L/m².sa akıda işletilmiştir. Atıksu üretiminin sürekli olmamasından dolayı

MBR'yi günde 8 saat çalıştırmıştır. KOİ'si 7000 mg/L'yi ulaşan atıksuda kirliliğin temel kaynağının kan olduğunu ve bu sebeple reaktörde Ç.O. seviyesinin çok düşük (0,1 mg/L) kaldığını belirtmiştir. MBR ünitesini, yüksek arıtım potansiyeline sahip koagülasyon-flokülasyon, DAF ünitesi ve aerobik arıtım sonrasına konumlandırılmış olmasına rağmen biyolojik arıtım için Ç.O. seviyesi düşük kalmıştır. Çalışmada koagülasyon-flokülasyon ve DAF ünitesi sonrasında elde edilen verim ve MBR ünitesine giren KOİ konsantrasyonu belirtilmemiştir.

Meyo *et al.* (2021), kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun arıtımı için granül çamur yataklı anaerobik çürütücü (EGSB) ve MBR kullanmıştır. Atıksuyu önce EGSB'ye ardından MBR'ye vermiştir. Toplam hacmi 120 L olan MBR ünitesi eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon reaktörü (SND) ve batık membran reaktörü olarak iki bölmeli tasarlamıştır. 0,04 µm por çapına sahip UF membran kullanmıştır. EGSB ile %90 AKM ve %70 KOİ verimi elde etmiştir. MBR ünitesi en yüksek hacimsel organik yükleme hızı 16 mg KOİ/L.sa değerinde işletildiğinde AKM ve KOİ veriminin %95'in üzerine çıktığını belirtmiştir. Düşük organik yükleme hızını (OLR) EGSB'nin ön arıtımının yüksek performans göstermesiyle ilişkilendirmiştir. Çalışmada membran yüzey alanı, akı, HRT, SRT ile ilgili bir bilgiye rastlanmamıştır.

Mezbaha atıksularının arıtımında MBR genellikle koagülasyon-flokülasyon, DAF, anaerobik, anoksik, aerobik tanklar arkasında konumlandırılarak kullanılmıştır. MBR öncesinde kullanılan bu yöntemlerin her biri kendi başına yüksek arıtım verimi sağlayan proseslerdir. Mezbaha atıksularının arıtımı üzerine literatürde basit ön arıtım sonrası sadece MBR'nin kullanıldığı çalışma sayısı azdır. Mezbaha atıksuyunun HK ile ön arıtımı ve MBR kombinasyonuna ise rastlanmamıştır. Mezbaha atıksuyunun venturi esaslı HK ile arıtım performansının belirlenmesiyle ilgili bir çalışma da görülmemiştir.

Bu çalışma ile yeni nesil çevreci bir teknoloji olan HK'nın mezbaha atıksuyu arıtımındaki performansı hem tek başına hem de ilave H₂O₂ oksidantı ile araştırılmıştır. Ayrıca ham atıksuyun MBR'de arıtım performansı incelenmiş ve belirlenen optimum kaviteasyon şartlarında uygulanan ön arıtımın MBR'ye etkisi değerlendirilmiştir.

MATERYAL ve METOT

Bu tez çalışması atıksu temini, HKR çalışmaları ve biyolojik arıtım aşamalarından oluşmaktadır.

- İlk aşamada atıksu temini ve saklama koşulları belirlenmiştir. Süreç boyunca yapılacak analizler hazırlanmış ve mezbaha atıksuyunun karakterizasyonu yapılmıştır.
- 2. aşamada orifis/venturi esaslı HKR'nin kurulumu yapılmış ve işletme sınırları belirlenmiştir. Kaviteasyonun oluşturulmasında etkili parametreler takip edilmiştir. Ardından farklı kaviteasyon geometrileriyle kaviteasyon üretim potansiyelinin belirlenmesi için kaviteasyon tüpleri üretilmiştir. Sadece HK ile mezbaha atıksuyunun arıtım performansının belirlenmesi için farklı pH, C_v , sıcaklık ve başlangıç konsantrasyonunun etkisi incelenmiştir. Optimum işletme şartlarının belirlenmesinin ardından ilave oksidant katkısını görmek için öncelikle kaviteasyonsuz kontrol düzeneği tasarlanmıştır. H_2O_2 ve HK/ H_2O_2 kombinasyonunda farklı pH ve H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi değerlendirilmiştir.
- Son aşamada biyolojik arıtım için hollow fiber MBR sistemi kullanılmıştır. Başlangıç aşamasında MBR sisteminin sınırları belirlenmiş ve biyokütlenin atıksuya adaptasyonu sağlanmıştır. Biyolojik arıtım sürecinde öncelikle ham atıksuyun MBR arıtım performansı belirlenmiştir. Ardından HK ön arıtmalı atıksu MBR'ye beslenerek HK'nın MBR arıtımına katkısı değerlendirilmiştir. İçerdiği kan, protein ve yağ nedeniyle membranların kolay tıkanmasına sebep olabileceğinden transmembran basıncı da (TMP) takip edilerek HK ön arıtımının membran kirlenmesine etkisi incelenmiştir.

Atıksu temini ve karakterizasyonu

Mezbaha atıksularında kirliliğin en önemli bileşeni olan kanın doğrudan temin edilip laboratuvar ortamında literatüre yakın değerlere çeşme suyu ile seyreltilerek deneysel çalışmalar için atıksu hazırlanmıştır.

Yerel bir mezbahadan (Oral Et Entegre A.Ş., Karagöl Et Sukaş A.Ş.) büyükbaş hayvan kesimi sırasında boğaz kanı toplanmıştır. Toplama kabı genellikle hem boğaz kanı hem de kesim sırasında akan mide sıvısını içermektedir. Kanın pıhtılaşmaması için kan temini

esnasında toplama kabına %10'luk EDTA çözeltisinden her 1 L kan için 5 ml eklenmiştir. Laboratuvarında 10-15 sn laboratuvar blenderında (Waring 8010E) pıhtılaşması giderilerek homojenize edilmiştir. Ardından buzdolabında dondurularak saklanmıştır. Kullanım öncesi buzluktan çıkarılıp buzdolabında sıvılaşması beklenmiştir. Atıksu 10 ml kanın çeşme suyu ile 1 L'ye seyreltilmesiyle hazırlanmıştır. Atıksu karakterizasyonu Tablo 8'de verilmiştir.

Tablo 8. Atıksu Karakterizasyonu

Parametre	Birim	Değer
pH		7,38 - 7,85
İletkenlik	$\mu\text{S/cm}$	444 - 597
Renk	Pt-Co	4290 - 4353
KOİ	mg/L	2160 - 2890
Ç.KOİ	mg/L	2030 - 2840
TOK	mg/L	816 - 1091
TKM	mg/L	2080 - 2514
TUKM	mg/L	1880 - 2290
AKM	mg/L	44 - 142
ÇKM	mg/L	1840 - 2430
ÇUKM	mg/L	2141
TN	mg/L	230 - 337
NH ₄	mg/L	1,4 - 6,8
NO ₃ ^a	mg/L	19,3 - 24
TP	mg/L	3,0 - 6,5

(a) Çeşme suyundan geliyor.

Hazırlanan atıksuyun KOİ'si ortalama 2525 mg/L, TOK'u 954 mg/L, TN'i 284 mg/L ve TP' si 4,8 mg/L' dir. Kandan gelen kirlilik yükü temin edilen kana göre değişiklik göstermektedir. Dondurulup çözölen kandan hazırlanan atıksu ile hiç dondurulmamış kandan hazırlanan atıksuyun karşılaştırılması yapılmıştır. Kanın dondurularak saklanmasıyla ilgili kıyaslama Tablo 9'da verilmiştir.

Tablo 9. Atıksuyun Saklama Koşullarına Göre Kirlilik Değerlerinin Değişimi

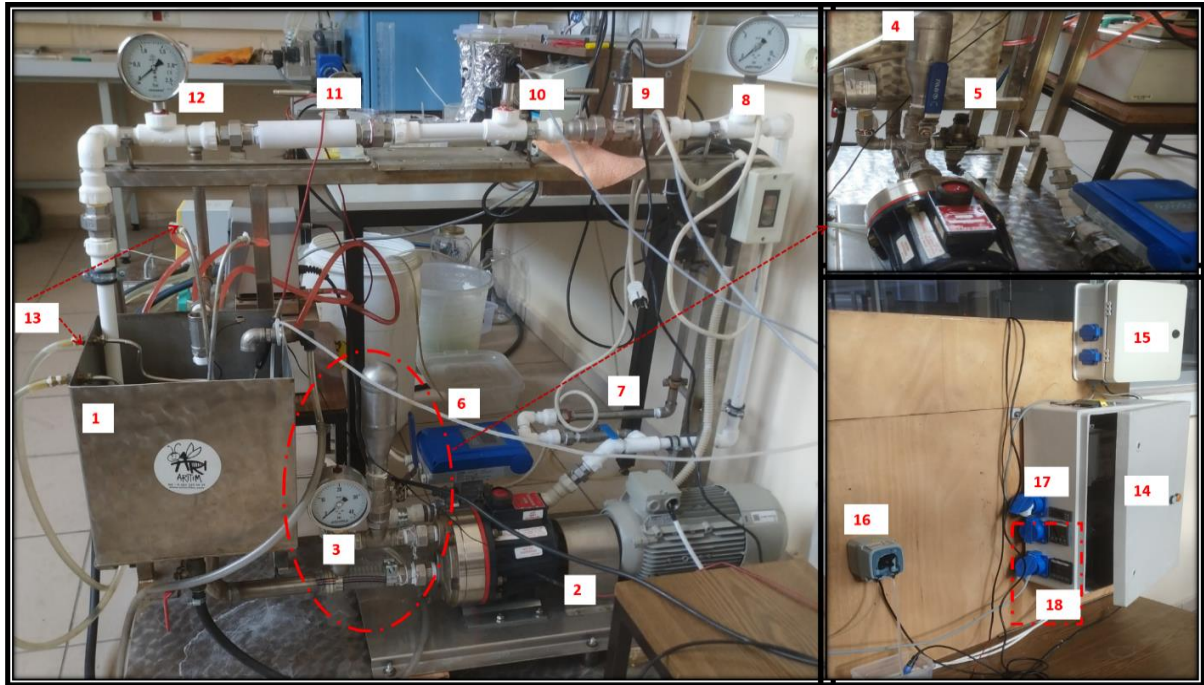
Parametre	Dondurulmadan hazırlanmış atıksu	Dondurulup (-20°C) çözölmüş kandan hazırlanmış atıksu
pH	7,4	7,5
KOİ, mg/L	2750	2890
Ç.KOİ, mg/L	2660	2840
TOK, mg/L	979	1019
TKM, mg/L	2280	2470
TUKM, mg/L	2157	2240
TN, mg/L	353	357

Tablo 9'daki kıyaslamaya göre kanın dondurularak saklanması kirlilik değerlerinde ihmal edilebilir düzeyde değişiklik yapmaktadır. Laboratuvarda atıksu hazırlanması için doğrudan kanın kullanılması farklı çalışmalarda da tercih edilmiştir (Do et al. 2016; S. Wang et al. 2018). Bu çalışmada hazırlanan atıksu gerçek atıksuyun ana kirlilik bileşeninin suyla seyreltilmesi olduğundan endüstriyel olarak benzer niteliktedir. Bir diğer avantajı da atıksu kirlilik yükünün gerektiğinde kontrol edilebilmesidir.

Hidrokinamik Kaviteasyon (HK)

Çalışma için venturi/orifis esaslı HKR sistemi tasarlanmıştır. Kaviteasyon ekipmanı akış hattına konumlandırılmıştır. Şekil 10'da kullanılan HKR'nin görseli verilmiştir.

Kaviteasyon Düzenegi



- (1) 15 Litre kapasiteli tank
- (2) Sirkülasyon pompası (yer değiştirme valve pompa)
- (3) Tüm hat manometresi
- (4) Pulsasyon damper (Titreşim azaltma ve önleme)
- (5) Basınç emniyet valfi
- (6) Tüm hat Elektromanyetik debimetre
- (7) Bypass hattı
- (8) Ana hat giriş basıncı (P1)
- (9) Ana Hat türbin debimetre

- (10) Basınç Transimteri (P2)
- (11) Kaviteasyon tüpü (değiştirilebilir- kaviteasyon üretim tüpü)
- (12) Kaviteasyon tüpü çıkış manometresi (basınç geri kazanımı)
- (13) Isıtıcı/soğutucu ekipman + serpantin
- (14) Motor Frekans sürücüsü
- (15) pH kontrolörü ve göstergesi
- (16) pH ayarlama dozaj pompası
- (17) Sıcaklık kontrolörü ve göstergesi
- (18) Debimetre ve basınç transimter göstergeleri

Şekil 10. HK deneylerinde kullanılan kaviteasyon düzenegi

15 L'lik mezbaha atıksuyu hazırlandıktan sonra sıcaklık değeri atıksu HK reaktörüne konulmadan ısıtıcı ile (Julobo ME) çalışma sıcaklığına getirilmiştir. Deney sürecinde ise sıcaklık kontrolörü (STC-1000) vasıtasıyla sıcaklık istenilen değerde kontrol edilmiştir. 1° C değişime göre ayarlanan soğutma hattı (soğutucu serpantin) aç/kapa kontrolör ile ayarlanmıştır. pH kontrolü için kontrolör (Eutech-1000) kullanılmış ve kontrolöre bağlı pH probu (Hamilton

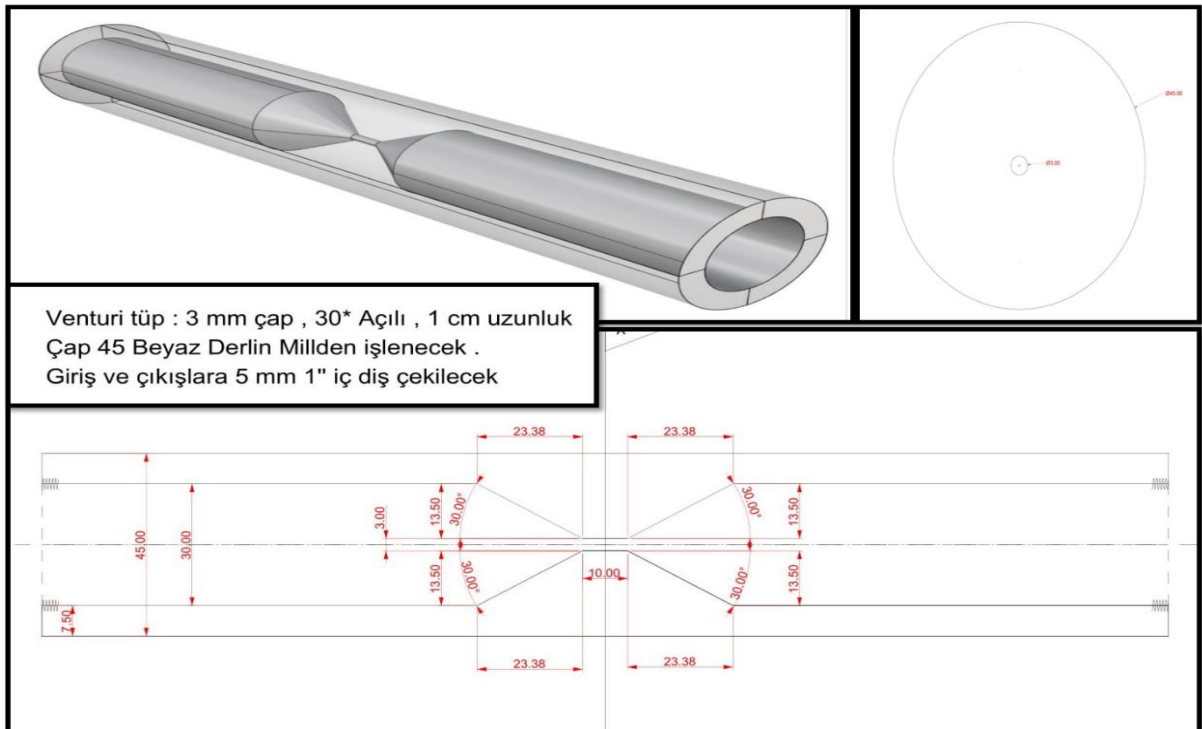
Easycontrol 120) ile kontrol edilmiştir. Kontrolöre bağlı dozaj pompalarıyla 1 N H₂SO₄ veya 1 N NaOH gerektiğinde otomatik dozlanmıştır. Dozlanan asit-baz miktarları mezur yardımıyla ölçülerek not edilmiştir. Atıksu pH'sı çalışma şartlarına ayarlandıktan sonra dozaj pompaları kapatılıp sadece pH değişimi takip edilmiştir. pH ve sıcaklık istenilen seviyeye getirildikten sonra kavitasyon şartları ayarlanmıştır. Pompanın gücü daha önce hesaplanmış olan C_v için belirli giriş basıncına ve debiye frekans sürücü ile getirilmiştir. Şekil 11'de HKR deney başlangıcına ait görsel verilmiştir.



Şekil 11. HKR'de deney başlatılması

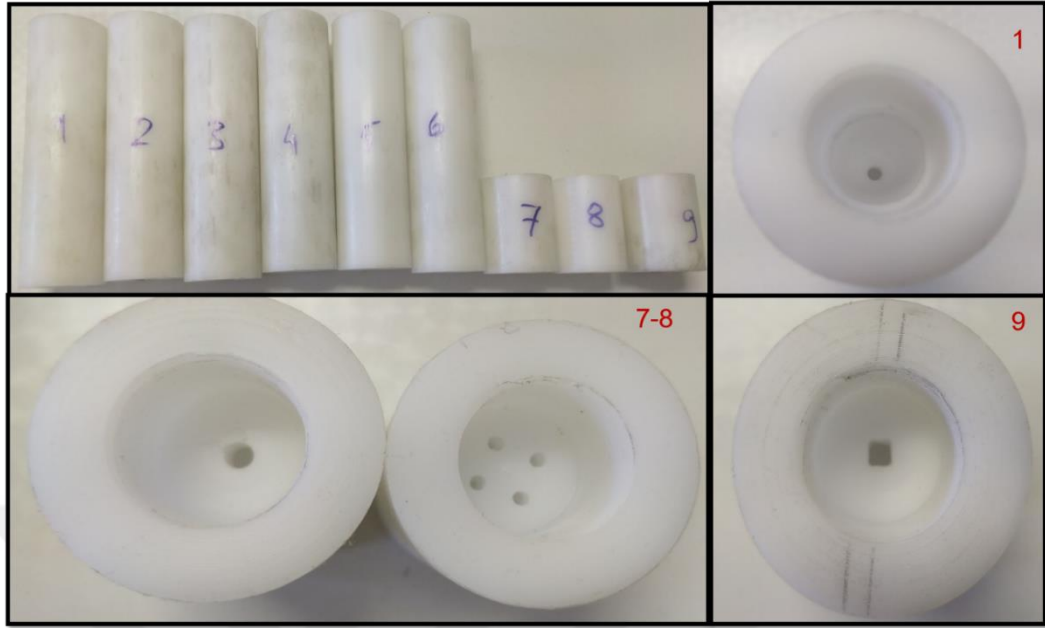
Kavitasyon geometrisi ve farklı kavitasyon tüpleri

Kavitasyon üreticisi olarak farklı yaklaşma, uzaklaşma, boğaz çapı ve boğaz uzunluklarında kavitasyon tüpleri temin edilmiştir. Kavitasyon tüpleri için viskoz olmayan ve sert yapısından dolayı delrin mühendislik plastiği tercih edilmiştir. Şekil 12'de şematik bir kavitasyon tüpü görünümü ile üretimde kullanılan teknik çizim bulunmaktadır.



Şekil 12. Kavitasyon venturi tüpünün şematik görünümü ve örnek teknik çizimi

Çalışmada uygun kavitasyon tüpünün belirlenmesi kavitasyon verimliliği için oldukça önemlidir. Kullanılan kavitasyon tüplerinin dıştan görünümü Şekil 13'te verilmiştir.



Şekil 13. Kullanılan venturi tüplerinin görünümü

Çalışmada kullanılacak tüm kavitasyon tüplerinin bilgileri Tablo 10'da gösterilmiştir.

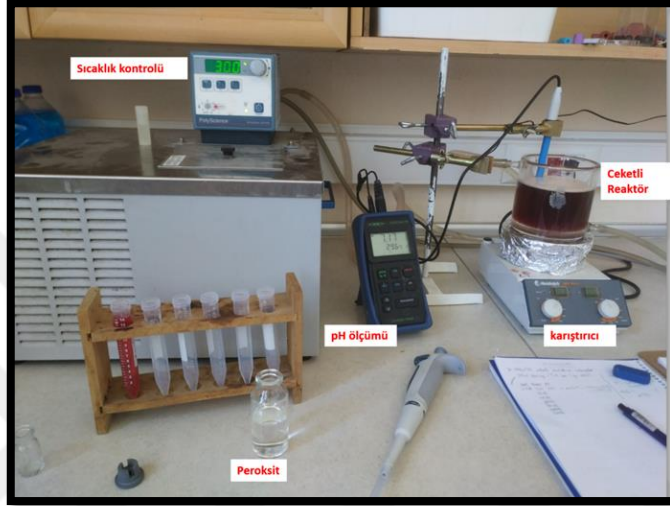
Tablo 10. Kavitasyon Tüplerinin Geometrik Özellikleri

Tüp	Yaklaşma açısı, °	Uzaklaşma açısı, °	Boğaz çapı, mm	Boğaz Uzunluğu, mm
1	10	10	5	10
2	10	10	3	10
3	10	10	7	10
4	10	10	5	20
5	30	10	5	10
6	10	30	5	10
7	90	90	5	10
8	90	90	2,5 * 4 adet	10
9	90	90	5*5mm kare	10
10	30	6	3	10
11	30	6	4	10
12	30	20	3	10
13	30	10	3	10
14	30	6	6	10

Tüm kavitasyon tüplerine ait C_v ve giriş basıncı değerleri tespit edilmiştir. Bu değerler kavitasyon tüplerinin kıyaslanmasında kullanılmıştır.

Kavitasyonsuz Kontrol Düzenegi

Kavitasyonun olmadığı kontrol deneylerinde kullanılacak düşük hacimli deney sistemi Şekil 14'te gösterilmiştir. Sistemde kavitasyon düzeneğinde olduğu gibi sıcaklık ve pH kontrolü yapılmaktadır. Sıcaklık kontrolü için ısıtıcı/soğutucu sistem (Lauda A100) ve ceketli reaktör kullanılmıştır. pH ise sürekli okunarak manual olarak değişimi takip edilmiş ve gerekli olduğunda 1 N H₂SO₄ ve 1 N NaOH ile ayarlanmıştır. Sabit bir karışım hızı manyetik karıştırıcı (Heidolph MR 3001) vasıtasıyla ayarlanmış ve deney süresince değiştirilmemiştir.



Şekil 14. Düşük hacimli kontrol düzeneği

HK reaktörünün işletilmesi

Çalışmada öncelikle ilave oksidasyon kimyasalı olmadan sadece kavitasyon uygulanarak KOİ, TOK ve renk giderim verimleri için optimum şartların tespit edilmesi hedeflenmiştir. Öncelikle başlangıç pH'sının etkisi pH 3,0-11,0 aralığında incelenmiştir. Belirlenen pH'larda kavitasyon sayısının etkisinin belirlenmesi için farklı kavitasyon sayılarında çalışılmıştır. Ardından farklı sıcaklıkların etkisinin tespiti için sistem 20-50 °C sabit sıcaklıklarda işletilmiştir. Optimum işletme şartlarının tespitinden sonra reaksiyon süresinin ve başlangıç konsantrasyonunun etkisi incelenmiştir.

Giderim verimleri için optimum şartların belirlenmesinin ardından ham atıksu ve kavite edilen atıksuyun kıyaslaması yapılmıştır. Kıyaslamada kirlilik karakterizasyonu, amonyaklaşma, UV-VIS spektrumu, kesikli biyolojik arıtım deneyleri ve respirometrik sonuçlar kullanılmıştır.

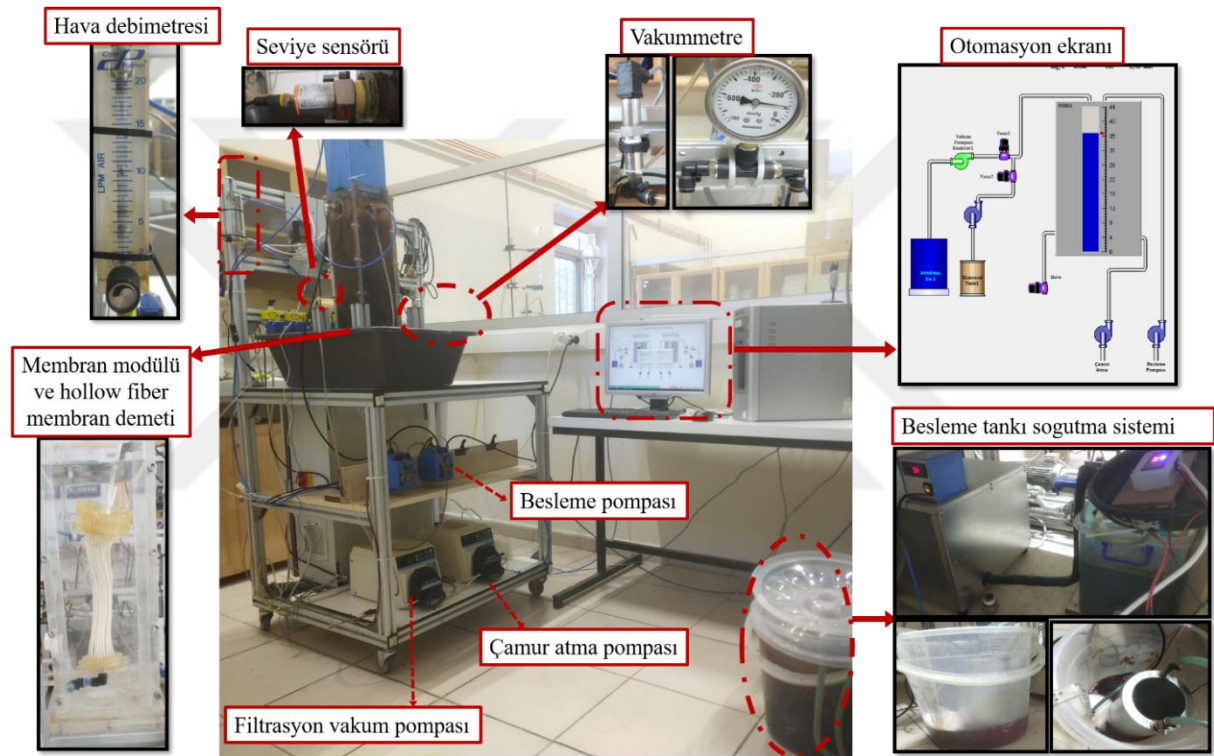
Sadece HK çalışmaları sonrasında HK ve H₂O₂ kombinasyonunun değerlendirilmesi için H₂O₂ oksidasyonunun tek başına etkisi araştırılmıştır. KOİ, TOK ve renk giderim verimlerine göre farklı başlangıç H₂O₂ konsantrasyonunun ve pH'nın etkisi belirlenmiştir. Bu süreçte atıksu pH'sı ve kalıntı H₂O₂ arasındaki ilişki de araştırılmıştır. H₂O₂ oksidasyonu ile optimum şartlar tespit

edildikten sonra kavitasyon ve H_2O_2 birlikte kullanılmıştır. HK/ H_2O_2 kombinasyonunda kavitasyon, reaksiyon süresi, pH ve H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi araştırılmıştır.

Optimum kavitasyon şartlarının belirlenmesinin ardından farklı kavitasyon süresi ve şiddetinde HKR kullanılarak MBR biyolojik arıtımı için atıksu üretilmiştir.

Membran Biyoreaktör (MBR)

Çalışmada daha önce TÜBİTAK projesiyle desteklenerek kurulmuş laboratuvar ölçekli MBR otomasyon ünitesi kullanılmıştır. Kullanılan batık MBR sisteminin genel görünümü Şekil 15'te verilmiştir.



Şekil 15. MBR sisteminin genel görünümü

MBR sistemi pleksi glass plakalardan üretilmiş tek bölmeli dikdörtgen bir biyolojik reaktöre sahiptir. AÇ ve membran modülü aynı bölümde yer almaktadır. Etkin kullanılan toplam reaktör hacmi 5,5 L'dir. MBR sistemi toplamda yaklaşık 410 gün işletilmiştir. MBR için gerekli çamur mezhiba atıksuyuna alıştırılmış laboratuvarında işletilen AKR sisteminden sağlanmıştır.

Reaktör seviyesi, besleme, filtrasyon, geri yıkama, TMP ve çamur atma işlemleri otomasyon sistemiyle kontrol edilmiştir. Devir kontrollü olarak işletilen sistemde uygulanan akıya göre belirlenen debi, pompa (Masterflex 7523-70) rpm değeri otomasyona girilerek sağlanmıştır. MBR'nin başlangıç aşamasında yapılan ön çalışmalar dikkate alınarak çalışma boyunca 4 dk filtrasyon, 50 sn süzöntü suyu ile geri yıkama uygulanmıştır.

Reaktörde atıksu seviyesi seviye sensörü (İfl PL2658) ile otomasyon tarafından takip edilmiştir. Reaktör seviyesi 0,3 cm azaldığında besleme pompası (Etatron D/S tip B3) çalışarak reaktöre atıksu beslemektedir. Atıksuyun kendiliğinden bozulmasını minimize etmek için besleme tankına soğutucu serpantin yerleştirilmiş ve atıksuyun 6-8 °C’de kalması sağlanmıştır. Atıksuyun MBR’ye homojen beslenmesi için besleme tankının dibine mini dalgıç pompa yerleştirilerek sürekli karıştırılmıştır.

Mikroorganizmalar için gerekli oksijen ve membranın tıkanmasını azaltmak için gerekli hava tank tabanına yerleştirilmiş difüzör ile sağlanmıştır. Hava kompresöründen (Özen TK200 2x70) gelen hava 1 bar basınçta debisi ölçülerek reaktöre verilmiştir. ÇO konsantrasyonu ve ORP değeri belirli aralıklarla reaktör içerisinden ölçülerek takip edilmiştir. Hava debisi uygulanan akıya göre 5-15 L/dk arasında ayarlanmış ancak çoğunlukla değiştirilmemiştir. Çalışma boyunca istenmeyen sebeplerden kompresörün inaktif olduğu durumlarda alternatif olarak hava pompası kullanılmıştır.

Uygulanan çamur yaşına göre çamur atma pompası (Masterflex 7520-60) otomasyon tarafından çalıştırılarak çamur atılmıştır. Pompa debisi atılacak çamurun miktarına göre mezur ile ölçülerek belirlenip elle ayarlandıktan sonra belirlenen çalışma süresi otomasyona girilmiştir. Çalışmanın büyük bir bölümünde 15 gün SRT kullanılmıştır. 10 gün SRT’de ve çamur atılmadan da işletilmiştir ancak reaktörün stabil işletmesi bozulduğu için farklı çamur yaşlarına devam edilememiştir.

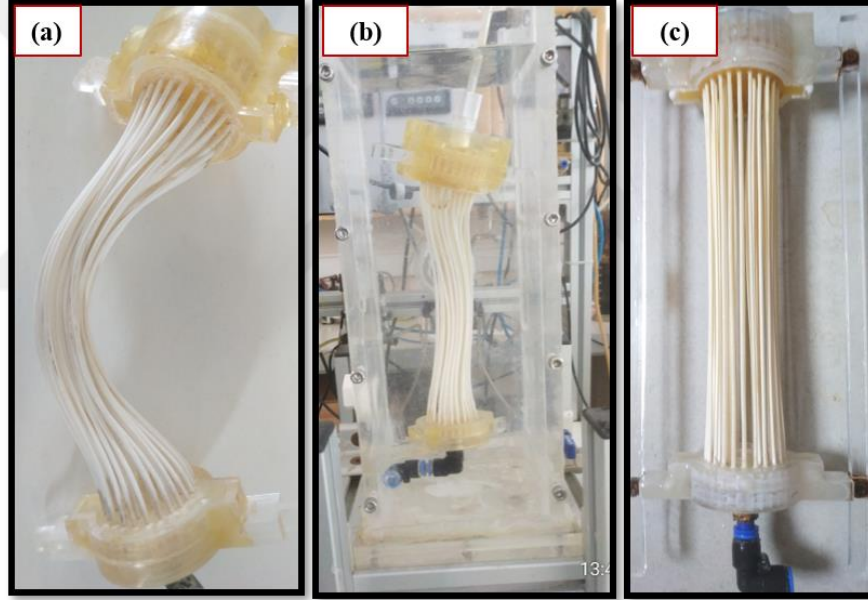
Membran TMP değeri dijital basınç ölçer (Keller PAA 21Y) ve analog vakummetre ile sürekli takip edilmiştir. Online ölçüm kalibrasyonu ve kontrolü için analog vakummetreden ölçülen basınç değeri ile kıyaslanarak otomasyon ekranından gerekli ayarlamalar yapılmıştır. Çalışmanın ilk kısımlarında akıda azalma olduğunda rpm değeri arttırılmıştır. Bu süreçte TMP 500 mbar’a ulaştığında akı kaybı rpm arttırılarak telafi edilemediği farkedilince 450 mbar sınır değer olarak belirlenmiştir. Bu sınırın belirlenmesinden sonra TMP 450 mbar’a ulaştığında membran temizleme işlemleri yapılmıştır.

MBR sıcaklığı otomasyon tarafından takip edilmektedir. Aktif çamur sıcaklığının çok değişim göstermemesi için reaktör içerisine 50 W’lık akvaryum ısıtıcısı yerleştirilmiş ve 20°C’ye sürekli ısıtılmıştır. Kış aylarında laboratuvar sıcaklığının özellikle geceleri 10°C’ye düştüğünden işletme sıcaklığının azalması bu şekilde önlenmiştir. 410 günlük çalışma periyodunun yaklaşık 2 ayı sıcak yaz aylarına denk gelmiştir. Bu dönemde sıcaklık 28-30°C’ye ulaşmıştır. Atıksuyunun reaktöre 6-8°C’de beslenmesi sıcaklığın istenilenden fazla yükselmesini de önlemiştir. Sıcak aylar hariç reaktör genellikle 20-22°C’de işletilmiştir.

Çalışmanın ilk kısımlarında 2 L/m².sa akı kullanılarak sistem ekipmanlarının genel durumu takip edilmiştir. Ardından akı 10 L/m².sa'e yükselterek atıksuyun MBR'de adaptasyonu sağlanmıştır. Kavite edilmiş atıksuyun MBR'de arıtım performansına etkisi inceleneceğinden çoğunlukla 10 L/m².sa akı kullanılmıştır. Reaktörde köpürme ve taşma olduğu zamanlarda akı azaltılmıştır. Kavite edilen atıksuyun beslendiği dönemlerde 5, 10 ve 15 L/m².sa akıları da kullanılmıştır. Akı her gün veya gün aşırı mezur ile ölçülerek kontrol edilmiş ve gerektiğinde pompa rpm değeri arttırılmıştır.

Kullanılan membranlar

MBR sisteminde kullanılan membranlar MEMTEK'ten temin edilmiştir. Membran modülü ise Çevre Mühendisliği bölümünde yapılmıştır. Membran modülünün başlangıçtaki hali (a), reaktör içerisindeki konumu (b) ve 400 günlük kullanımın ardından kimyasal yıkama sonrası (c) görünümü Şekil 16'da verilmiştir.



Şekil 16. MBR'de kullanılan membran, (a) başlangıç, (b) reaktördeki konumu, (c) 400 gün sonunda kimyasal yıkama sonrası

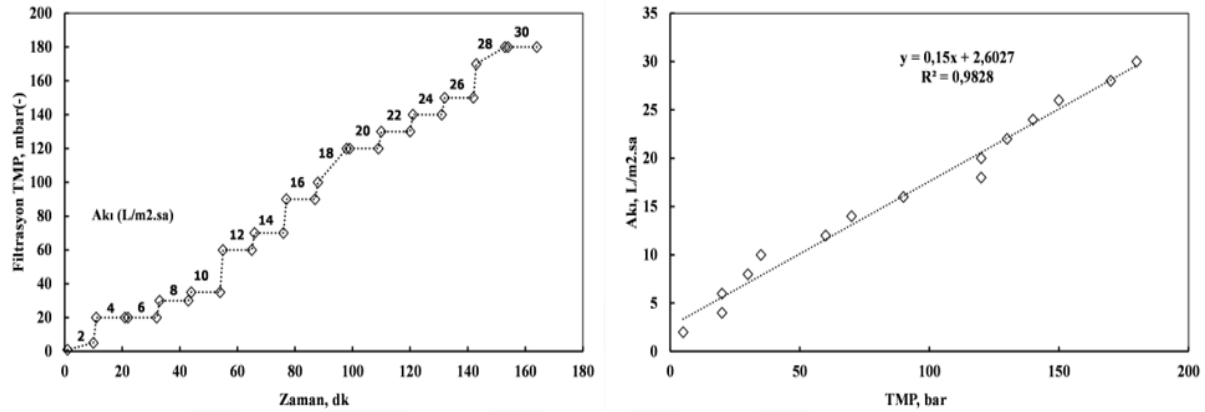
Kullanılan membranların ve membran modülünün özellikleri Tablo 11'de verilmiştir.

Tablo 11. Membran Modülünün Özellikleri

Özellik	Birim
Tipi	İçi boş elyaf (hollow fiber)
Materyal	Modifiye hidrofilik PVDF
Gözenek çapı	0,05 µm
Elyaf dış çapı	2 mm
Modülde elyaf uzunluğu	200 mm
Modülde elyaf sayısı	48
Toplam yüzey alanı	0,06 m ²

Çalışmada yaklaşık 400 gün boyunca aynı membran modülü kullanılabilmektedir. Modüldeki liflerin birinin yüzeyinde gerçekleşen zedelenme sebebiyle yerine aynı modülün yedeği konularak devam edilmiştir. Zedelenen membran kısmı üzerinde zamanla oluşan biyofilm ile kaplanıp kapanabilecek kadar küçük olduğundan aynı membran da kullanılabildi.

Membran modülünün çeşme suyu ile yapılan temiz su testine ait grafikler Şekil 17’de verilmiştir.



Şekil 17. Membran modülünün temiz suda sürekli filtrasyonda zamanla Akı-TMP değişimi

Çeşme suyu içerisinde geri yıkama veya dinlendirme olmadan akı kademeli yükseltilerek sürekli filtrasyon uygulanmıştır. Akı yükseltme basamağı 2 L/m².sa olup her 10 dk’da bir 30 L/m².sa değerine kadar arttırılmıştır. Her 10 dk’lık periyodun sonunda TMP değeri kaydedilmiştir. Akı ve TMP arasında beklendiği gibi lineer bir ilişki vardır. Temiz su filtrasyonunda akıya karşılık TMP değeri atıksuyun ilk filtrasyonunda elde edilen TMP ile kıyaslanabilecektir. Kullanım süresince gerçekleştirilecek kimyasal yıkama sonrası elde edilen ilk filtrasyon TMP’si kimyasal yıkama ile membran tıkanıklığının giderimi hakkında bilgi sunabilir.

Çalışmada 5, 10 ve 15 L/m².sa akıları kullanılmıştır. Bu akı değerlerinde sistemin HRT’leri sırasıyla 22,9, 11,4 ve 7,6 saattir. Tablo 12’de Akı-HRT değerleri verilmiştir.

Tablo 12. Membran Akı-HRT Değişimi

Akı, L/m ² .sa	HRT, sa
2	57,3
3	38,2
5	22,9
7	16,4
10	11,4
15	7,6

Membran temizleme şekli

Membran modülü her yıkama işlemi için membran filtrasyon TMP basınç değeri 450 mbar'a çıktığında reaktörden çıkarılmıştır. Membran temizliği için öncelikle çeşme suyunda yıkama yapılmıştır. Çeşme suyunda 5 dk yıkandıktan sonra reaktöre geri konulmuştur. Reaktöre yerleştirildiğinde TMP değeri genellikle ~200-250 mbar aralığına gerilemiştir. Bu şekilde işletmeye devam edilmiştir. Yeniden 450 mbar ulaştığında yine çeşme suyu ile yıkanarak işletmeye devam edilmiştir. Bu fiziksel yıkama prosedürü 2-3 sefer kullanıldıktan sonra membranlar kimyasal yıkama işlemine tabi tutulmuştur.

Kimyasal yıkama işlemi için hipoklorit çözeltisi ve sitrik asit çözeltileri kullanılmıştır. Her kimyasal yıkama aşamasında hem hipoklorit çözeltisi hem de sitrik asit çözeltisi kullanılmamıştır. Her 2. kimyasal yıkamada sitrik asit çözeltisiyle yıkama uygulanmıştır. Sitrik asidin de kullanılacağı zamanlarda önce sitrik asit daha sonra hipoklorit çözeltisi kullanılmıştır. Hipoklorit yıkama çözeltisi 400 ppm NaOCI ve 0,05 N NaOH'dan, sitrik asit çözeltisi ise %0,2 sitrik asitten oluşmaktadır. Hipoklorit için yoğun olmayan %5 sodyum hipoklorit içerikli ticari çamasır suyu kullanılmıştır. Membran modülü 4 saat 30°C'ye ısıtılmış hipoklorit çözeltisi içerisinde bekletilmiştir. Sitrik asit ile yıkama işleminde ise modül ertesi güne kadar sitrik asit çözeltisinde bekletilmiştir. Kimyasal yıkama işlemlerinden sonra modül bol çeşme suyu ile yıkanıp saf su ile iç-dış devir daimi yapılarak kimyasal kalıntılarından temizlenmiştir.

MBR aşamaları ve atıksu kompozisyonu

Çalışmada öncelikle MBR aktif çamurunun adaptasyonu yapılmıştır. MBR otomasyon sisteminin devreye alınmasında yaşanan aksaklıklar sebebiyle aktif çamur laboratuvarında farklı bir reaktörde ardışık kesikli işletilerek atıksuya alıştırılmıştır. AKR işletilmesinde atıksudaki kan oranı aşama aşama arttırılmıştır. Adaptasyonda kullanılan atıksu içeriği Tablo 13'te verilmiştir.

Tablo 13. Adaptasyon Döneminde Kullanılan Atıksu

Bileşik	Konsantrasyon
Glikoz ($C_6H_{12}O_6$), g/L	0,75
Monosodyum glutamat ($C_5H_8NNaO_4$), g/L	0,5
Kan, ml/L	1 - 2
Üre (CH_4N_2O), g/L	0,1
Amonyum klorür (NH_4Cl), g/L	0,05
Di potasyum fosfat (K_2HPO_4), g/L	0,032
Mono potasyum fosfat (KH_2PO_4), g/L	0,030
Sodyum bikarbonat, ($NaHCO_3$), g/L	0,1
Magnezyum sülfat, ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$), g/L	0,05
Kalsiyum Klorür, ($CaCl_2$), g/L	0,05
Eser element çözeltisi, ml/L (0,04 g/L $MnSO_4 \cdot 4H_2O$, 0,57 g/L H_3BO_3 , 0,43 g/L $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 0,35 g/L $(NH_4)_6Mo_7O_{24}$, 1 g/L $FeCl_3$ -EDTA	0,1

MBR adaptasyonun ardından önce ham atıksu ile ardından kavite edilmiş atıksu ile beslenmiştir. Ham ve kavitasyon ön arıtmalı atıksuyun hazırlanışı Tablo 14'te verilmiştir. Kavite edilen atıksuyun kullanıldığı dönemde, atıksu kavite edildikten sonra Tablo 14'te belirtilen miktarlar atıksuya eklenmiştir.

Tablo 14. MBR’de Ham ve Kavitasyon Ön Arıtmalı Atıksu İçeriği

Bileşik	MBR adaptasyon	Konsantrasyon				
		Ham atıksu			Kavitasyonlu	
Çalışma süresi, Gün	0-33	33-65	65-100	101-168	169-187	187-409
C ₆ H ₁₂ O ₆ , g/L	Tablo 13'te belirtilen atıksu ile beslenmiştir.	0-1	Köpürme ve taşma (yeniden adaptasyon)	0-1	MLSS kaybı	0,3-0
Kan, ml/L		3,3-10		3,3-10		10
KH ₂ PO ₄ , g/L		0,02-0,05		0,02-0,05		0,02-0,05
NaHCO ₃ , g/L		0-1,5		0-1,5		0-1,5
MgSO ₄ .7H ₂ O, g/L		0,015		0,015		0,015
CaCl ₂ , g/L		0,01		0,01		0,01
Eser element çözeltisi, ml/L		0,1		0,1		0,1

Mezbaha atıksuyunun yüksek azot içeriğinin neredeyse tamamı organik azot kaynaklıdır. MBR’de önce amonyaklaşması ardından da nitrifikasyonu beklenmektedir. Nitrifikasyon için gerekli alkalinite çıkış suyu pH’sı ve alkalinitesi dikkate alınarak NaHCO₃ katısından giriş atıksuyuna eklenmiştir.

Mezbaha atıksuyu C:N:P oranı dikkate alındığında karbon ve azot yönünden zengin olmasına rağmen fosfor eksikliği bulunmaktadır. Çalışmanın büyük bölümünde çıkış TP konsantrasyonu takip edilerek KH₂PO₄ katısından fosfat giriş atıksuyuna eklenmiştir. Harici fosfatın eklenmediği dönemlerde bulunmaktadır.

Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Analizler

pH, İletkenlik, ORP ve ÇO

Çalışmada pH ölçümleri için Sentix 41 pH Probu ve WTW Multiline p4 pH metre kullanılmıştır. Prob kalibrasyonu pH 7,00 ve pH 4,00 tamponları (Merck) kullanılarak yenilenmiştir.

İletkenlik ölçümleri Tetracon 325 ve WTW multiline p4 pH metre ile yapılmıştır. İletkenlik probunun kalibrasyonu 25°C’de 1413 µS/cm hazır çözeltisi (Thermo) ile yenilenmiştir.

Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) ölçümleri Sentix ORP elektrodu ile WTW 3210 pH metre kullanılarak yapılmıştır. ORP elektrodu Light'ın standart çözeltisi hazırlanarak kontrol edilmiştir. (Light's ORP standart çözeltisi: 1 M H_2SO_4 içinde 0,1 M $NH_4Fe(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ ve 0,1 M $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ çözündürülerek hazırlanır.)

ÇO ölçümleri Cellox 325 oksijen elektrodu ile Orion 835 ölçüm cihazı kullanılarak yapılmıştır.

Alkalinite

Alkalinite ölçümü, Standart Metotlar APHA 2320.B yöntemi dikkate alınarak yapılmıştır. MBR alkalinite giriş ve çıkış değerlerinin takibi için toplam alkalinite gün aşırı ölçülmüştür. Alınan numunelere 50 µl metil oranj indikatörü ilave edilip, 0,02 N H_2SO_4 çözeltisi ile sarıdan zayıf pembe renge kadar titre edilmiştir. Asit sarfiyatına göre toplam alkalinite değeri hesaplanmıştır (Rice *et al.* 2012).

Bulanıklık

Bulanıklık ölçümü, Standart Metotlar APHA 2130 ve EPA 180.1 dikkate alınarak Micro 100 türbidimetre kullanılarak yapılmıştır. Cihaz kalibrasyonu 0,02 ve 1000 NTU Procal micro-100 hazır çözeltileri ve EPA 180.1'e göre hazırlanan formazin süspansiyonu ile yapılmıştır. MBR çıkış suyunda değişen zamanlarda bulanıklık ölçümü yapılarak membranların durumu takip edilmiştir (Rice *et al.* 2012).

Katı Madde

Katı madde ölçümleri Standart Metotlar 2540'a göre yapılmıştır. Toplam katı madde (TKM), askıda katı madde (AKM) kurutma işlemleri 105°C'de ve çözünmüş katı madde (ÇKM) kurutma işlemi 180°C'de etüvde (MMM-Ecocell) yapılmıştır. Süzme işlemlerinde 0,7 µm por çaplı 47mm'lik cam elyaf filtre kağıdı (Merck AP4004705) kullanılmıştır. Toplam uçucu katı madde (TUKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) ölçümlerinde ise yakma işlemi 550°C'de kül fırınında (Lenton Unit C2) yapılmıştır. Katı madde analizleri atıksu karakterizasyonun belirlenmesinde ve MBR biyokütle konsantrasyonu takibinde kullanılmıştır.

KOI

KOI ölçümü, Standard Metot APHA 5220.D ve 5220.C dikkate alınarak yapılmıştır. Genellikle kolorimetrik yöntem (5220.D) kullanılmış, kolorimetrik olarak okunamamış numunelerin okunması ve düşük KOI'li numunelerin kontrolünde titrimetrik yöntem de (5220.C) kullanılmıştır. Potasyum hidrojen ftalat (KHP) katısından 0-500 mg/L aralığında standart çözeltiler hazırlanıp spektrofotometrede (WTW Spectroflex 6600 UV-VIS) 420 nm

dalga boyunda kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Potasyum dikromat parçalama çözeltisi 0,10 N dikromat konsantrasyonunda olup her iki yönteme de uygundur. Titrimetrik ölçümlerde numunelere 5220.C’de belirtilen ferroin indikatörü damlatılıp 0,02 N demir amonyum sülfat çözeltisi ile kırmızı - kahverengi renge kadar titre edilmiştir.

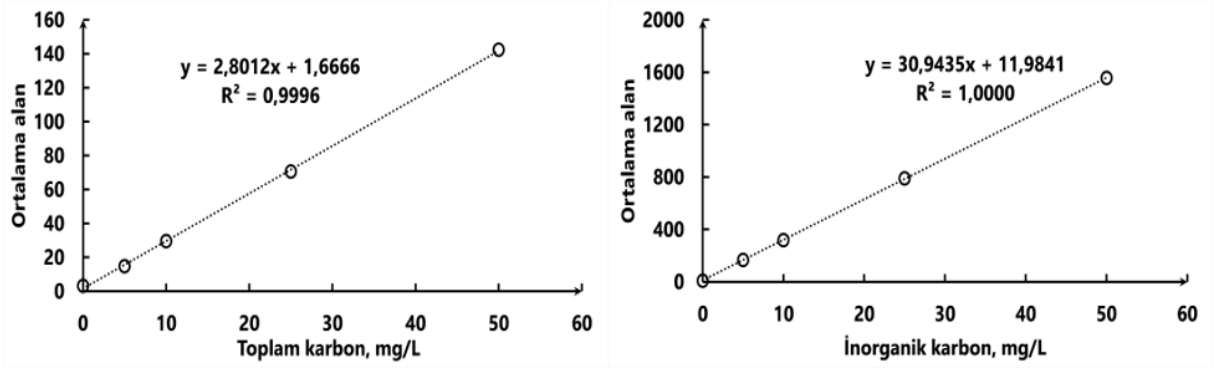
BOİ

BOİ ölçümü, Standart Metotlar 5210.D respirometrik yöntemiyle (Manometrik tip), WTW oxitop kullanıcı kılavuzu dikkate alınarak yapılmıştır. Respirometrik ölçüm için WTW Oxitop-OC 100 ölçüm sistemi, ölçüm başlıkları (Oxitop-C), karıştırıcı (WTW Oxitop IS 6) ve inkübatör (Enolab BOD 80) kullanılmıştır.

Numunelerin ölçümünde öncelikle kullanıcı kılavuzuna göre BOİ tahmini yapılarak gerekli BOİ aralığı belirlenmiş ve 510 ml’lik kahverengi BOİ şişesine konulacak numune hacmi bulunmuştur. Nutrient, mineral ve aşının gerekli olduğu durumda ise 5210.D.3’e göre seyreltme uygulanmıştır. BOİ prosedürü, 150 mg/L glikoz ve 150 mg/L glutamik asit (1/100 5210.D.3k) standart çözeltisi ile kontrol edilmiştir.

TOK

TOK, çözünmüş organik karbon analizleri TOK-TN (Shimadzu TOC-L CPN) cihazı ile yapılmıştır. Mobil faz olarak yüksek saflıkta kuru hava tüpü kullanılmıştır. TOK değerleri toplam karbon (TK) ve inorganik karbon (İK) farkından hesaplanmıştır. TK standart çözeltileri 0-100 mg/L aralığında KHP katısından, İK standartları 0-100 mg/L aralığında sodyum karbonat ve sodyum bikarbonat katılarından hazırlanmıştır. TK ve İK standart çözeltileri okunarak cihazda Şekil 18’deki kalibrasyon eğrileri çizilmiştir ve ölçüm metodu oluşturulmuştur. HK numuneleri genellikle düşük İK’ya sahip olduğundan TK, İK farkına göre okunmuştur. Cihaz İK numunelerine 1 N HCl’den %1,5 otomatik olarak ekleyip tüm karbonat formlarının CO₂’ye dönüşmesini sağlamaktadır. Ancak yüksek İK içeriğine sahip numuneler daha fazla seyreltilerek okunsa da MBR çıkış suyunun yüksek alkaliniteye çıktığı zamanlarda sıyrılabilen organik karbon (NPOC) yöntemi kullanılmıştır. NPOC yönteminde %2’lik 1 N HCl ilavesi ve 80 ml/dk debide 2 dk sıyrılarak İK uçurulduktan sonra geriye kalan organik karbon ölçülmektedir. NPOC yöntemi organik karbon içeriğinin yüksek olduğu diğer numunelerde kullanılmamıştır.



Şekil 18. TK ve İK kalibrasyon grafiği

Amonyak konsantrasyonu

Amonyak azotu konsantrasyonu iyon seçici amonyak elektrodu (Thermo - Orion 9512) ile okunmaktadır. APHA-Standart Metotlar 4500-NH₃.E metodu ve 9512 prob kullanıcı kılavuzu dikkate alınarak yapılmıştır. Ölçümlerde bilinen eklenti (known addition) yöntemi kullanılmıştır. Bilinen eklenti yöntemi için NaOH eklenerek amonyak azotu formlarının (NH₃-N ve NH₄-N) tamamının NH₃'e dönüşmesi sağlanarak okuma gerçekleştirilmiş olup örnek hesaplama Denklem 2'de ve Tablo 15'te verilmiştir.

$$C = \frac{C_{std} \times \left(\frac{V_{std}}{V_{numune} + V_{std}} \right)}{10^{\left(\frac{\text{mutlak}(E_2 - E_1)}{\text{egim}} \right) - \left(\frac{V_{numune}}{V_{std} + V_{numune}} \right)}} \times Sy \quad (2)$$

- C : Hesaplanan amonyak konsantrasyonu (mg/L)
- C_{std} : Kullanılan standart konsantrasyonu (mg/L)
- E₁ : Numunenin mV değeri
- E₂ : Standart eklendikten sonra elde edilen mV değeri
- Eğim : 10 mg/L ve 100 mg/L std'ler arasındaki mV farkı
- V_{numune} : Numune hacmi (ml)
- V_{std} : Eklenen standart hacmi (ml)
- Sy : Seyreltme oranı

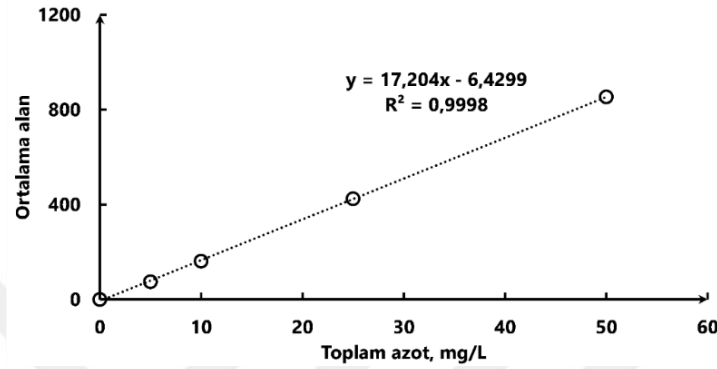
Tablo 15. İyon Seçici Elektrot İle Amonyak Tayini Hesaplama Örneği

E1 (mV)	E2 (mV)	Eğim	Numune hacmi	Standard hacmi	Standard Kons.	Seyreltme Oranı	Numune Amonyak konsantrasyonu
23,8	-6,1	60,4	100	10	1000	10	2025

Bu yöntemle göre yapılan hesaplamada, bilinen bir standart eklenmesine bağlı olarak okuma yapıldığından numunenin son konsantrasyonunun en az 3 katına çıkması beklenir.

TN

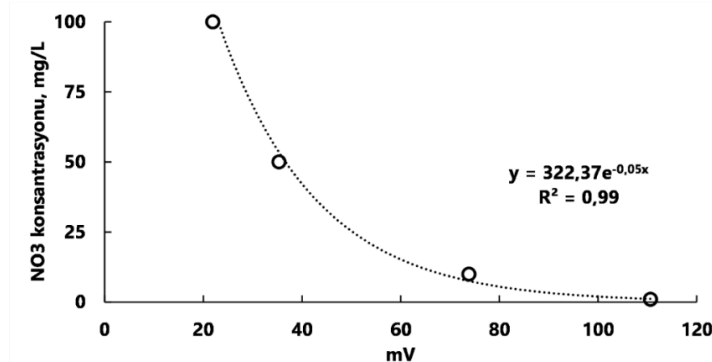
TN ölçümü, TOC-L (Shimadzu TOC-L cihazına entegre TNM-L ROHS ünitesi) cihazı ile yapılmaktadır. Numuneler 720°C yakma tüpüne girdiğinde tüm azot formları azot monoksit'e çevrilerek kemilüminesans gaz analiziyle tespit edilmektedir. Potasyum nitrat katısından 0-100 mg/L aralığına hazırlanan standart çözeltileri okunarak Şekil 19'daki kalibrasyon eğrisi çizilmiş ve TN ölçüm metodu oluşturulmuştur.



Şekil 19. TN kalibrasyon eğrisi

Nitrat konsantrasyonu

Nitrat konsantrasyonu, iyon seçici nitrat elektrodu (Thermor Orion 9707BN) ile yapılmıştır. Ölçümler Standart Metotlar APHA 4500-NO₃.D. ve prob kullanıcı kılavuzu dikkate alınarak yapılmıştır. NO₃ ölçümüne girişimleri önlemek için 4500.D.2f'de belirtilen girişim önleyici çözelti de kullanılmıştır. Numune ve standartlara da en az numune kadar girişim önleyici tampondan eklenmiştir. Prob mV kaymasının (drift) azaltılması için her 100 ml numuneye 2 ml ISA çözeltisi (26,4 gr amonyum sülfat/100 ml) eklenmiştir. 1-100 mg/L arasında hazırlanan kalibrasyon çözeltileri okunarak Şekil 20'deki kalibrasyon eğrisiyle numuneler okunmuştur. Yüksek nitrat konsantrasyonuna sahip numuneler için oldukça uygun olan metot düşük nitrat konsantrasyonuna sahip numunelerde yüksek bikarbonat ve klorür girişiminden dolayı yüksek sonuç verebilmektedir. Numunelerin nitrat konsantrasyonu iyon kromatografi cihazı kullanılabilir hale geldiğinde iyon kromatografisi ile karşılıklı okunmuştur.



Şekil 20. NO₃ kalibrasyon grafiği

Nitrit konsantrasyonu

Nitrit konsantrasyonu, EPA 354.1 metodu dikkate alınarak ölçülmüştür. Sodyum nitrit katısından 0-2 mg/L aralığında standart çözeltiler hazırlanıp spektrofotometrede (WTW Spectroflex 6600 UV-VIS) 540 nm dalga boyunda kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Nitrit ölçümleri daha sonra iyon kromatografisi ile de okunmuştur.

Fosfat ve TP konsantrasyonu

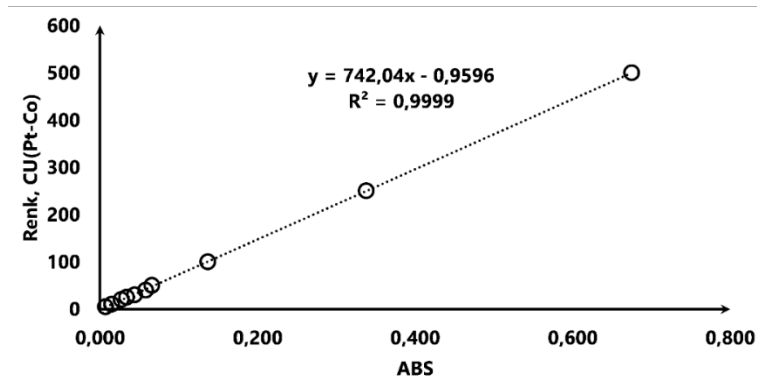
Fosfat konsantrasyonları, orto-fosfat formunda Merck 1.14842 hazır kit ile hazırlanıp spektrofotometrede (WTW Spectroflex 6600 UV-VIS) ölçülmüştür. Mezbaha atıksuyu numunelerinin okunmasında girişim olduğundan standart metotlar 4500-P.B5 persülfat parçalama yöntemi uygulanarak toplam fosfor şeklinde okunmuştur. Parçalama yönteminde tüm formlar ortofosfat formuna dönüşmektedir. Çalışmada kullanılan atıksuyun kan içeriği yoğun köpük oluşturduğundan parçalama işlemi 5 kat seyreltilerek yapılmıştır.

İyon Kromatografisi

Anyon analizleri için DIONEX ICS-3000 kullanılmıştır. MBR'nin nitrat, nitrit ve fosfat ölçümleri kullanılan diğer yöntemlerin yanında iyon kromatografisinde de ölçülerek kıyaslanmıştır. Numuneler ölçüm öncesi 0,22 µm şırınga filtreden süzölmüştür. Mobil faz olarak sodyum karbonat katısından hazırlanan (Sigma 13418) 9 mM'lık eluent kullanılmıştır.

Renk ölçümü

Renk ölçümü APHA Standard Metodlar 2120C'ye göre yapılmıştır. Pt-Co cinsiden renk ölçümü 451 nm'de tek dalga boyunda (WTW Spectroflex 6600 UV-VIS) okunmuştur. Renk parametresi Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği'nde de mezbaha atıksularının deşarj standartlarında yer almaktadır. Pt-Co cinsinden okumak için potasyum kloroplantin ve kobalt klorür ile 0-500 aralığında standart çözeltilerinden hazırlanan Şekil 21'deki kalibrasyon eğrisi kullanılmıştır.

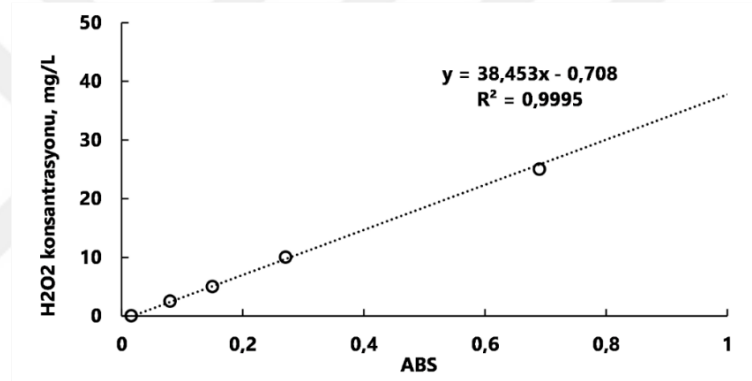


Şekil 21. Renk ölçümü kalibrasyon eğrisi

Kalıntı hidrojen peroksit ölçümü

Hidrojen peroksit ölçümü, Sellers (1980) tarafından önerilen potasyum titanyum oksalat (PTO) yöntemi ile WateReuse Foundation tarafından yayınlanan “İleri Oksidasyon Proseslerinde Kalıntı Hidrojen Peroksit Konsantrasyonlarının Tespitine Yönelik Yöntemler” raporunda tavsiye edilen WRF-04-019 yöntemi dikkate alınarak yapılmıştır (Philip and Brandhuber 2009)

Kalıntı H_2O_2 ölçümü için hidrojen peroksitten (Merck 108600 %35) 0-50 mg/L aralığına standart çözeltiler hazırlanıp 390 nm dalga boyunda spektrofotomerede Şekil 22’deki kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur. Kullanılan ölçüm prosedürü; her 5 ml numuneye 0,5 ml sülfürik asit çözeltisi (1:17 H_2SO_4) eklenir ve karıştırılır. Üzerine 0,5 ml renk reaktifi (50 g potasyum titanyum oksalat/L) eklendiğinde anlık renk dönüşümü gerçekleşir. Renk dönüşümünün tamamlanması için 5 dk beklenir ve kalıntı H_2O_2 konsantrasyonu ölçülür.



Şekil 22. H_2O_2 kalibrasyon grafiği

Respirometrik analiz

Respirometrik ölçümler, Applitek RA-Combo Respirometre cihazı (Şekil 23) ile yapılmıştır. Cihazda havalandırma reaktörü (R1) ve ölçüm reaktörü (R2) olarak iki reaktör bulunur. R1’de aktif çamur sürekli havalandırılmakta, R2’de havalandırılmamaktadır. Peristaltik pompayla her 30 sn’de bir ÇO ölçümü R1 ve R2 arasında değişerek giriş ve çıkış farkından oksijen tüketim hızı (OTH) hesaplanmaktadır.



Şekil 23. AppliTek Ra-combo Respirometre

Respirometre ile ilgili atıksuyun OTH değeri ve kolay parçalanabilir BOİ ölçümü yapılabilmektedir. Kolay parçalanabilir BOİ kısmının ölçümünde AÇ R1'e doldurulur ve havalandırma başlatılır. Sistem BOİ ölçümü modunda başlatılır. Sürekli OTH değeri takip edilerek temel OTH belirlendikten sonra teorik oksijen ihtiyacı 1000 mg O₂/L olan sodyum asetat çözeltisinden eklenerek kullanılan MLSS'ye göre kalibrasyonu yapılır. Sodyum asetat eklenmesi sonrasında OTH yükselir ve yeniden eklenmeden önceki solunum hızına düştüğünde ölçüm durdurulur. Kalibrasyon sonrasında ölçümü yapılacak numune eklenerek kolay parçalanabilir BOİ kısmı aynı prosedürle ölçülür.

Respirometre ile atıksuyun biyolojik arıtıma toksik etkisi de ölçülebilmektedir. OTH'da meydana gelen azalmalar numune toksisitesini vermektedir. Aktif çamurun R1'e doldurulmasından sonra toksiste ölçüm modunda cihaz başlatılır. 100 g/L sodyum asetat çözeltisinden eklenir. Nitrifikasyon toksisitesi ölçüleceği zaman 20 g/L NH₄Cl çözeltisi eklenir. Maksimum OTH'a çıkmasından kısa bir süre sonra numune eklenerek OTH'daki düşüşe göre % toksisitesi hesaplanır.

Biyokütle respirometrik ölçümünde nitrifiye bakteriler inhibe edilmek istendiğinde 10 ml ATU nitrifikasyon inhibitör çözeltisinden (10 g/L Alil tiyoüre, Sigma 1088044) eklenmiştir. ATU dozu ve tam inhibisyonu respirometre toksisite ölçümüyle belirlenmiştir.

ARAŞTIRMA BULGULARI ve TARTIŞMA

Farklı Kavitasyon Geometrilerinin Etkisi

HK ile kavitasyonun tetiklenebilmesi için en önemli parametre giriş basıncı ile C_v 'dir. Artan giriş basıncıyla beraber kavitasyon sayısı azalmaktadır. Basınçlandırılmış sıvının daralma bölgesine yaklaştığındaki basınç değeri kabarcık oluşumunu ve yoğunluğunu etkilemektedir (Sharma *et al.* 2008). Artan giriş basıncı kabarcıkların çökme basıncını da arttırmaktadır. Daralma bölgesi boyunca yüksek basınç düşüşüyle açığa çıkan enerji ve türbülans kabarcıkların daha şiddetli çökmesine sebep olur (Gogate and Pandit 2000).

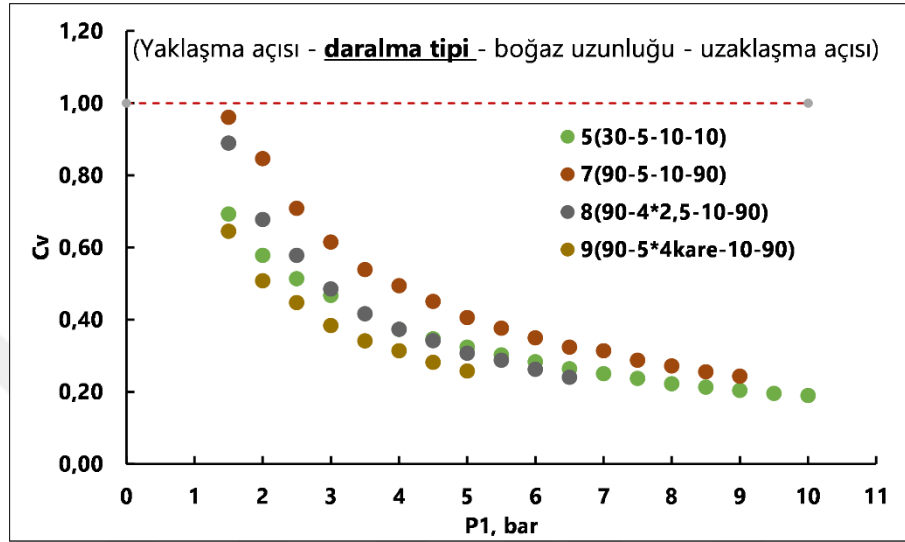
C_v 'nin hesaplanmasında kavitasyon tüpünün geometrisine ait bir parametre bulunmamaktadır. Ancak kavitasyon tüpünün geometrisi kavitasyon şiddetine doğrudan etki etmektedir. Kavitasyon tüpünde yaklaşma açısı, boğaz çapı, boğaz uzunluğu ve uzaklaşma açısı değişiklik gösteren kısımlardır. Kullanılan HK düzeneği ve kavitasyon geometrisine göre elde edilebilecek basınç profili ve C_v değişiklik göstermektedir.

Bu çalışmada tasarlanan HKR'de farklı boğaz çapı, boğaz uzunluğu, daralma tipi, yaklaşma açısı ve uzaklaşma açısında kavitasyon tüplerinin giriş basıncı ve C_v değişimleri kıyaslanarak optimum kavitasyon geometrisi araştırılmıştır. Optimum C_v 'nin tespiti için geniş basınç profili ve düşük kavitasyon sayısı sunmasına, kavitasyon sesine ve sistemde uzun süreli kullanılabilirliğine dikkat edilmiştir. Kavitasyon varlığının en önemli belirtilerinden biri düşük frekanslı yüksek sesli gürültü oluşturmaktır. Bu sesin artması kavitasyon şiddetinin de arttığının göstergesidir (Xu *et al.* 2020). Kavitasyon sesi ölçümü için bir ekipman kullanılamamıştır ancak kavitasyon sesi baskın ve farkedilebilir bir ses olduğundan kullanıcı tarafından da belirli seviyeye kadar takip edilebilmektedir.

Daralma tipi (boğaz)

HK sistemlerinde akış hattına bağlanan ventüri veya orifis tip kavitasyon ekipmanı ile kavitasyon üretilir. Orifis plakalar düz plaka şeklinde üzerinde delik/delikler bulunduran, venturi tip ise boru şeklinde farklı yaklaşma/uzaklaşma açıları olabilen kavitasyon üreticisidir. Aralarındaki en temel fark yaklaşma ve uzaklaşma açılarıdır. Çalışmada kullanılan ventüri ve orifisler kavitasyon tüpü olarak ortak isimlendirilmiştir. Ventüri tip kavitasyon tüpünde akış daha kolay bir şekilde daralır ve genişler. Sıvının daralma bölgesine yaklaşması ve uzaklaşması kademeli olarak gerçekleştiğinden akış özellikleri de kademeli olarak değişim gösterir. Şekil

24'te aynı daralma alanına sahip 3 orifis ve 1 ventüri kıyaslaması verilmiştir. Orifis tip kavitasyon tüpleri de yaklaşma ve uzaklaşma açısı 90° olarak kıyaslamaya dahil edilmiştir. 7, 8 ve 9 nolu kavitasyon tüpleri orifis tip, 5 nolu ise ventüri tip olarak üretilmiştir. Daralma tipi olarak belirtilen kavitasyon tüplerinde boğaz uzunluğu sabit 10 mm'dir. 5 ve 7 nolu tüpler 5 mm dairesel çapa sahiptir. 8 nolu tüp toplam alanı 7 noluyla eşit 4 dairesel boğaza sahiptir. 9 nolu tüp ise kare kesitli tek boğaza sahiptir ve alanı yine 7 nolu tüpe eşittir.



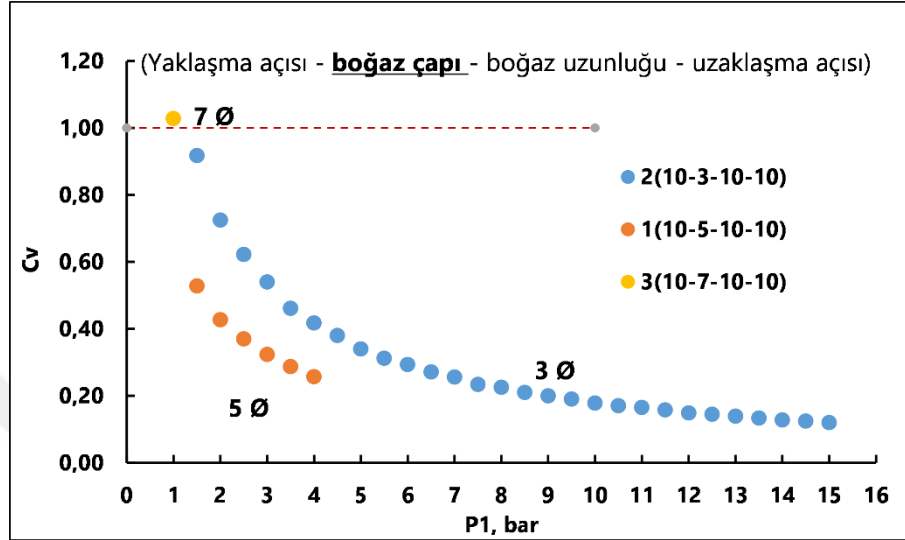
Şekil 24. Farklı daralma tipinde giriş basıncı- C_v değişimi

Kare kesitli orifis HK sisteminde en yüksek 5 bar giriş basıncına çıkmıştır. C_v sayısı 1,5 bar giriş basıncında 0,64 C_v ile başlamasına rağmen 3 bar giriş basıncına kadar farkedilir bir kavitasyon sesi yoktur. Aynı şekilde 4 farklı dairesel boğaza sahip 8 nolu orifiste de sadece en yüksek giriş basıncı 6,0'da farkedilir kavitasyon sesi oluşmuştur. 7 nolu orifis ve 5 nolu ventüri geniş basınç profiline ve kavitasyon potansiyeline (kavitasyon sesi) sahiptir.

Literatürde ventüri tip kavitasyon tüpünün kabarcık oluşumuna ve stabilitesine katkı sağladığı belirtilmiştir (Saharan *et al.* 2013). Ventüri açıları akışta kademeli değişiklik imkânı sunduğundan ani basınç değişimini önlemektedir. Bhat ve Gogate (2021)'ye göre ventüri tip kavitasyon tüpü kabarcıkların büyümesi ve çökmesi için daha fazla zaman sağlamaktadır. Teorik olarak ventüri tip ile daha büyük kavitasyon kabarcıkları üretilbileceğinden orifise kıyasla daha geniş kavitasyon alanına sahip olacaktır. Akış özelliklerindeki kademeli değişimin kavitasyon kabarcıklarının oluşumuna ve stabilitesine katkısı vardır. Daha düşük enerji tüketimi daha fazla kabarcık oluşturma imkânı sunduğundan ventüriler orifis plakalara nazaran daha fazla tercih edilmektedir (Panda *et al.* 2020).

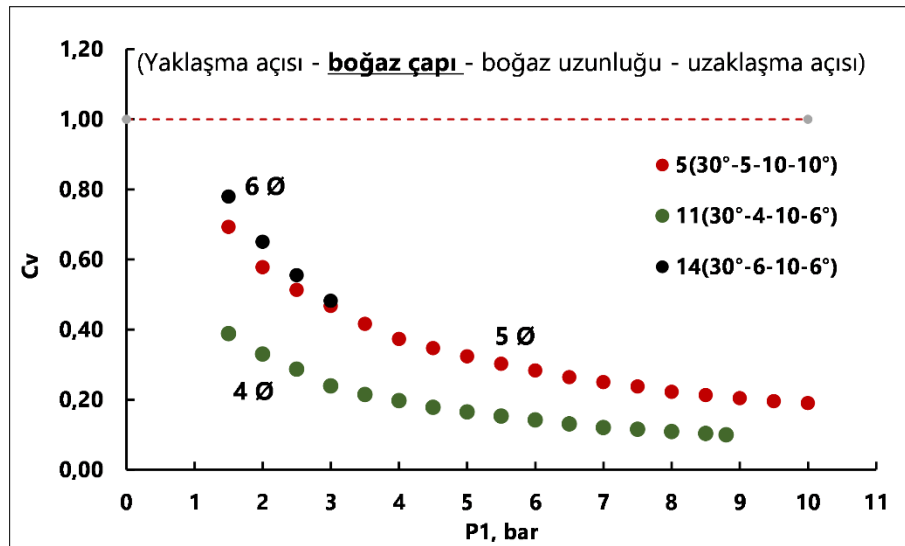
Boğaz çapının değişimi

Kavitasyon tüpü geometrisinde en önemli bölgelerden biri boğaz çapıdır. Boğaz çapı giriş basıncını/kavitasyon sayısını doğrudan etkilemektedir. Şekil 25'te öncelikle yaklaşma ve uzaklaşma açıları 10° , boğaz uzunluğu 10 mm olan 3, 5 ve 7 mm boğaz çapındaki ventüriler kıyaslanmıştır.



Şekil 25. Boğaz çapı 3, 5 ve 7 mm için giriş basıncı- C_v değişimi

7 mm boğaz çapına sahip venturi en yüksek işletme debisinde dahi bir kavitasyon üretmemiş ve C_v sayısı 1,03'den aşağı inmemiştir. 5 mm çapında ise en yüksek 4 bar giriş basıncı ve 0,26 kavitasyon sayısına ulaşılmıştır. 3 mm çapında 1,5-15 bar arası giriş basıncında 0,92-0,12 aralığında C_v elde edilmiştir. 3 mm çapta kavitasyon sayısı tüm basınç değerlerinde 1'den küçüktür ve yüksek basınçlarda çok düşük kavitasyon sayılarına ulaşmak mümkündür. Ancak 3 mm çapındaki geometri HK sisteminde aşırı titreşim oluşturmuştur. Bu sebeple güvenlik açısından uygun görülmemiştir. 4, 5 ve 6 mm boğaz çapına sahip venturilerin kıyaslaması Şekil 26'da verilmiştir.



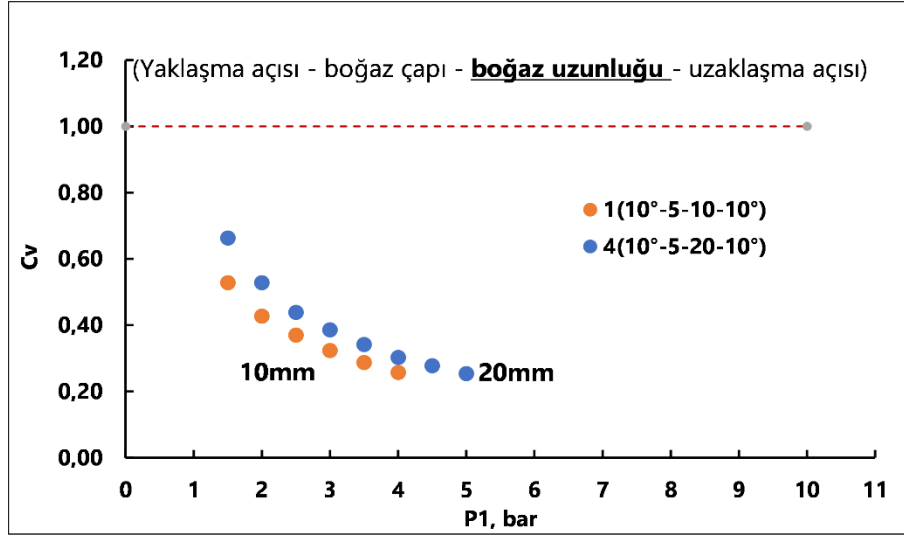
Şekil 26. Boğaz çapı 4, 5 ve 6 mm giriş basıncı- C_v değişimi

Sırasıyla 5, 11 ve 14 nolu kavitasyon tüplerinin yaklaşma açısı sabit 30° , boğaz uzunluğu sabit 10 mm'dir. 6 mm çaplı venturi en yüksek 3 bar'a en düşük 0,48 C_v 'ye ulaşabilmiştir. 4 mm boğaz çapı ise geniş giriş basınç aralığı sunmakta ve yüksek kavitasyon sesi üretmektedir. Ancak elde edilen kavitasyon sayıları birbirine çok yakın olduğundan mezbaha atıksuyu arıtımı çalışmalarında farklı kavitasyon sayısı etkisinin incelenmesini sınırlandırabilir. 5 mm ise 1,5-10 bar geniş giriş basıncı aralığında yüksek ve düşük kavitasyon sayıları sunabilmektedir.

Giriş basıncı enerji tüketimi ve enerji kaybıyla doğrudan bağlantılıdır. Daha yüksek giriş basıncı daha düşük kavitasyon sayısı sunabilir. Ancak basınç ve C_v için optimum bir sınır olduğu çeşitli çalışmalarda belirtilmiştir (Padoley et al. 2012; Rajoriya et al. 2016). Bu çalışmalarda $C_v < 0,1$ gibi düşük kavitasyon sayılarının süper kavitasyon oluşturduğundan bahsedilmiştir. Çok düşük C_v 'deki yüksek basınç yetersiz kavitasyon etkisinin yanında yüksek enerji ihtiyacı, pompa ve ekipmanlarda aşırı ısınma gibi olumsuz etkileri de oluşturabilmektedir (Bhat and Gogate 2021).

Boğaz uzunluğu

Ventüri boğaz bölgesi akışkan hızının değiştiği ve basıncın buhar basıncı seviyesine inerek kabarcıkların oluşumunun gerçekleştiği bölgedir. Kavitasyon oluşumundaki etkisi sebebiyle boğaz uzunluğu kavitasyon tüpü geometrisinde önemli bir parametredir. Şekil 27'de 10° yaklaşma açısı, 5 mm boğaz çapı ve 10° uzaklaşma açısı, boğaz uzunlukları 10 mm ve 20 mm olan 1 ve 4 nolu ventüri tüplerinin giriş basıncı - C_v değişimleri verilmiştir.



Şekil 27. Farklı boğaz uzunluğu giriş basıncı- C_v değişimi

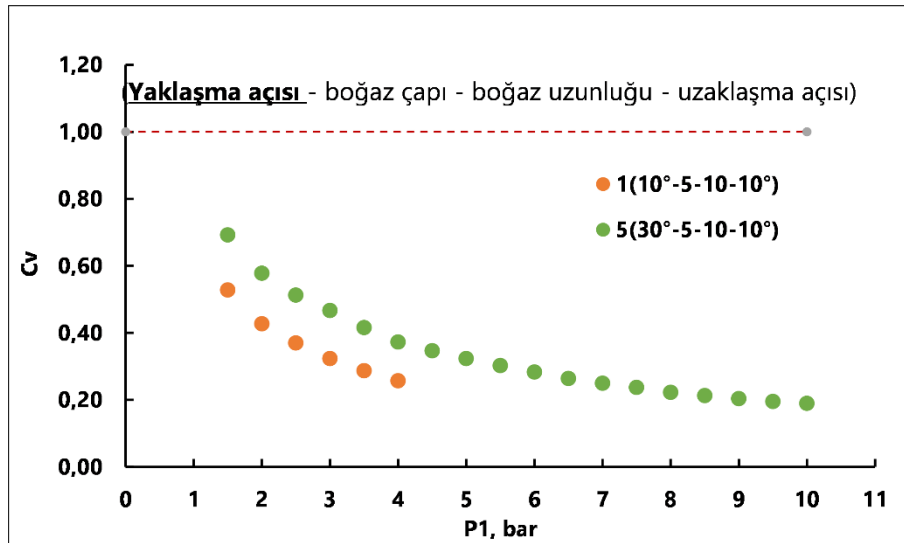
Aynı giriş basınç değerinde boğaz uzunluğu kısa olan (10 mm) ventüri daha düşük kavitasyon sayısına sahiptir. 29,4 L/dk debide 20 mm boğaz uzunluğuna sahip ventüri 5 bar giriş basıncı, 10 mm boğaz uzunluğuna sahip ventüri ise 4 bar giriş basıncı oluşturmaktadır. Aynı debide boğaz uzunluğunun artışı giriş basıncını artırmıştır. Ancak 4 nolu ventüride kavitasyon sesi daha azdır.

Boğaz uzunluğu bazı çalışmalarda boğaz çapına oranına göre kıyaslanmıştır. Kuldeep and Sharan (2016), ventüri kavitasyon tüpleri için boğaz çapı:uzunluk oranı 1:1 olmasının etkin kavitasyon için uygun olduğunu ve kabarcık boyutunu etkilediğini belirtmiştir. 1:1 oranı Bashir *et al.* (2011), çalışmasında da etkili boğaz çapı/uzunluğu oranı olarak desteklenmiştir. Boğaz uzunluğunun artmasıyla daha az kabarcık oluştuğunu ve oluşan kabarcıkların birbirine çarparak büyümelerine engel olduğunu açıklamıştır. Ashrafizadeh ve Ghassemi (2015), çalışmasında boğaz uzunluğu 1 mm'den 2,5 mm'ye yükseldiğinde kavitasyon kabarcıklarının azaldığını belirtmiştir. Çalışmasında boğaz uzunluğunun artmasının kavitasyona bağlı kabarcık oluşumunu azalttığını ve daha az kabarcık içeren akışta sürtünmeye bağlı basınç kaybının daha fazla oluştuğunu bildirmiştir. Simpson ve Ranade (2019), boğaz uzunluğunun artmasının basınç geri kazanımını yavaşlattığını ve kabarcıkların buhar basıncı seviyesinde uzun süre kalmasından dolayı kabarcıkların büyümesini engellediğinden bahsetmiştir. Mevcut çalışmalara göre boğaz çapı/uzunluğu oranı daha az olan 5 nolu kavitasyon tüpünün daha etkili kavitasyon sağladığı kabul edilebilir.

Yaklaşma açısının değişimi

Ventüri yaklaşma açısı, boğaz şekli ve çapıyla birlikte kavitasyon kabarcıklarının oluşmasını ve kabarcık davranışları etkilemektedir (Wang *et al.* 2021). Şekil 28'de boğaz çapı

10 mm, boğaz uzunluğu 10 mm ve uzaklaşma açısı 10° olan yaklaşma açıları farklı ventürilerin giriş basıncı- C_v değişimi verilmiştir. 1 nolu ventürinin yaklaşma açısı 10° , 5 nolu ventürünün 30° 'dir.



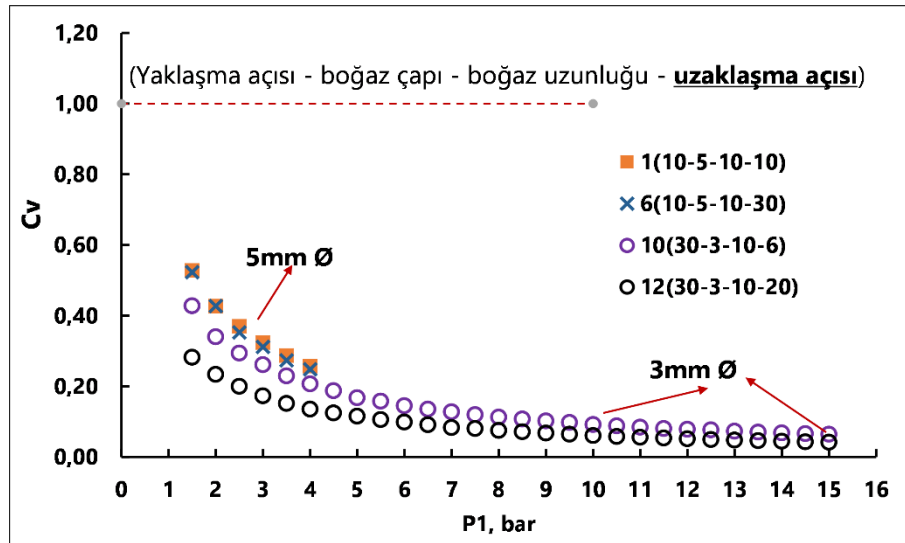
Şekil 28. Farklı yaklaşma açısında giriş basıncı- C_v değişimi

Yaklaşma açısı 10° olan 1 nolu tüp en yüksek 4 bar ve en düşük 0,26 C_v 'ye ulaşmıştır. Ayrıca C_v 0,53-0,26 aralığında sınırlı kalmış, geniş C_v aralığı ve yüksek giriş basıncı sağlayamamıştır. Yaklaşma açısı 30° olduğunda giriş basıncı 10 bar'a kadar yükselmiştir. Yaklaşma açısının artmasının düşük sirkülasyon debilerinde de giriş basıncını arttırdığı ve C_v 'nin azalmasına imkân sunduğu görülmüştür. Shi *et al.* (2019), yaklaşma açısını 19° 'den 45° 'ye arttırdığında, yükselen açıyla birlikte ventüri boğazında artan buhar kabarcık sayısının giriş atıksu hızını azalttığını belirtmiştir. Liu ve Li (2023), yaklaşma açısının artmasının daha fazla kaviteasyon sağladığını ancak güç tüketimini de arttırdığını bildirmiştir. Yaklaşma açısının artması yaklaşma bölgesinde kalış süresini etkilediğinden açının genişlemesi yaklaşma bölgesinde kalış süresini azaltmaktadır. Azalan kalış süresi akış hızındaki kaybı azalttığından boğazdan sonra oluşan kaviteasyon alanını genişletmektedir (Y. Liu and Li 2023). Kullanılan 1 ve 5 nolu ventürilerden yaklaşma açısının 30° 'ye kadar genişlemesinin kaviteasyon üretimini kolaylaştırdığı söylenebilir.

Uzaklaşma açısının değişimi

Uzaklaşma açısı kaviteasyon kabarcıklarının davranışını doğrudan etkileyen yapıdır. Uzaklaşma açısının dar olması akış özelliklerini değiştirmekte ve kavitelerin çökmesini etkilemektedir. Ayrıca kabarcıkların ulaşacağı maksimum boyutu ve kabarcıkların sönme süresini de değiştirmektedir (Simpson and Ranade 2019). Şekil 29'da farklı uzaklaşma açısına sahip ventüriler kıyaslanmıştır. Yaklaşma açısı 10° , boğaz uzunluğu 10 mm, boğaz çapı 3 ve 5

mm olan venturiler kullanılmıştır. 6°, 10°, 20° ve 30° uzaklaşma açılarının giriş basıncı- C_v değişimi takip edilmiştir.



Şekil 29. Farklı uzaklaşma açısında giriş basıncı- C_v değişimi

Aynı boğaz çapında farklı uzaklaşma açısı, 5 mm boğaz çapına sahip venturiler için basınç profilinde bir değişiklik oluşturmamıştır. Ancak genişleyen açılarda kavitasyon sesinde farkedilir bir azalma olmuştur. Geniş açılarda kavitelerin erkenden çökerek etkin kavitasyon alanını azalttığı, bu sebeple de çok geniş açılı tüplerde sesin nispeten daha az olduğu düşünülmüştür. Daha önceki 3 mm boğaz çapına sahip ventürler gibi 10 ve 12 nolu (Tablo 10) ventürlerde çok düşük kavitasyon sayılarına inebilmektedir. Ancak 3 mm boğaz çapı sistem üzerinde fazla titreşime sebep olmuştur. Rajoriya (2016), çok dar uzaklaşma açılarının boğaz bölgesinin devamı gibi davranabileceğini ve buhar basıncının etkin olduğu alanda kabarcıkların yeterince büyümesinin engellendiğinden bahsetmiştir. Çok geniş açılarda ise kavitasyon kabarcıkları basıncın aniden normale dönmesi sebebiyle erken çökelebilmektedir. Optimum uzaklaşma açısında ise basınç geri kazanımı kademeli gerçekleştiğinden kabarcıklar en yüksek boyutuna ulaşp daha şiddetli çökelebilmektedir (Kuldeep and Saharan 2016).

Kavitasyon sayısının etkin kavitasyonu belirlenmek için tek başına kullanımını yetersiz gören bazı araştırmacılar farklı kavitasyon hesaplamaları denemiştir. Bu hesaplamalar arasından literatürde daha sık kullanılan kayıp katsayısıdır (M. Li et al. 2019; Rudolf et al. 2014; Shi et al. 2019).

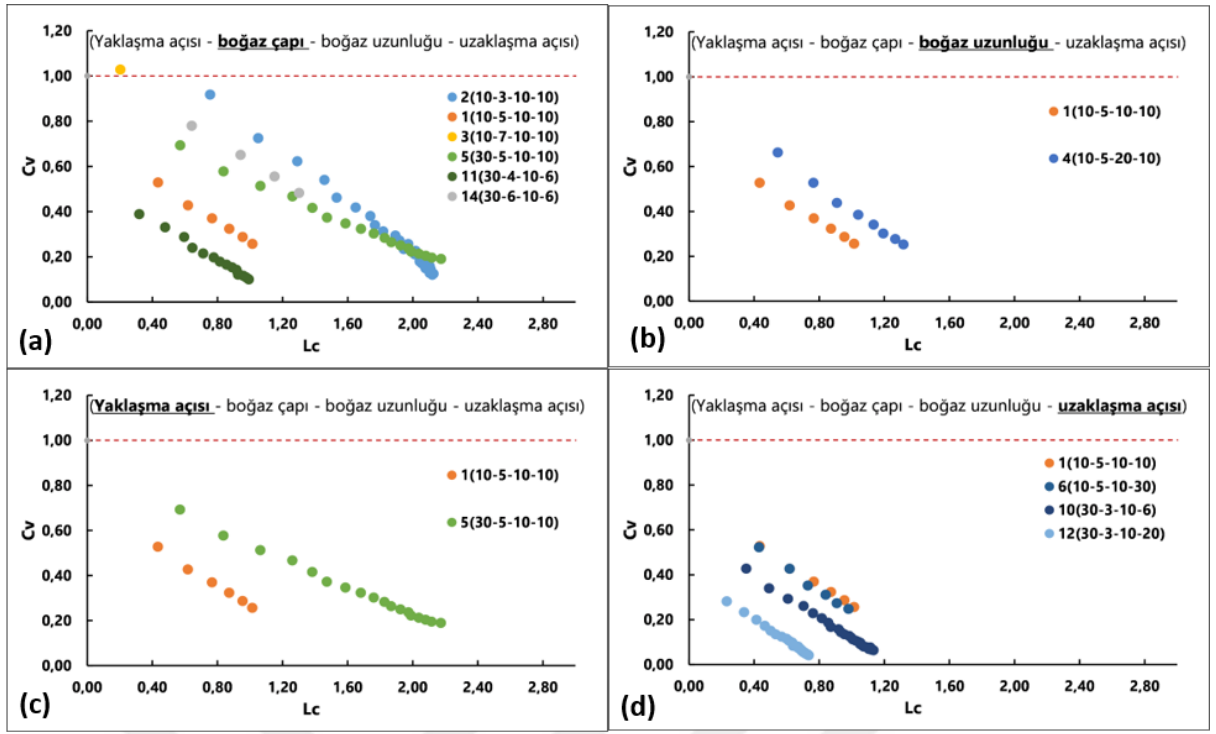
Kullanılan kavitasyon geometrisi sebebiyle meydana gelen basınç değişiminin oluşturduğu akış direnci kayıp katsayısı (L_c) olarak tanımlanmıştır (M. Li et al. 2019). Kayıp katsayısı kavitasyonun enerji dağılımı üzerine etkisini göstermektedir. Kayıp katsayısının hesabı aşağıda verilmiştir.

$$L_c = \frac{P_{giris} - P_{cikis}}{\frac{1}{2} \rho (v_{bogaz})^2} \quad (1)$$

- L_c : Kavitasyon katsayısı (birimsiz)
- P_{giris} : Giriş basıncı (bar)
- P_{cikis} : Atmosfer basıncı (açık sistemler için) (bar)
- ρ : Yoğunluk (kg/m^3)
- V_{bogaz} : Daralma boğazındaki akışkan hızı (m/sn)

Kavitasyon sayısının azalması L_c 'nin artması anlamına gelmektedir. L_c 'nin hesaplanmasına, kavitasyon oluşumunda etkisi olan giriş basıncı da dahildir. Dolayısıyla giriş basıncının artması ile L_c 'de artar. Venturi geometrisinin HK'da mikrokabarcık üretimine etkisini araştıran Mingda *et al.* (2019), kavitasyon başlangıcını ve şiddetini takip etmek için venturi yakınına düşük frekans mikrofoni yerleştirmiş ve etkin kavitasyon alanının takibi için hesaplamalı akışkanlar dinamiği (CFD) modellemesi kullanmıştır. Uzaklaşma açısının ve boğaz çapı/uzunluğu oranının boğaz basıncını ve güç tüketimini etkileyen iki temel faktör olduğunu belirtmiştir. Ayrıca etkin kavitasyonun artmasıyla L_c 'nin arttığını da göstermiştir.

Bu çalışmada kullanılan kavitasyon geometrilerinin kavitasyon sayısına karşılık kayıp katsayısı değişimleri Şekil 30'da verilmiştir. Boğaz çapı kıyaslamasında aynı C_v 'de boğaz çapının azalması L_c 'yi arttırmıştır. Özellikle 3 mm boğaz çapına sahip 2 nolu ve 5 mm boğaz çapına sahip 5 nolu (Tablo 10) venturilerde azalan C_v 'ye karşılık L_c daha fazla artmıştır. 5 mm boğaz çapı 0,19 C_v 'de 2,17 L_c , 3 mm boğaz çapı 0,12 C_v 'de 2,10 L_c değerine ulaşmıştır. Bu durum 5 mm boğaz çapının daha düşük giriş basıncı ve yüksek C_v 'de etkin kavitasyon sağlayabileceğini göstermektedir. Boğaz uzunluğunun artmasının L_c 'yi arttırdığı görülse de boğaz uzunluğunun artması kavitasyon kabarcıklarını olumsuz etkilediği bilinmektedir (Ashrafizadeh and Ghassemi 2015; Simpson and Ranade 2019).



Şekil 30. Farklı kavitasyon geometrilerinde kavitasyon sayısı (C_v) ve kayıp katsayısı (L_c) değişimi, (a) farklı daralma çaplarında, (b) farklı boğaz uzunluğu, (c) farklı yaklaşma açıları, (d) farklı uzaklaşma açıları

Yaklaşma açısının artması L_c 'yi büyük oranda arttırmıştır. 10° yaklaşma açısında $0,26 C_v$ 'de L_c $1,01$ 'e, 30° 'de ise aynı C_v 'de L_c $1,87$ 'ye yükselmiştir. Uzaklaşma açısının bir seviyeye kadar azalması kavitasyon şartlarını iyileştirmektedir. 3 mm boğaz çaplarında 10 ve 12 nolu ventüriler kıyaslandığında aynı $0,20 C_v$ 'de uzaklaşma açısı 20° 'den 6° 'ya azaltıldığında L_c $0,41$ 'den $0,82$ 'ye yükselmiştir. 5 mm boğaz çapına sahip ventürilerin kıyaslamasında her iki ventüride de etkin kavitasyon şartları oluşmadığından kayıp katsayısında büyük farklar oluşmamıştır. Shi et al (2019), kavitasyonlu ortamda buhar hacimlerini takip ettiği çalışmasında artan uzaklaşma açısında buhar hacimleri aynı olmasına rağmen L_c 'nin daha yüksek olduğunu ve yükselen açının nispeten daha fazla basınç düşüşü sağladığını belirtmiştir.

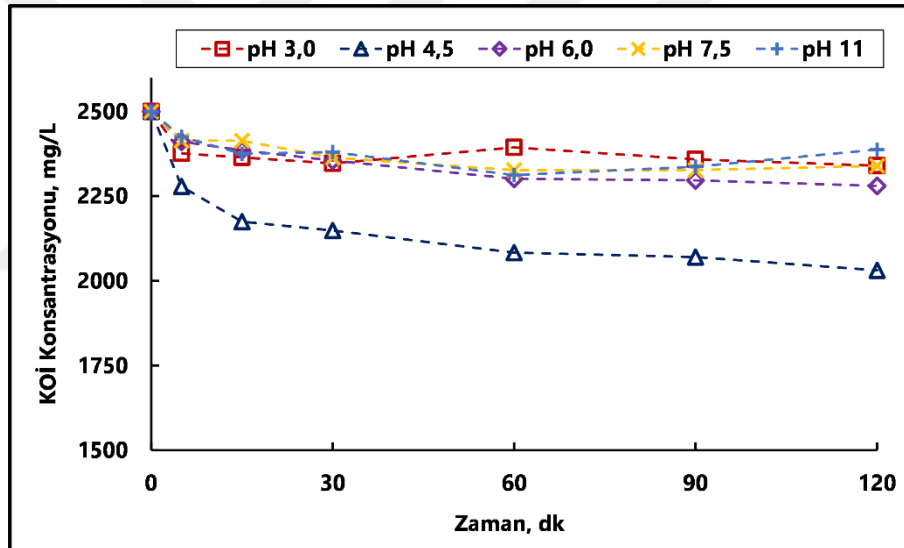
Kavitasyon geometrisi çalışmasında farklı boğaz tipi, boğaz çapı, boğaz uzunluğu, yaklaşma ve uzaklaşma açıları üretilmiş kavitasyon üreticileri tasarlanan HK sisteminde denenerek en uygun basınç profili sunan ve etkin kavitasyon üreten kavitasyon tüpü araştırılmıştır. L_c 'ye göre yapılan kıyaslamaya göre boğaz çapının azalması, yaklaşma açısının artması ve uzaklaşma açısının azalması L_c 'yi arttırmıştır. L_c ile venturi geometrileri arasından en yüksek L_c değeri 5 nolu ventüri de elde edilmiştir. Daha geniş C_v sayısı sunması ve HK düzeneğine daha uyumlu olması sebebiyle arıtma çalışmaları için yaklaşma açısı 30° , boğaz çapı 5 mm, boğaz uzunluğu 10 mm ve uzaklaşma açısı 10° olan 5 nolu ventüri seçilmiştir.

Sadece HK ile Arıtım

Mezhiba atıksuyunun HK ile arıtım performansının belirlenmesi için HK'nın tek başına etkisi araştırılmıştır. Başlangıç pH'sı, giriş basıncı-kavitasyon sayısı, sıcaklık şartları değiştirilerek optimum işletme şartlarının belirlenmesi için KOİ, TOK ve renk giderimi takip edilmiştir.

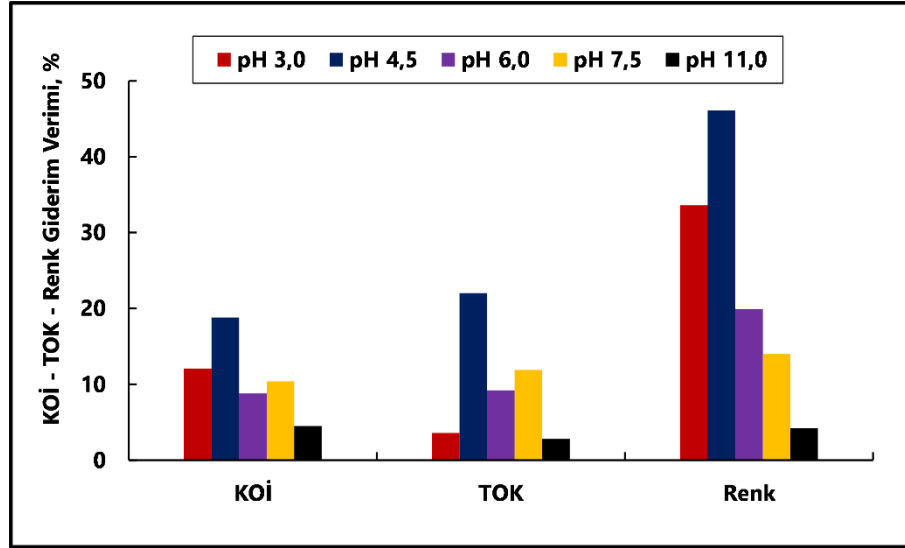
Başlangıç pH etkisi

Kavitasyon ile atıksu arıtım performansının belirlenmesinde pH önemli bir etkidir. Tasarlanan HK düzeneğine ve kullanılan atıksuya özel farklı pH'ların çalışılması da tavsiye edilmektedir (Bhat and Gogate 2021). Başlangıç pH'sının HK arıtımı üzerine etkisinin belirlenmesi amacıyla 30°C sıcaklıkta, 0,52 C_v, 3 bar'da pH 11,0, 7,5 (doğal), 6,0, 4,5 ve 3,0 değerlerinde kavitasyonlu deneyler yapılmıştır. Şekil 31'de farklı pH'larda KOİ konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi verilmiştir.



Şekil 31. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK ile zamana bağlı KOİ konsantrasyonlarının değişimi (0,52 C_v, 3 bar, 30°C)

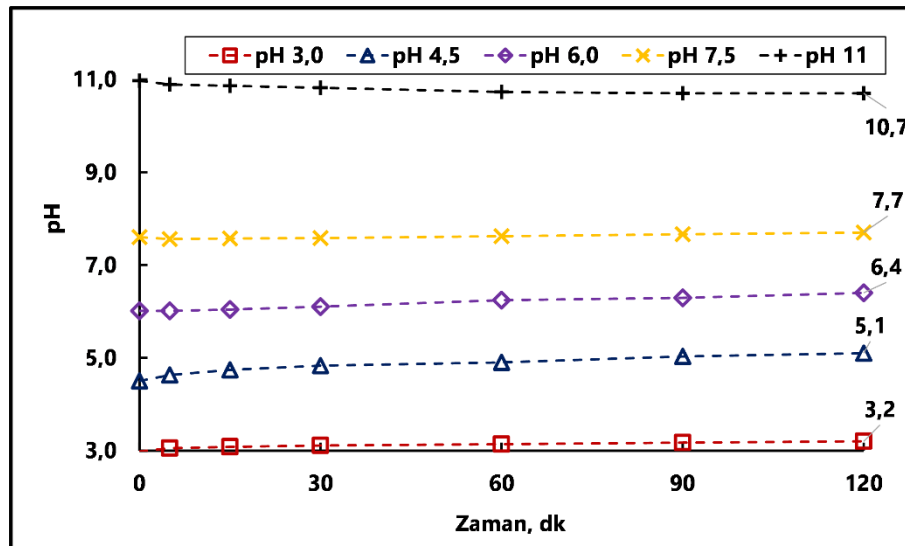
Zamana bağlı KOİ değişimi incelendiğinde pH 11,0, doğal (7,5), 6,0 ve 3,0'da 120 dk sonunda KOİ konsantrasyonları 100-250 mg/L arasında azalmış ve farklı numune zamanlarında da önemli değişiklikler oluşturmamıştır. KOİ konsantrasyonu en çok pH 4,5'te azalmış ve 120 dk sonunda 2030 mg/L'ye inmiştir. Şekil 32'de 120 dk sonundaki KOİ, TOK ve renk giderim verimleri verilmiştir.



Şekil 32. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK arıtımında KOİ, TOK ve renk giderim verimi (0,52 C_v, 3 bar, 30°, 120 dk)

Başlangıç pH değerleri 3,0, 4,5, 6,0, 7,5 ve 11,0 için 120 dk sonunda KOİ verimleri sırasıyla %12, %19, %9, %10 ve %4,5, TOK verimleri %3,6, %21, %9, %12 ve %3 ve renk verimi %34, %46, %20, %14 ve %4 olmuştur. En düşük giderim verimi pH 11,0'de, en yüksek giderim verimi pH 4,5'te elde edilmiştir. Wang *et al.* (2021), göre kavitasyonla atıksu arıtımında başlangıç pH'sı kirleticilerin giderimde etkilidir. Asidik pH'larda daha etkili olan OH•, düşük pH'da diğer radikallerle yeniden kombinasyonu azaldığından radikal kaybı minimumdur (Bagal and Gogate 2014b). Shokoohi *et al.* (2023), kavitasyonun asidik pH'da alkali pH'ya nazaran daha fazla degradasyon sağlayacağını desteklemiştir. pH 11,0'da verimin diğer pH'lara kıyasla az olmasının sebebi alkali ortamda HK'nın degradasyon etkisinin azalmasıdır.

Atıksuyun pH'sı ayarlandıktan sonra kavitasyon süresince pH'sı takip edilmiştir. Şekil 33'te deney süresince pH değişimleri verilmiştir.



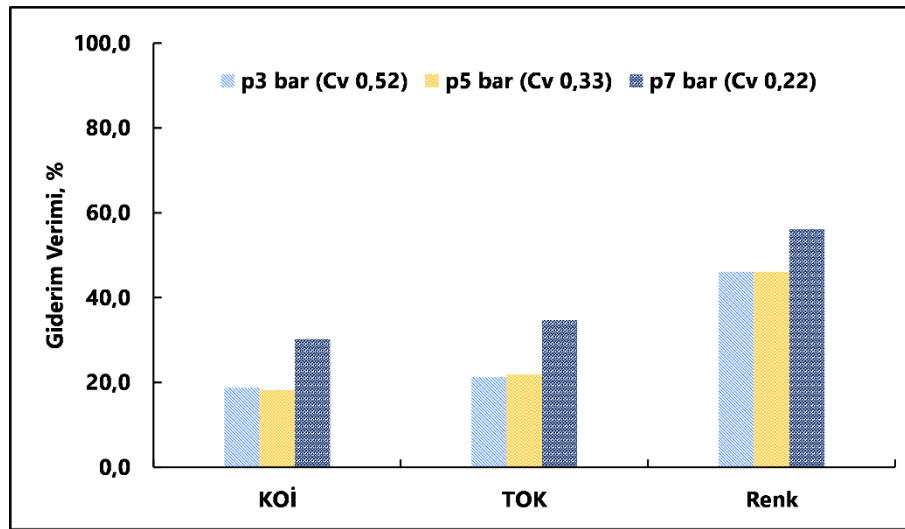
Şekil 33. Farklı başlangıç pH'larında sadece HK arıtımında pH değişimi (0,52 C_v, 3 bar, 30°C)

Kavite edilen atıksuyun pH değeri başlangıç pH'sı 3,0-7,5 arasında yükselmiştir. Başlangıç pH'sı 2,98, 4,52, 6,01 ve 7,48'den 2 saat kavitasyon sonunda sırasıyla pH 3,21, 5,10, 6,43 ve 7,68'e yükselmiştir. Yalnızca başlangıç pH'sı 11,0 olan çalışmada pH değeri 2 saat sonunda 10,69'a düşmüştür. Saxena *et al.* (2018), deri sanayi atıksuyunun HK, HK/O₃, HK/H₂O₂ ve HK/Fenton kombinasyonlarının tamamında atıksuyun kavitasyon sonundaki pH değeri başlangıçtan fazla olmuştur. Ancak bu konuda bir açıklamada bulunmamıştır. Lebiocka (2020), kentsel atıksuya HK uyguladığı çalışmasında 7 bar giriş basıncında, 30 dk kavitasyon sonunda atıksu pH'sı 7,43'ten 8,28'e yükselmiştir ve pH'nın yükselmesini atıksu içerisindeki asit gruplarının parçalanmasına bağlamıştır. Bis *et al.* (2015), HK'nın çöp sızıntı suyunun biyobozunurluğuna katkısını araştırdığı çalışmasında ham atıksu pH'sının 8,08'den 8,44'e yükselmesini humik ve fulvik asit gruplarının kavitasyon ile parçalanmasıyla ilişkilendirmiştir. Baranova (2019), çalışmasında kavitasyonla sulama suyunun pH seviyesinin arttığını belirtmiştir. Mancuso *et al.* (2017), tasarladığı HK reaktöründe pH'nın yükselmesinin kavitasyonun CO₂ gazını sıyırmasına bağlamıştır. Bu çalışmada pH artışı kavitasyon sırasında amonyum konsantrasyonundaki artış ile ilişkili olduğu düşünülmektedir. Amonyum artışından daha sonraki bölümlerde bahsedilmiştir. Bu çalışmanın başlangıç pH'sı kısmında 3 bar giriş basıncı kullanılmıştır. Daha yüksek giriş basıncında (düşük C_v) pH değişimi daha fazla olacaktır.

Thanekar *et al.* (2018), HK ile karbamezapin gideriminde pH 4,0'da en yüksek degradasyonu sağladığını belirtmiştir. Saharan *et al.* (2011), HK ile pH 2-11 aralığında RR120 giderimini araştırdığı çalışmasında maksimum renk ve TOK gideriminin pH 2,0'da elde etmiştir. Farklı pH çalışmasında başlangıç pH'sı 4,5, giriş basıncı 3 bar, 0,53 C_v, 30°C'de 2 saat sonunda %19 KOİ, %21 TOK ve %46 renk giderim verimine ulaşmıştır.

pH 4,5'te C_v/giriş basıncı etkisi

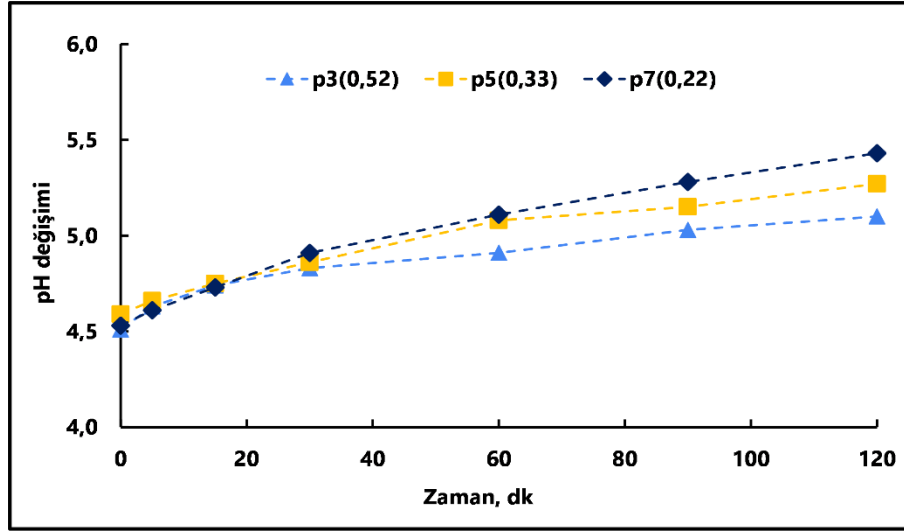
Kavitasyon sayısı ve giriş basıncı üretilen kavitasyon şiddetini belirleyen ve kavitasyon kabarcıklarının davranışını etkileyen parametredir. Kavitasyon sayısı farklı kavitasyon şartlarını ifade eden temel parametre olsa da C_v hesabının giriş basıncını içermemesinden dolayı bazı çalışmalarda giriş basıncıyla farklı kavitasyon şartları verilmektedir. Şekil 34'te farklı C_v değerleri için KOİ, TOK ve renk verimleri verilmiştir. pH 4,5'de elde edilen verimde kavitasyonun etkisinin belirlenmesi için 0,52, 0,33 ve 0,22 farklı C_v değerlerinde deneyler yapılmıştır. Bu deneylerde başlangıç pH'sı 4,5'e ayarlanmış, sıcaklık 30°C'de sabit tutulmuş ve 120 dk süresince kavitasyon uygulanmıştır.



Şekil 34. Farklı C_v 'de sadece HK arıtımında KOİ, TOK ve renk giderimi (Başlangıç pH 4,5, 30°C, 120 dk)

Şekil 34'e göre kavitasyon sayısı azaldıkça KOİ, TOK ve renk giderim verimi artmıştır. C_v 0,52'den 0,22'ye indiğinde 120 dk sonunda KOİ verimi %19'dan %33'e, TOK verimi %21'den %35'e, renk verimi %46'dan %56'ya yükselmiştir. C_v azaldıkça sabit bir reaksiyon süresinde venturiden geçen sıvı sayısı da artmaktadır. Artan sıvı geçiş sayısı kirleticilerin kavitasyon bölgesinde daha fazla kalmalarını sağladığından giderim verimini arttırmıştır. Artan giriş basıncıyla ve azalan C_v ile kabarcıkların çökelme şiddeti artmaktadır (Agarkoti *et al.* 2021). Ancak çok düşük kavitasyon sayılarında süper kavitasyon meydana gelmektedir. Kavitasyon sayısının bir seviyeye kadar azalması daha yüksek arıtma verimi sağlarken sınır bir değerden sonra artması verimi azaltmaktadır. Innocenzi *et al.* (2019), metil turuncu boyasının kavitasyonunda 4 bar giriş basıncına kadar verimin arttığını ancak 4 barın üzerinde azaldığını belirtmiştir. Yi *et al.* (2018), Rhodamine B'nin HK arıtımında 4 bar giriş basıncına kadar artan giriş basıncının giderim verimini arttırdığını, daha fazla artışın ise verimi azalttığını belirtmiştir. Panda and Manickam (2019), dikofolun HK ile gideriminde 7 bar giriş basıncına (0,17 C_v) kadar verimin arttığını 7 bar'dan sonra verimin azaldığını belirtmiş ve bu durumu süper kavitasyon oluşumuyla ilişkilendirmiştir. Bu çalışmanın kavitasyon geometrisi aşamasında yüksek giriş basınçları ve kavitasyon sayıları kıyaslanırken 7 bar ve üzerinde kavitasyon sesinin kısmen azaldığı farkedildiğinden arıtım çalışmalarında en yüksek 7 bar kullanılmıştır.

Kavitasyon sayısının azalması için kullanılan 0,52, 0,33 ve 0,22 C_v 'lerin tamamında kavitasyon süresince pH artışı devam etmiştir. Şekil 35'te farklı C_v 'de zamana bağlı pH değişimi verilmiştir.



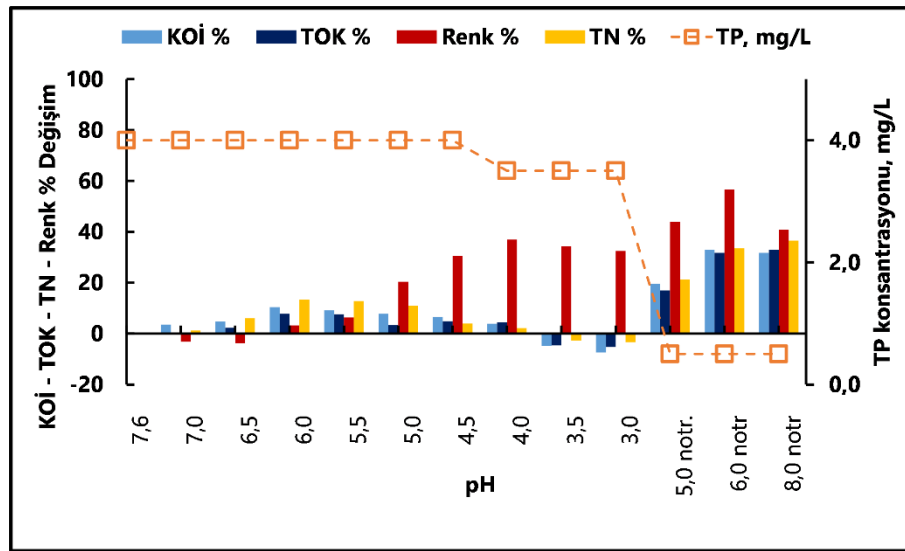
Şekil 35. Farklı C_v 'de sadece HK arıtımında pH değişimi (Başlangıç pH 4,5, 30°C)

Uygulanan kavitasyon şiddetinin artışı Şekil 35'e göre pH değişimini hızlandırmıştır. Azalan kavitasyon sayısı ile pH'nın daha hızlı yükselmesi kavitasyonun etkinliğinin de arttığını göstermektedir. Başlangıç pH'sı 4,51, 4,56 ve 4,53 olan C_v 0,52, 0,33 ve 0,22 için 120 dk sonunda pH değerleri sırasıyla 5,10, 5,27 ve 5,43'e yükselmiştir.

Bu çalışma sadece HK ile mezbaha atıksularının arıtım veriminin değişimine odaklandığından elde edilecek toplam arıtım verimi dikkate alınmaktadır. Hem farklı pH hem de farklı C_v çalışmasında mezbaha atıksuyuna HK uygulandığında pH'nın yükseldiği görülmektedir. Ancak artan pH ile beraber mezbaha atıksuyunda farkedilir bir flokleşme başlamıştır. pH 4,5'te kavitasyonun başlangıcıyla beraber alınan numunelerde flokleşmanın olduğu ve flokların ayrılmasına bağlı verimin arttığı anlaşılmıştır. Kavitasyon sayısının azalmasıyla pH'nın yükseldiği ve bu sayede flokların daha kolay ayrılabilir hale geldiği görülmüştür. Elde edilen verimde kavitasyonun rolünün anlaşılması için çalışmada kullanılan atıksuyun farklı pH'larda atıksu karakterizasyonu yapılmıştır.

pH değişiminin atıksu karakterizasyonuna etkisi

Çalışmadaki atıksuyun pH 4,5'te sağlanan veriminde kavitasyonun etkisini açıklayabilmek amacıyla atıksu farklı pH'lara ayarlanmıştır. Atıksu pH'sı kademeli olarak düşürülüp pH 3,0 sonrasında kademeli olarak nötralize edilmiştir. Farklı pH'larda KOİ, TOK, renk, TN ve TP konsantrasyonunun değişimi Şekil 36'da verilmiştir.



Şekil 36. Farklı pH'ların atıksuda KOİ, TOK, TN, renk ve TP üzerine etkisi

Atıksuyun KOİ ve TOK değeri pH 3,5 ve 3,0'da doğal pH'sına kıyasla yüksek, rengi ise ortalama %30 daha azdır. Atıksu pH'sı düşük pH'dan NaOH ile nötralize edildiğinde KOİ, TOK ve renk verimi artmıştır. pH 5,0, 6,0 ve 8,0'a yükseltildiğinde sırasıyla KOİ %19, %33 ve %32, TOK %18, %32 ve %33, renk ise %43, %57 ve %41 azalmıştır. Atıksu doğal pH'sından pH 5,0-6,0 aralığına indirildiğinde KOİ ve TOK değerlerinde yine azalma vardır ancak düşük pH'dan nötralize edildiği gibi belirgin floklaşma oluşmamıştır. pH aniden yükseltildiğinde de kademeli artışa benzer floklaşma oluşmamıştır. Dolayısıyla pH 4,5-6,0 arasında geçirdiği sürenin floklaşmaya etkisi olduğu söylenebilir. pH 4,5'ten sonra ve özellikle pH 5,0-6,0 arasında flokların oluşmasının mezbaha atıksuyunun içerdiği proteinlerin izoelektrik noktasından kaynaklandığı anlaşılmıştır.

İzoelektrik nokta (İN) proteinlerin net yükünün sıfır olduğu noktadır. İN değerinin üzerinde protein yüzeyi negatif yükle, altında ise pozitif yükle kaplıdır. Protein yüzeyinin negatif veya pozitif olması ilgili proteinin çözünürlüğünü de etkilemektedir. İN değerinde ise pozitif ve negatif yükler dengelendiğinden proteinin maruz olduğu kuvvetlerin etkisi azalır. Bu durum proteinlerin çözünürlüğünün azalmasına ve agregasyonuna sebep olarak floklar oluşturmaktadır. Asit kullanımı ile İN değerinde gerçekleşen agregasyon proteinlerin çökelmelerine sebep olabilmektedir (Novák and Havlíček 2016). Lo *et al.* (2005), mezbaha atıksuyundan protein ekstraksiyonu çalışmasında mezbaha atıksuyunun proteinlerinin İN değerini pH 4,6 olarak bulmuştur.

Çalışmada İN pH değerinde meydana gelen flokların ayrılmasıyla KOİ %33, TOK %31, renk %55, TN %33 ve TP %88 azalmıştır. Ancak flokların oluşması zaman almakta ve kolay çökelmemektedir. TP'nin floklaşmayla beraber çökelerek 4 mg/L'den 0,5 mg/L'ye azalması biyolojik arıtım açısından zaten eksikliği bulunan nütrient kaybı anlamına da gelmektedir. Lo

et al. (2005), çalışmasında atıksuyun İN pH'sında meydana gelen flokların membran filtrasyonunu olumsuz etkileyeceğini ve en yüksek kirlenmenin proteinin İN pH'sında oluşacağını belirtmiştir. Fatima *et al.* (2021), çalışmasında denature olan proteinlerin membran porlarını tıkadığını belirtmiştir. Bu çalışmada da HK ve MBR kombinasyonu kullanıldığından oluşan flokların membranların daha hızlı kirlenmesine sebep olma ihtimali bulunmaktadır. Oluşan floklar ayrılmadan ve ayrılarak MBR'e kısa süreli beslendiğinde reaktör hızlıca tepki vererek jelimsi yapıda kolay sönmeyen köpük oluşturmuştur. Bu sebeple pH 4,5'te kavite edilmiş atıksuyun MBR ile arıtımı aşamasında reaktöre uzun süreli beslemesi yapılmamıştır.

Bir önceki bölümde bahsedildiği gibi pH 4,5'te farklı C_v kıyaslandığında azalan C_v ile KOİ, TOK ve renk giderimi artmıştır. Bu artışta kavitasyonun pH'yı yükseltmesinin payı olduğu düşünülebilir. Hou *et al.* (2022), protein partikül boyutunun değişiminin proteinin fonksiyonel özelliklerini de değiştirdiğini ve protein agregasyonunu etkilediğini belirtmiştir. Yang *et al.* (2018), çalışmasında kavitasyon uygulaması soya fasülyesi proteinlerinin partikül boyutunu azaltmıştır. Proteinin agregasyonu sonrasında kavitasyonla partikül boyutunun azaldığını ve kavitasyon ile maruz kaldığı elektrostatik kuvvetlerin değiştiğini belirtmiştir. Bu sayede oluşan floklar kavitasyonun getirdiği mikro türbülans ortamında daha fazla agregasyon oluşturarak flokların büyümesini sağlamış olabilir.

Bu çalışmada azalan C_v değeriyle kavitasyonun türbülans etkisinin artması atıksuyun İN pH'sında agregasyonunu hızlandırmış olabilir. İN pH'sında kavite edilmiş atıksuyun ham atıksuya nazaran daha kolay ayrılması, flokların büyümesini sağlayan kavitasyona bağlı olabilir. 0,22 C_v 'de elde edilen %33 KOİ, %35 TOK ve %56 renk verimi pH'nın 5,0'a NaOH ile yükseltmesiyle elde edilenden daha yüksektir. Kavitasyonla elde edilen verimde atıksuya NaOH ilavesi de yapılmamıştır. Ancak verim artışıındaki temel etkenin pH değişimi olduğu düşünülmüştür.

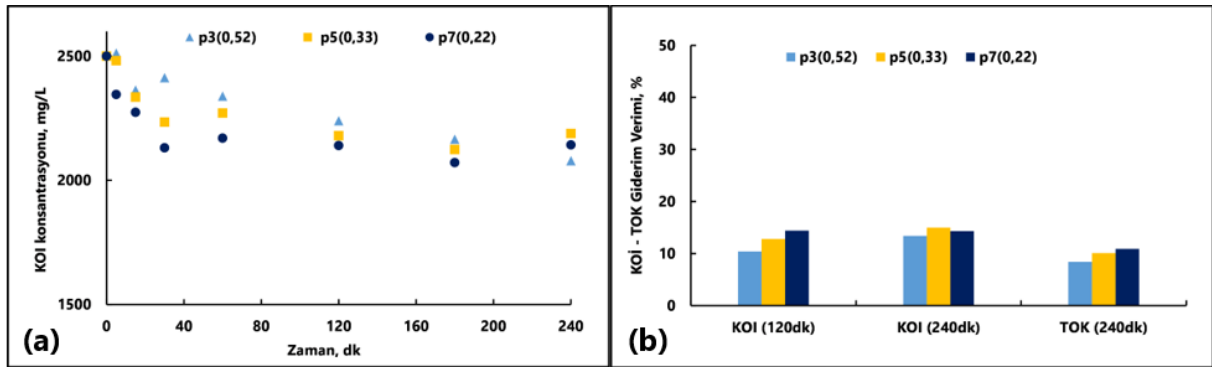
Atıksu arıtımı odaklı olmasa da kavitasyonun protein agresyonu konusunda çalışmalar bulunmaktadır (Hou et al. 2022; Yang et al. 2018). Ancak mezbaha atıksularının arıtımı konusunda proteinin agregasyonu, floklaşması, çökmesi veya çözünürlüğünün artması/azalması pH değişimine karşı hassas olduğundan detaylı bir çalışma gerektirmektedir.

Düşük pH'da kavitasyon uygulaması iki sefer pH ayarlaması gerektirdiğinden maliyeti arttırmaktadır. Kavitasyon öncesi pH ayarlanması ve kavitasyon sonrası pH'nın deşarj için veya biyolojik arıtım için yükseltilmesi ekstra ünite, ekipman ve süre gerektirecektir. Düşük pH'da arıtımın %33 KOİ ve %35 TOK verimi ile sınırlanması ve pH değişiminin getirdiği maliyet dikkate alındığında atıksuyun doğal pH'sında arıtılabilme imkânı önemli bir avantajdır. Bu

sebeple farklı kavitasyon sayısının etkisi çalışmasına atıksuyun doğal pH'sında devam edilmiştir.

Doğal pH'da C_v etkisi

Atıksuyun doğal pH'sında farklı C_v 'nin etkisinin belirlenmesi amacıyla 0,52, 0,33 ve 0,22 gerçekleştirilen deneylerin zamana bağlı KOİ değişimi Şekil 37'de verilmiştir. Bu deneylerde sıcaklık 30°C ve reaksiyon süresi 4 saattir. Deney sonunda elde edilen TOK verimi de Şekil 37'de sunulmuştur.



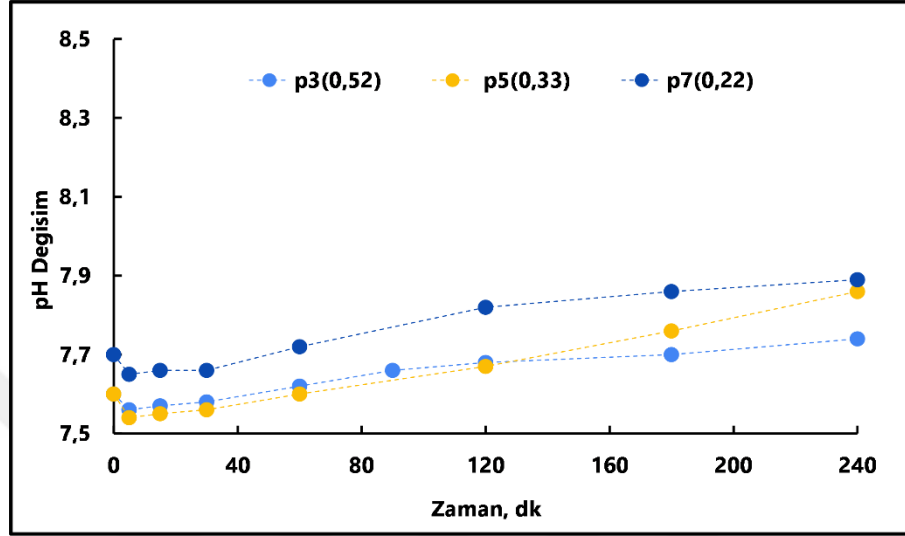
Şekil 37. Farklı C_v değerleri için sadece HK arıtımında (a) KOİ konsantrasyonunun değişimi, (b) KOİ, TOK verimi (Doğal pH, 30°C)

Doğal pH'da 120 dk kavitasyonun sonunda 0,53, 0,33 ve 0,22 C_v için sırasıyla KOİ verimi %10,4, %12,8 ve %14,4 ulaşmıştır. Kavitasyon süresi 240 dk'ya uzatıldığında KOİ verimi %13,4, %15 ve %14,3 olmuştur. Uzun süreli kavitasyon KOİ veriminde büyük bir değişiklik sağlamamıştır. 240 dk sonunda TOK verimi ise %8,4, %10,1 ve %10,9 olarak sonuçlanmıştır. Kavitasyon sayısının 0,53'ten 0,22'ye azalması doğal pH'da 2 saatte KOİ verimini %10,4'den %14'e yükseltmiştir.

Thanekar and Gogate (2020), endüstriyel atıksuyun venturi tip HK ile arıtımında 4 bar giriş basıncı, pH 4,0'da 120 dk sonunda sadece HK kullanarak %21,6 KOİ verimi elde etmiştir. Joshi and Gogate (2019), endüstriyel atıksuyun sadece HK ile arıtımında tek başına kavitasyon ile 6 bar giriş basıncı, 30-35°C ve 1/3 seyreltme oranında 3 saatte %3 KOİ verimi elde etmiştir. Rajoriya *et al.* (2018), tekstil endüstrisi atıksuyunda sadece HK ile 5 bar giriş basıncı ve pH 6,8'de %17 TOK, %12 KOİ ve %25 renk giderim verimi sağlamıştır. Vera *et al.* (2022), çalışmasında mezbaha atıksuyunun orifis esaslı HK'da 4 bar giriş basıncında %38 KOİ verimi elde etmiştir. Ancak atıksu KOİ'sini 800 mg/L'ye kadar seyreltmış ve deney süresince sıcaklığını kontrol etmediğinden sıcaklık deney sonunda 65°C'ye yükselmiştir. Bu sıcaklık değerinde proteinler denature olmaktadır. Literatürde gerçek atıksu çalışmalarında sadece kavitasyon ile mezbaha atıksuyuna benzer şekilde nispeten düşük arıtım sağlamıştır. Mezbaha

atıksuyuna doğal pH'da uygulanan tüm kavitasyon şartlarında 240 dk sonunda %10-15 KOİ verimi ve %8-10 TOK verimi elde edilmiştir. Ulaşılan arıtım verimi 120 dk'lık reaksiyon süresinde de sağlanabildiğinden sadece HK ile reaksiyon süresinin uzatılması gerekli görülmemiştir.

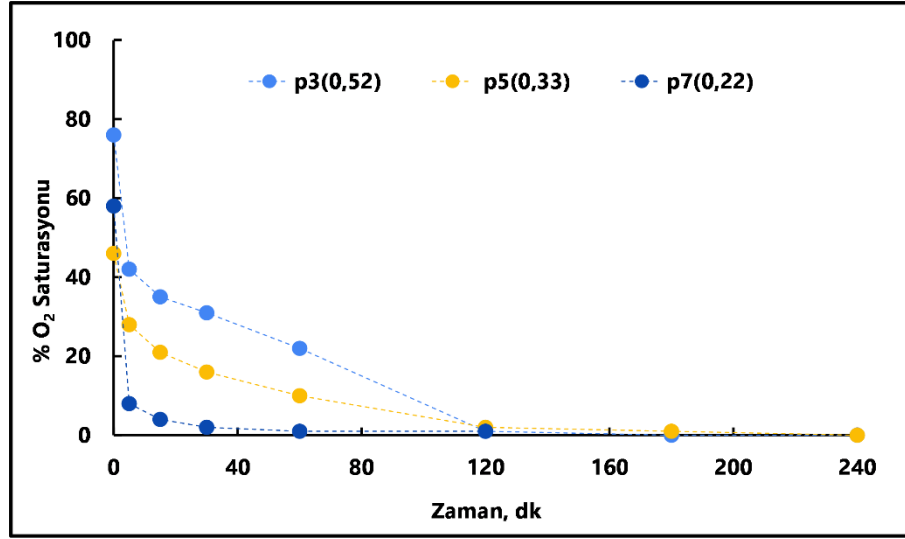
Şekil 38'de doğal pH'da farklı C_v değerleri için zamana bağlı pH değişimi verilmiştir.



Şekil 38. Farklı C_v değerlerinde sadece HK arıtımında pH değişimi (Doğal pH, 30°C)

Düşük pH'da kavitasyon çalışmasında pH artışı önemli verim artışı sağlamıştır. Doğal pH'da pH yükselmeye devam etmiş ancak bir flokleşme meydana gelmemiştir. Protein agregasyonuna bağlı flokleşmanın oluşabilmesi için atıksuyun İN pH değerinde bir süre kalmasının gerektiği görülmüştür.

Doğal pH'da arıtım veriminin az olması sebebiyle reaksiyon süresi uzun tutulmuştur. Yi *et al.* (2018), Rhodamine B'nin HK ile arıtımında ilk 30 dk'da reaksiyonun hızlı gerçekleştiğini daha sonra yavaşladığının 150. dk'da ise dengeye ulaştığını belirtmiştir. Kavitasyonlu ortamda çözünmüş havanın azalmasından kaynaklandığını ve çözünmüş gaz konsantrasyonunun kavitasyonu hızlandığını bildirmiştir. Thanekar *et al.* (2018), benzer açıklamada bulunarak çözünmüş gazın kavitasyon şartlarını etkilediğini ve kavitasyonla azaldığını belirtmiştir. Kwon *et al.* (1999), *p*-klorofenolün Fenton ile oksidasyonu çalışmasında H_2O_2 ayrışmasını ÇO probuyla takip etmiştir. Düşük pH'da çözünmüş oksijen konsantrasyonunun sabit kalmasının H_2O_2 'nin ayrışmamasından kaynaklandığını belirtmiştir. Mezbaa atıksuyunun HK ile arıtımında kavitasyon etkiliğinin izlenebilmesi için çözünmüş oksijen saturasyonu takip edilmiştir. Şekil 39'da farklı C_v değerlerinde % O_2 saturasyonunun zamana bağlı değişimi verilmiştir.



Şekil 39. Farklı C_v ’de sadece HK arıtımında %O₂ saturasyonu değişimi (Doğal pH, 30°C)

Kullanılan C_v değerleri için %O₂ saturasyonu zamanla azalmıştır. 0,53 C_v ’de %O₂ 90 dk’dan sonra %10’un altına inmiş, 120 dk’da ise %1’e kadar azalmıştır. 0,33 C_v ’de 60 dk’da %10 altına inmiştir. 0,22 C_v ise ilk 5 dk’da %10 altına inmiş ve 30 dk’da %2’ye kadar azalmıştır. C_v değerinin azalması ÇO tüketimini hızlandırmıştır. Yi *et al.* (2018), çözülmüş gazların venturi boğazında buhar kabarcıklarıyla birlikte ilave kabarcık oluşturarak toplam kabarcık sayısını arttıracaklarını ve kavitasyonu hızlandırabileceğini belirtmiştir. Çalışmada HK düzeneğinde kullanılan C_v ’lerde O₂ miktarının 120 dk’da azaldığı dikkate alındığında kavitasyon etkisi de 120 dk sonunda azalacağından reaksiyon süresinin en fazla 120 dk olması uygun görülmüştür.

Başlangıç konsantrasyonu

Atıksuyun başlangıç konsantrasyonu arıtımda giderilen kirletici miktarını değiştirdiğinden arıtma çalışmalarında önemli bir parametredir. Bazı çalışmalarda başlangıç konsantrasyonu seyreltme oranı başlığında verilmektedir. Mezbaha atıksuyunun kirlilik yükü kullanılan temiz su miktarıyla değişmektedir. Bu sebeple HK’nın mezbaha atıksuyunun farklı giriş konsantrasyonlarındaki performansı araştırılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu çalışmasında 7 bar giriş basıncı (0,22 C_v), 30°C sıcaklık, doğal pH ve 120 dk kavitasyon süresi kullanılmış, atıksu konsantrasyonu 850, 2500 ve 4000 mg/L olarak değiştirilmiştir. Farklı giriş konsantrasyonunda KOİ ve TOK verimleri Tablo 16’da verilmiştir.

Tablo 16. Farklı Başlangıç Konsantrasyonunda Sadece HK ile %Giderim Verimleri (Doğal pH, 30°C, 7 bar, C_v 0,22)

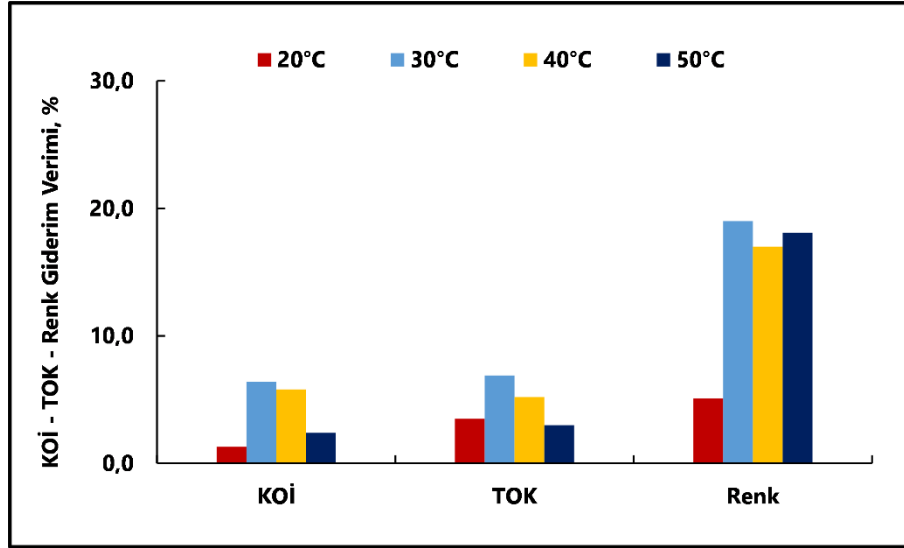
Başlangıç konsantrasyonu (mg/L)	Kan oranı (ml/L)	KOİ (% verim)	TOK (% verim)
~850	3	8,1	8,0
~2500	10	14,8	14,1
~4000	16,5	10,6	11,6

Farklı başlangıç konsantrasyonlarında da KOİ ve TOK verimi %8-15 arasında elde edilmiştir. Başlangıç konsantrasyonu yaklaşık 2500 mg/L'den 4000 mg/L'ye yükseldiğinde KOİ ve TOK verimi azalmıştır. Ancak azalan başlangıç konsantrasyonu arıtma verimini arttırmamıştır. Saxena *et al.* (2018), seyreltme oranının HK ile arıtımını önemli derece etkilemediğini ve atıksuyun seyreltmesinin toplam arıtılacak atıksu miktarını arttırdığından uygulanabilir olmadığını açıklamıştır. Khajeh *et al.* (2020), çalışmasında ise direct red 89 boyasının HK ile arıtımında giriş konsantrasyonunun artması giderim verimini %36'dan %18'e düşürmüştür. Bu çalışmada da başlangıç konsantrasyonunun değişimi sadece HK ile arıtım veriminde büyük değişiklik oluşturmamıştır. Bu durum kaviteasyonla elde edilebilecek KOİ ve TOK gideriminin sınırlı olduğu anlamına gelebilir.

HK prosesi OH• üreterek organik maddeyi giderebileceği gibi kaviteasyon kabarcıklarının patlamasıyla meydana gelen şok dalgaları büyük organik moleküllerin yapılarını bozarak veya boyutlarını azaltarak arıtıma katkı sağlayabilir (Wang *et al.* 2021). HK'nın mezbaha atıksuyu içerisindeki makro molekülleri daha küçük parçalara ayırabildiği veya yapılarını değiştirebildiği ve küçük parçalara ayrılan moleküllerin atıksu KOİ'sini %8-15 azalttığı düşünülmüştür. Çalışmada kullanılan atıksu başlangıç konsantrasyonu ~2500 mg KOİ/L olarak devam edilmiştir.

Sıcaklık etkisi

Sıcaklık sıvı özelliklerini etkilediğinden kaviteasyonda kritik parametrelerden biridir. Mezbaha atıksuyunun sadece HK ile arıtımında sıcaklığın etkisinin belirlenmesi için 20°C, 30°C, 40°C ve 50°C sabit sıcaklıkta deneyler yapılmıştır. Bu deneylerde atıksuyun doğal pH'sı, giriş basıncı 3 bar, 0,52 C_v ve kaviteasyon süresi 120 dk kullanılmıştır. Şekil 40'da KOİ, TOK ve renk verimleri sunulmuştur.



Şekil 40. Farklı sıcaklıklarda sadece HK arıtımında KOİ ve TOK giderim verimi (0,52 C_v, 3 bar Doğal pH)

Farklı sıcaklıkların kavitasyona etkisi çalışmasında 3 bar giriş basıncında düşük kavitasyon şiddetindeki kavitasyon şartları kullanılmıştır. Sıcaklığın 20°C'den 30°C'ye artması KOİ, TOK ve renk giderim verimini sırasıyla %5, %3,4 ve %14'ten %7, %7 ve %19'a çıkarmıştır. 30°C'den sonra ise verim azalmıştır.

Yükselen sıcaklığın kavitasyon kabarcıklarının sayısını arttırdığı farklı çalışmalarda bildirilmiştir. Ancak sıcaklık için optimum bir değer bulunmaktadır. Sıcaklığın optimum değerden az olması kirlilik giderimini azaltmaktadır. Bu durum sıcaklığın reaksiyon hızına etki etmesinden kaynaklıdır. Optimum değere kadar sıcaklığın artması venturi boğazında daha fazla buhar kabarcığı oluşturduğundan kavitasyon kabarcığı sayısını arttırmaktadır. Sıcaklığın optimum değerın üzerine çıkması buhar kabarcıklarının kaçmasını kolaylaştırarak kavitasyon kabarcıklarının çökme şiddetini azaltmıştır. Wang *et al.* (2011), bu durumun buhar basıncının artmasına bağlı olarak kavitasyon kabarcıklarının içine dolmasıyla gerçekleştiğini belirtmiştir. Lu *et al.* (2019), bisphenol A'nın HK ile gideriminde 3 bar giriş basıncı ve 3 saat kavitasyon süresinde sıcaklığın 35°C'ye kadar artmasının bisphenol A giderimini arttırdığını ve 40°C'ye yükseldiğinde azaldığını belirtmiştir. Ayrıca yüksek sıcaklıkta çözünmüş gazlar da tükeneceğinden reaksiyon daha kısa sürede dengeye gelecektir. Panda and Manickam (2019), dikofolun kavitasyonla gideriminde optimum sıcaklığın 30°C olduğunu, artan sıcaklıkla atıksuyun viskozitesi, yüzey gerilimi ve gaz çözünürlüğündeki azalmasının kabarcık sayısını azalttığını belirtmiştir. Bu çalışmada en yüksek verim 30°C'de elde edilmiştir.

H₂O₂ Oksidasyonu

Atıksu arıtımı odaklı HK çalışmaları diğer oksidasyon tekniklerinin kavitasyon ile birlikte kullanımıyla arıtma veriminin artırılması hedeflenmektedir. HK ile birlikte en sık

kullanılan oksidasyon kimyasalı H_2O_2 'dir. HK/ H_2O_2 birlikte kullanımı H_2O_2 'yi kavitasyon ile ayrıştırarak ilave $OH\cdot$ oluşturmaktadır. Sadece HK ile elde edilen verimlere ilave oksidant kullanımının katkısını belirlemek amacıyla öncelikle kavitasyon olmayan ortamda H_2O_2 'nin tek başına mezbaha atıksuyu arıtımındaki performansı farklı H_2O_2 konsantrasyonu ve pH'da incelenmiştir. H_2O_2 ile arıtım çalışmaları Şekil 12'de verilen kontrol düzeneği ile yapılmıştır.

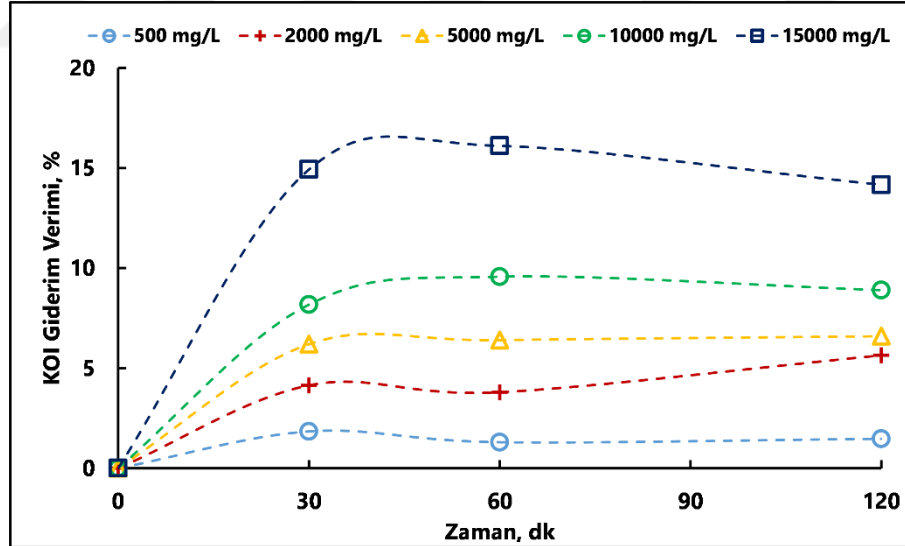
H_2O_2 konsantrasyonunun etkisi

H_2O_2 çalışmalarında öncelikle atıksuyun sadece HK çalışması dikkate alınarak atıksuyun doğal pH'sı, $30^\circ C$ sıcaklık ve 120 dk reaksiyon süresi kullanılmıştır. Deneylerde karıştırma hızı 300 rpm olup tüm deneylerde sabit tutulmuştur. H_2O_2 konsantrasyonu 500-15000 mg/L arasında değiştirilmiştir.

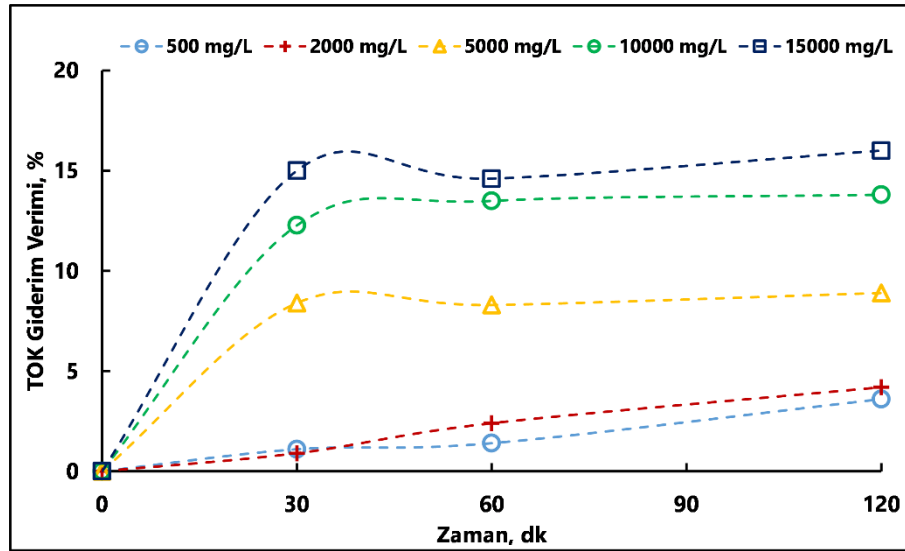
Deneylerde 0,5, 2, 5, 10 ve 15 g/L H_2O_2 konsantrasyonları kullanılmıştır. Bu konsantrasyonlar teorik olarak Denklem 3'e göre stokiyometrik ihtiyaç duyulan miktarın %10-300'ü arasında değişmektedir.



Şekil 41'de zamana bağlı KOİ giderimi, Şekil 42'de TOK giderimi verilmiştir.

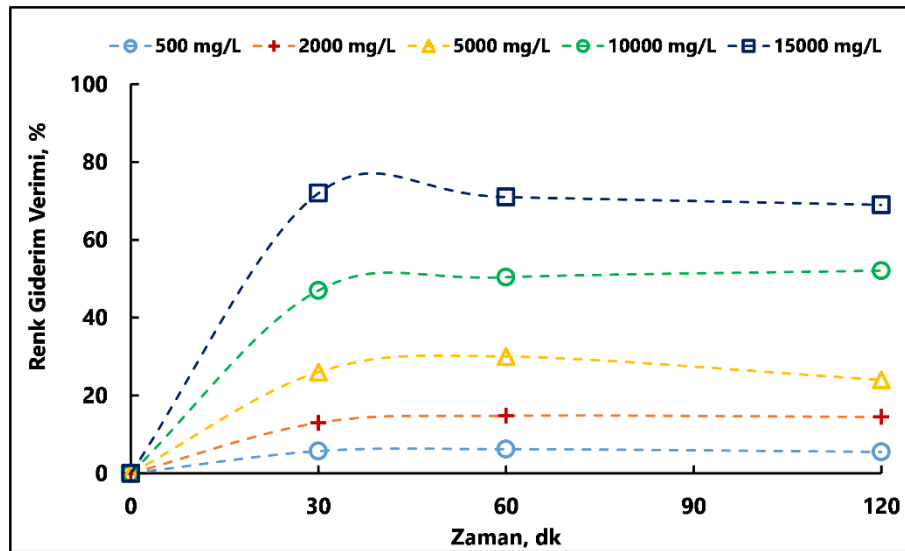


Şekil 41. H_2O_2 oksidasyonunda farklı H_2O_2 konsantrasyonlarında KOİ giderimi (Doğal pH, $30^\circ C$)



Şekil 42. H₂O₂ oksidasyonunda farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında TOK giderimi (Doğal pH, 30°C)

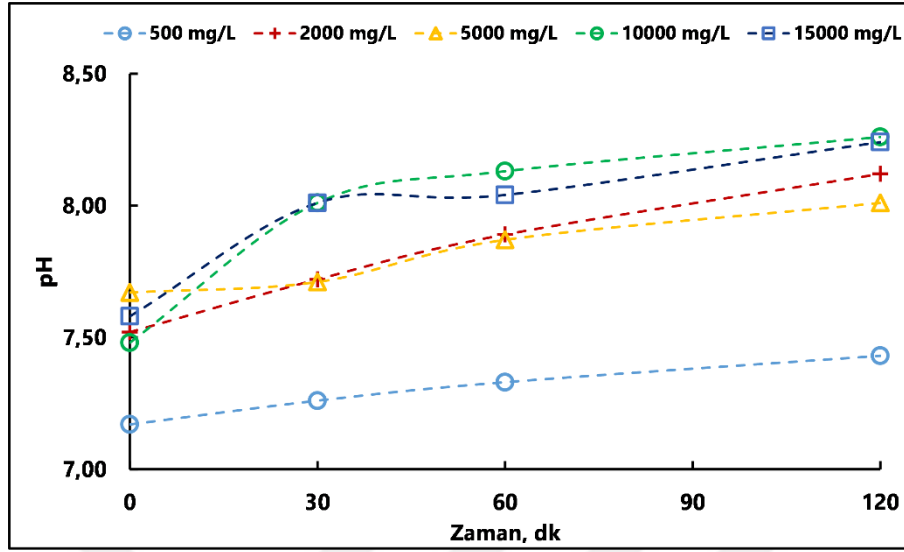
Artan H₂O₂ konsantrasyonu ile atıksuyun KOİ ve TOK giderim verimi artmıştır. 120 dk sonunda 0,5, 2, 5, 10 ve 15 g/L H₂O₂ konsantrasyonlarında sırasıyla %1,5, %5,6, %6,6, %8,9 ve %14,2 olmuştur. 30 dk sonunda reaksiyonun tüm konsantrasyonlarda dengeye ulaştığı söylenebilir. TOK için ise 0,5, 2, 5, 10 ve 15 g/L H₂O₂ konsantrasyonlarında sırasıyla %3,6, %4,2, %8,9, %13,8 ve %16 verim elde edilmiştir. H₂O₂ konsantrasyonu en fazla renk giderimini etkilemiştir. Şekil 43'te zamana bağlı renk giderim verimi verilmiştir.



Şekil 43. H₂O₂ oksidasyonunda farklı H₂O₂ konsantrasyonlarında renk giderimi (Doğal pH, 30°C)

Artan H₂O₂ konsantrasyonu renk giderimini arttırmıştır. 120 dk sonunda 0,5, 2, 5, 10 ve 15 g/L H₂O₂ konsantrasyonlarında sırasıyla %5,5, %14,5, %24, %52 ve %72 renk giderimi gerçekleşmiştir. Tüm deneylerde renk giderimi 30 dk sonunda sabit kalmıştır. 0,5 g/L H₂O₂ için %6 olan renk giderim verimi 15 g/L H₂O₂ dozunda %72'ye yükselmiştir.

H_2O_2 ile arıtmada atıksu pH'sı deney süresince yükselmiştir. Şekil 44'te pH değişimi verilmiştir.



Şekil 44. H_2O_2 oksidasyonunda farklı H_2O_2 konsantrasyonlarında pH değişimi (Doğal pH, 30°C)

Artan H_2O_2 konsantrasyonu ile pH değişimi hızlanmıştır. 0,5, 2, 5, 10 ve 15 g/L H_2O_2 konsantrasyonlarında 120 dk sonunda son pH'lar 7,43, 8,12, 8,01, 8,13 ve 8,24'e yükselmiştir. H_2O_2 'nin mezbaha atıksuyuna tek başına uygulanmasıyla maksimum %14,2 KOİ, %16 TOK ve %72 renk verimi elde edilmiştir.

Tüm H_2O_2 konsantrasyonlarında köpürme olmuştur. 0,5 ve 2 g/L için köpürme reaktör sınırlarını aşmazken diğer konsantrasyonlarda köpürme uzun süre devam etmiştir ve 500 ml olan hacim oldukça azalmıştır. Oluşan köpük etkisini uzun bir süre sürdürmekte olup Şekil 45'te görüldüğü gibi reaktör içindeki su miktarının giderek azalmasına sebep olmaktadır.



Şekil 45. H_2O_2 oksidasyonunda yüksek H_2O_2 konsantrasyonun meydana gelen aşırı köpürme (Doğal pH)

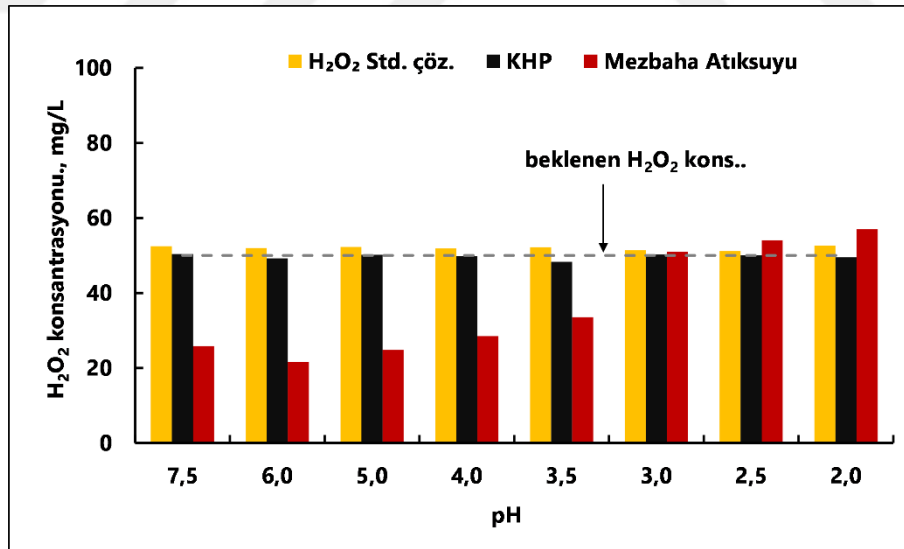
Köpürmenin mezbaha atıksuyundaki kandan gelen katalaz enzimi sebebiyle olduğu düşünülmektedir. Katalaz enzimi Denklem 4’te verildiği üzere H_2O_2 ’yi hızlıca daha zararsız olan O_2 ve H_2O ’ya dönüştürmektedir.



Katalaz enzimi, aktivitesine devam ettiği sürece eklenen H_2O_2 yüksek miktarda O_2 oluşumuna ve köpürmeye sebep olacaktır. Mezbaha atıksularında katalaz enzimini deaktive etmek için pH’nın düşürülmesi veya sıcaklığın 15 dk boyunca $65^\circ C$ ’nin üzerine çıkartılması gerekmektedir. Atıksu sıcaklığının yükseltilmesi yüksek maliyet gerektirdiğinden dolayı düşük pH’larda mezbaha atıksuyunun H_2O_2 oksidasyonu araştırılmıştır.

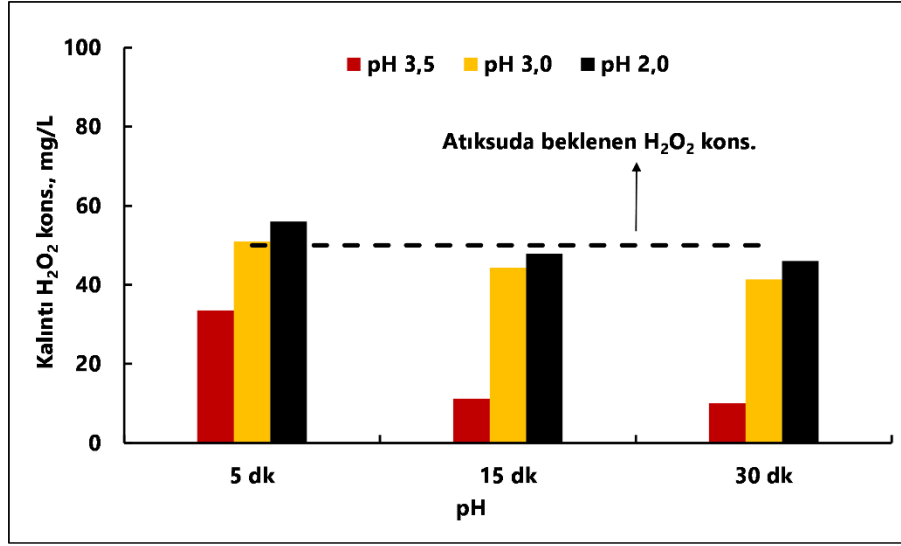
Atıksu pH’sı ve kalıntı H_2O_2 değişimi

Mezbaha atıksuyunun farklı pH’larında aşırı köpük oluşumunun ve kalıntı H_2O_2 konsantrasyonunun takibi için çalışma atıksuyu, KHP ve standart H_2O_2 çözeltisi farklı pH’lara ayarlanmıştır. 100 ml erlenlerde hazırlanan atıksu ve çözeltilerin tamamına 50 mg/L H_2O_2 dozlanmış ve kalıntı H_2O_2 konsantrasyonu takip edilmiştir. Şekil 46’da farklı pH’lardaki standart H_2O_2 çözeltisi, KHP çözeltisi ve atıksuların 5 dk sonraki kalıntı H_2O_2 konsantrasyonlarının değişimi verilmiştir.



Şekil 46. Kalıntı H_2O_2 konsantrasyonunun farklı pH’lara göre değişimi (5 dk beklenmiştir)

Standart H_2O_2 çözeltisinin ve KHP çözeltisinin kalıntı H_2O_2 konsantrasyonlarında 5 dk’da azalma olmamıştır. Mezbaha atıksuyunun farklı pH’larında pH 7,5-3,5 arasında 5 dk içinde H_2O_2 azalmaya başlamıştır. pH 3,0-2,0 arasında ise azalma gerçekleşmemiştir. Mezbaha atıksuyunun kalıntı H_2O_2 konsantrasyonu pH 3,5, 3,0 ve 2,0’da 30 dk’ya kadar takip edilmiş ve sonuçları Şekil 47’de verilmiştir.

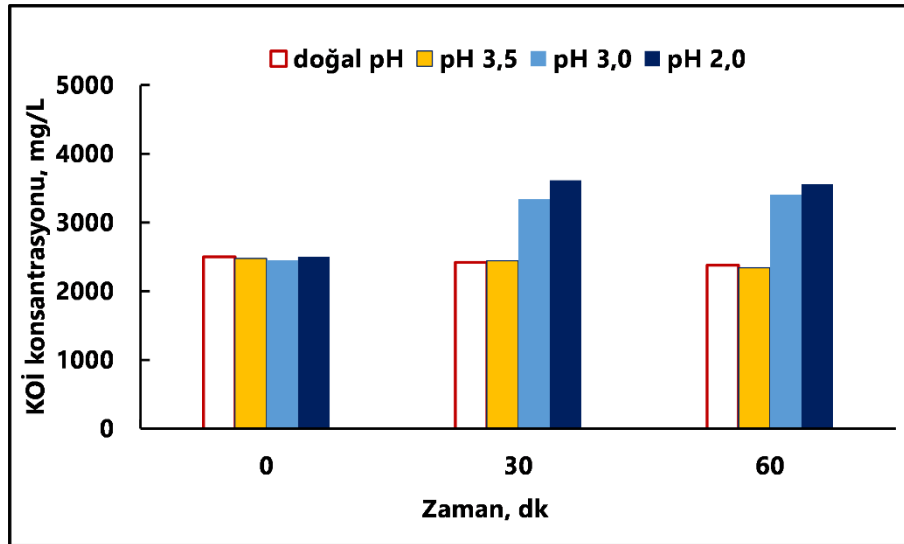


Şekil 47. Atıksudaki kalıntı H_2O_2 'nin düşük pH'da zamanla değişimi

Mezbaha atıksuyuna pH 3,5'te eklenen H_2O_2 30 dk sonunda ayrılmıştır. pH 3,0 ve 2,0'da ise kalıntı H_2O_2 30 dk sonunda yüksek oranda atıksuda kalmıştır. Mezbaha atıksuyuna eklenen H_2O_2 ile karşılaşılan durum sebebiyle düşük pH'da H_2O_2 oksidasyonu araştırılmıştır.

pH etkisi

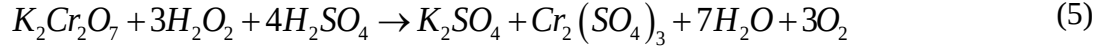
H_2O_2 oksidasyonunda düşük pH'da KOİ konsantrasyonunun değişimi Şekil 48'de verilmiştir.



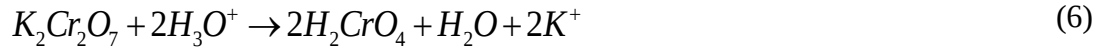
Şekil 48. H_2O_2 oksidasyonunda farklı pH'da KOİ değişimi (30°C, 2500 mg/L H_2O_2)

Farklı pH'larda yapılan H_2O_2 oksidasyonunda doğal pH'da 60 dk sonunda %4,8, pH 3,5'te %6,3 KOİ verimi elde edilmiştir. pH 7,5 ve pH 3,5 için KOİ konsantrasyonunun başlangıca göre az olması kalıntı H_2O_2 'nin kalmadığını ve KOİ gideriminin gerçekleştiğini göstermiştir.

pH 3,0 ve pH 2,0'da KOİ konsantrasyonu 60 dk sonunda başlangıçtan fazladır. Kalıntı H_2O_2 'nin KOİ'ye girişim yaptığı bilinmektedir. Denklem 5'te H_2O_2 'nin potasyum dikromat ile verdiği reaksiyon verilmiştir. Kalıntı H_2O_2 'nin KOİ girişimi dikkate alındığında da KOİ'de bir giderim olmamıştır ve eklenen H_2O_2 'nin neredeyse tamamı bozunmadan durmaktadır.



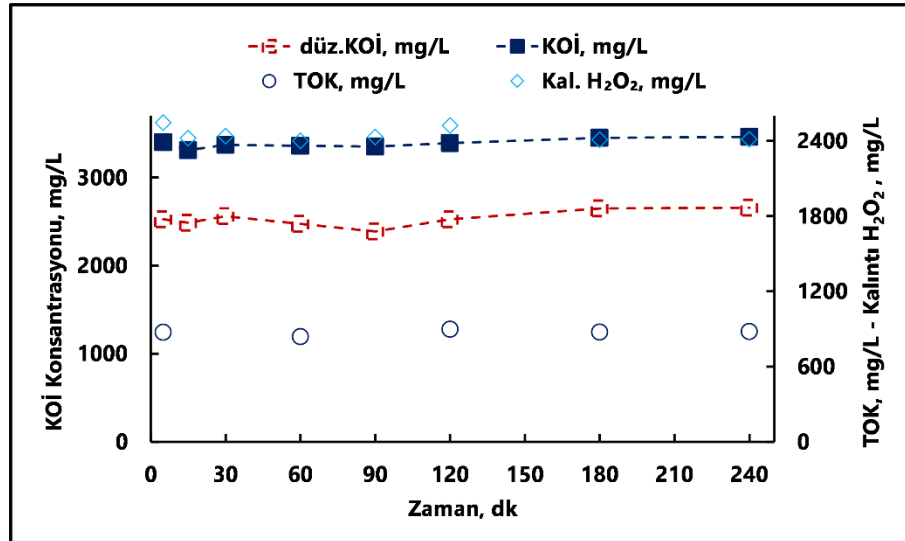
Mezbaha atıksuyunun H_2O_2 oksidasyonunda pH 2,0'da bir köpürme olmamıştır. Düşük pH'larda H_2O_2 'den daha kararlı hidronyum iyonları oluşabilmektedir. Hidronyum iyonları da H_2O_2 gibi potasyum dikromatı tüketerek KOİ'ye girişim oluşturabilir.



Hidrojen iyonu konsantrasyonunun çok fazla olduğu ortamda hidrojen peroksit $H_3O_2^{+}$ 'ye dönüşerek daha kararlı hale gelebilir (Kwon *et al.* 1999).



pH 2,0'a indirildiğinde köpürme tamamen kontrol edilebilse de KOİ'de bir giderim gerçekleşmemiştir. Düşük pH'larda H_2O_2 'nin kararlı hale geçmediği ve mezbaha atıksuyunun ayrıştırma etkisinden minimum etkilendiği pH olduğundan pH 3,0'da detaylandırılan deney Şekil 49'da verilmiştir.



Şekil 49. H_2O_2 oksidasyonunda KOİ, TOK ve kalıntı H_2O_2 konsantrasyonunun değişimi (30°C, pH 3,0, H_2O_2 2500 mg/L)

H_2O_2 oksidasyonu için pH 3,0'da yapılan deneyde KOİ ve TOK konsantrasyonu neredeyse hiç değişmemiştir. H_2O_2 eklenmesinden sonra ilk 5 dk'da kalıntı H_2O_2 konsantrasyonu %4,6 azalmış ve 240 dk süresince değişmemiştir. H_2O_2 'nin tek başına uygulanması $OH\cdot$ üretimini sağlamadığı ve bu sebeple organik madde gideriminin

gerçekleşmediği düşünülmektedir. Deney süresince atıksuyun pH'sı takip edilmiştir. Atıksu başlangıç pH'sı 3,04, 240 dk sonunda 3,06 olmuştur. Düşük pH'da H_2O_2 oksidasyonunun pH'yı arttırmadığı görülmüştür. Renk giderimi ise eklenen H_2O_2 ile beraber hızlıca gerçekleşerek %75 verim sağlamıştır.

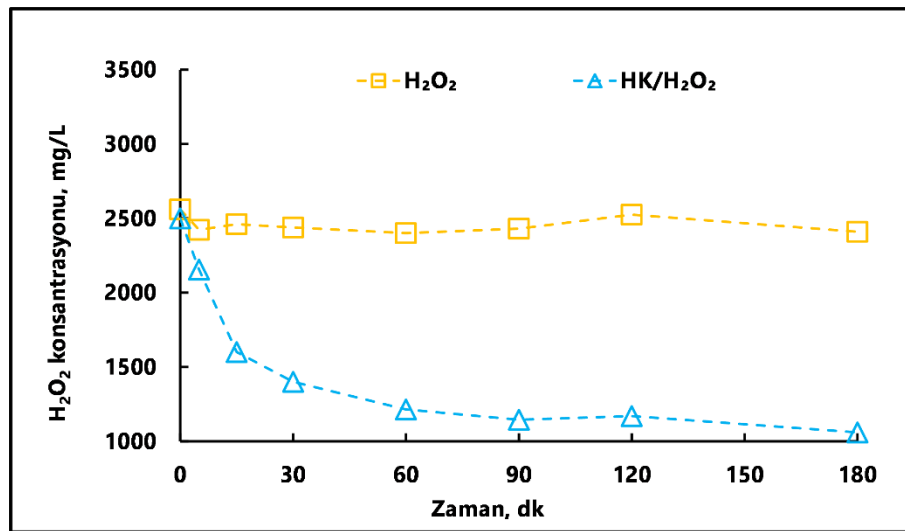
Düşük pH'da H_2O_2 oksidasyonunda, kalıntı H_2O_2 mezbaha atıksuyunun etkisiyle ayrışmasa da KOİ ve TOK verimi %2'nin altındadır. Mezbaha atıksuyunun H_2O_2 oksidasyonunda pH 3,5 ve doğal pH'da %4,8 TOK ve %6,5 KOİ verimi elde edilmiştir. Doğal pH'daki %24'lük renk giderimi pH 3,0'da %75'e yükselmiştir. H_2O_2 'nin bozunmadan daha uzun süre kalması, ağartma etkisini daha uzun süre göstererek renk giderimini arttırmış olabilir.

HK/ H_2O_2 oksidasyonu

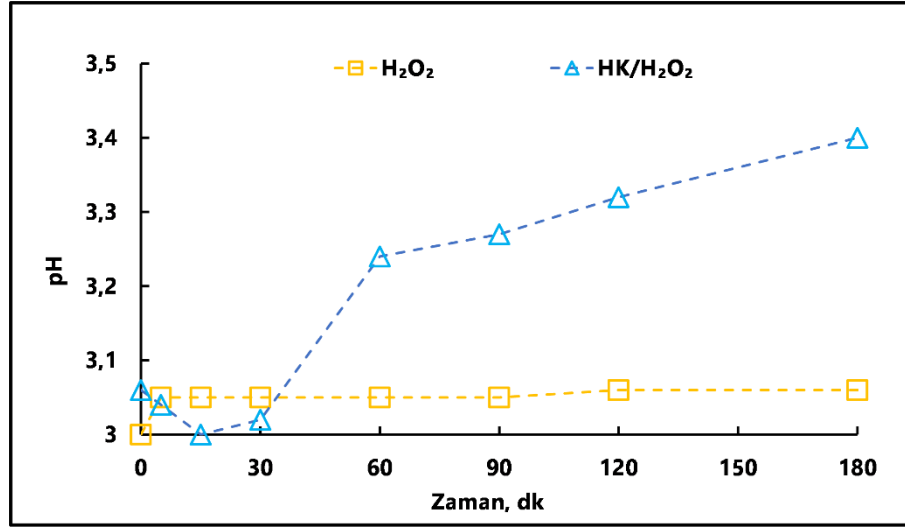
HK ile arıtımda $OH\cdot$ radikalleri oluşmakta ve bu sayede organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir. HK ile birlikte H_2O_2 gibi ilave oksidant kullanımı daha fazla radikal kaynağı sağlayacağından oksidasyonu hızlandırabilir (Badve *et al.* 2013).

Kavitasyonun etkisi

HK/ H_2O_2 ile mezbaha atıksuyu arıtımında kavitasyonun etkisini göstermek için pH 3,0'da gerçekleştirilen H_2O_2 oksidasyonu deneyi kavitasyon şartlarında tekrarlanmıştır. Şekil 50'de H_2O_2 ile HK/ H_2O_2 oksidasyonunda kalıntı H_2O_2 konsantrasyonu ve Şekil 51'de pH değişiminin kıyaslaması verilmiştir. KOİ, TOK ve renk verimi Tablo 17'de verilmiştir.



Şekil 50. HK/ H_2O_2 ve H_2O_2 oksidasyonunda kalıntı H_2O_2 değişimi (0,22 C_v , 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L)



Şekil 51. HK/H₂O₂ ve H₂O₂ oksidasyonunun pH'nın değişimi (0,22 C_v, 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L)

H₂O₂ oksidasyonunda kalıntı H₂O₂ 180 dk sonunda sadece %4 azalmıştır. HK/H₂O₂ oksidasyonu ise kalıntı H₂O₂'yi %57,6 azaltmıştır. Bu durum kavitasyon ile H₂O₂ konsantrasyonunun azaldığını göstermektedir. H₂O₂ oksidasyonunda pH deney süresince değişim göstermezken, HK/H₂O₂ çalışması sonunda pH 3,45'e yükselmiştir. Kavitasyonla azalan H₂O₂'nin arıtım verimine katkısı oldukça azdır. TOK veriminin kavitasyonla yaklaşık %2 arttığı söylenebilir.

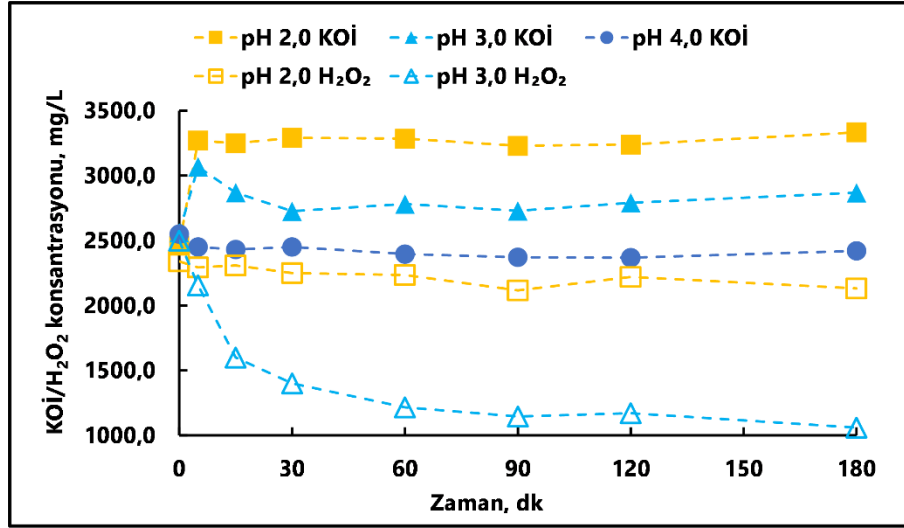
Tablo 17. HK/H₂O₂ ve H₂O₂ Oksidasyonunda KOİ, TOK ve Renk Verimi (0,22 C_v, 7 bar, Başlangıç pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L H₂O₂, 180 dk reaksiyon süresi)

Kullanılan oksidasyon	KOİ, mg/L	TOK, %	Renk, %
H ₂ O ₂	3460	<%2	75
HK/H ₂ O ₂	2868	4,1	61

Kavitasyon ile renk gideriminde H₂O₂ ile ulaşılan %75 verimi %61'e düşmüştür. Bu durum kavitasyonla yükselen pH'nın atıksuyun rengini değiştirmesinden kaynaklanmış olabilir.

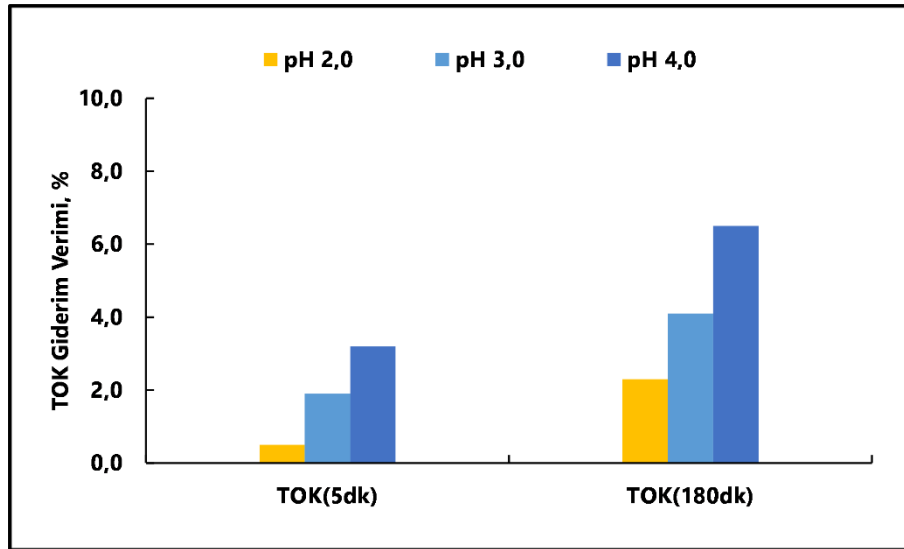
pH etkisi

Atıksu pH'sının mezbaha atıksuyunun karakterizasyonunda, kavitasyonda ve H₂O₂ oksidasyonunda etkisi vardır. Asidik pH'da kavitasyonun etkisini görmek amacıyla aynı kavitasyon şartlarında pH 2,0, 3,0 ve 4,0'da HK/H₂O₂ oksidasyonu uygulanmıştır. Şekil 52'de 7 bar giriş basıncı (0,22 C_v), 30°C sıcaklık ve 2500 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda KOİ ve kalıntı H₂O₂ değişimi verilmiştir.



Şekil 52. HK/H₂O₂ oksidasyonunda farklı pH’larda zamana bağlı KOİ ve kalıntı H₂O₂ değişimi (0,22 C_v, 7 bar, 30°C, H₂O₂ 2500 mg/L)

Şekil 52’de zamana bağlı KOİ konsantrasyonları kıyaslandığında pH 2,0 ve 3,0 için KOİ başlangıç seviyesine göre artmıştır. Bu durum 180 dk boyunca kaviteasyon ortamında kalıntı H₂O₂’nin kaldığının göstergesidir. pH 2,0’da giriş KOİ’si 2500 mg/L’den H₂O₂ dozlandığında 3300 mg/L’ye yükselmiş ve 180 dk boyunca neredeyse hiç azalmamıştır. pH 3,0’da kalıntı H₂O₂ konsantrasyonu 180 dk sonunda %56 azalarak 1090 mg/L’ye inmiştir. pH 3,0’da KOİ’nin zamanla azalmasının sebebi kalıntı H₂O₂’nin ve KOİ’ye yaptığı girişimin azalmasıdır. pH 4,0’da ise 5 dk sonunda kalıntı H₂O₂ kalmamıştır. Kaviteasyonla pH’nın yükselmesi devam etmiştir. 180 dk sonunda pH 2,0, 3,0 ve 4,0 sırasıyla pH 2,52, 3,5 ve 4,7’ye yükselmiştir. Şekil 53’te farklı pH’larda TOK giderim verimleri verilmiştir.



Şekil 53. HK/H₂O₂ oksidasyonunda farklı pH’larda zamana bağlı TOK değişimi (0,22 C_v, 7 bar, 30°C, H₂O₂ 2500 mg/L).

pH 2,0, 3,0 ve 4,0 için maksimum TOK verimleri sırasıyla %2,3, %4,1 ve %6,5 olmuştur. TOK verimleri 5 dk ve 180 dk için kıyaslandığında pH 2,0 için %1, pH 3,0 için %2, pH 4,0 için %3,1 artmıştır. Düşük pH'da HK/H₂O₂'nin uzun süreli kavitasyonun arıtma verimine katkısı oldukça düşüktür. Düşük pH çalışmasında en yüksek verim pH 4,0'da elde edilmiştir. Bu durum pH 4,0'da eklenen H₂O₂'nin ayrışmasıyla ortamdaki çözünmüş oksijen miktarının artmasına ve dolayısıyla kavitasyon etkisinin artmasından kaynaklanmış olabilir. Doltade *et al.* (2019), petrol rafinerisi atıksuyuna HK uyguladığı çalışmasında kavitasyon ile birlikte hava verdiğinde KOİ veriminin %52'ye ve bakteri deaktivasyonunun %59'a arttığını belirtmiştir. Vera *et al.* (2022), çalışmasında HK ile birlikte hava verdiğinde KOİ veriminin %38'den %65'e yükseldiğini ancak atıksuyun aşırı köpürmesine sebep olduğunu belirtmiştir.

HK/H₂O₂ oksidasyonunda pH 4,0'da uygulanan 2500 mg/L H₂O₂ konsantrasyonu aşırı köpürmeye sebep olmuştur. H₂O₂ oksidasyonu ile kıyaslandığında kavitasyon varlığında daha fazla köpürdüğü söylenebilir. Şekil 54'te görüldüğü gibi uzun süreli ve reaktörü taşıran seviyede aşırı köpürme olmuştur. Köpük sönmediği için üst kısımdan alınıp farklı bir kaba aktarılmıştır. Kaptaki köpük söndüğünde geri boşaltılmıştır. Uzun süreli köpürmesi ve kenara alınan köpüğün geç sönmesi sebebiyle reaktördeki su yarı yarıya azalmıştır.

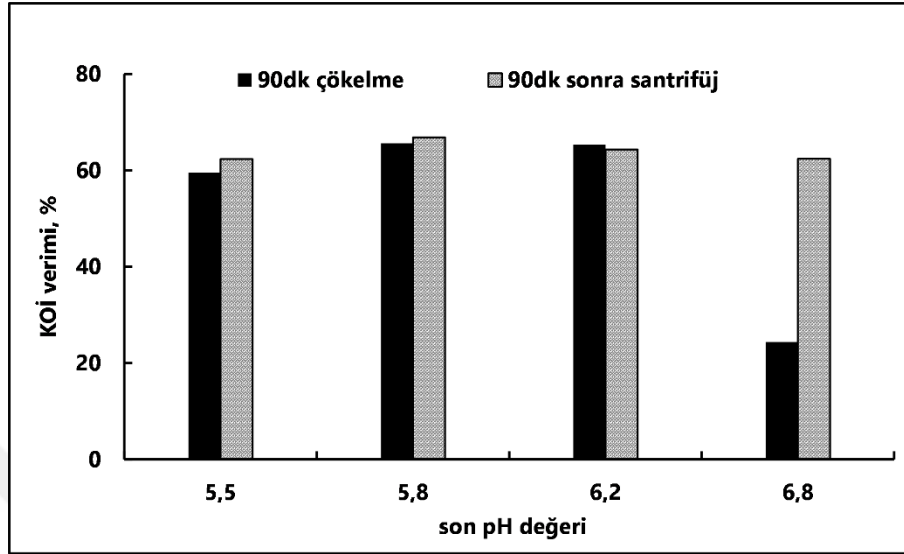


Şekil 54. HK/H₂O₂ oksidasyonunda aşırı köpürme ve taşma (0,22 C_v, 7 bar, 30°C, pH 4,0, 2500 mg/L, H₂O₂)

KOİ ölçümlerinde ise H₂O₂ kaynaklı bir KOİ girişimine rastlanmamıştır. Bu durum kandaki katalaz enziminin atıksuyun doğal pH'sındaki kadar etkili olmasa da pH 4,0'da da aktif olduğunu göstermektedir. pH 4,0'da H₂O₂ konsantrasyonu 300 mg/L indirildiğinde yeniden HK/H₂O₂ oksidasyonu uygulandığında köpürme sürekli devam etse de karıştırılarak reaktör sınırlarında tutulabilmektedir. Ancak köpürme düşük H₂O₂ dozunda kontrol edilse de istenilen organik madde giderim veriminde artış sağlanamamıştır.

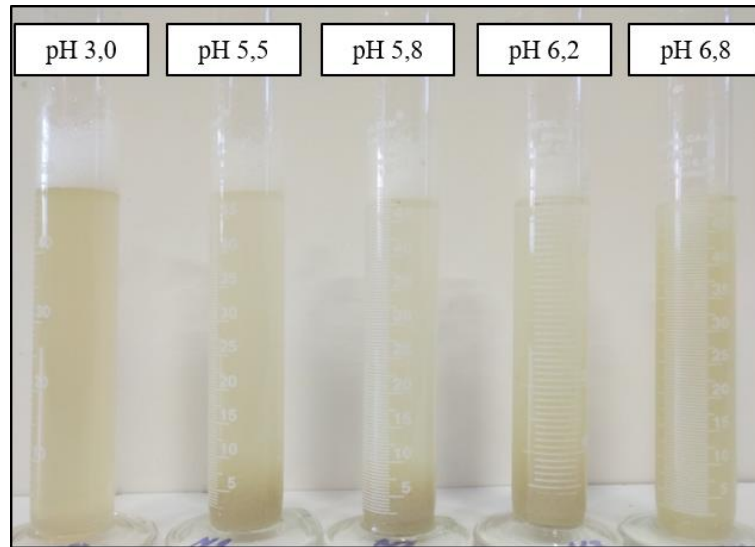
Mezbaha atıksuyunun izoelektrik noktasında sadece HK sonrasında pH'nın 5,0-6,0 arasına yükseltilmesiyle %33 KOİ ve %35 TOK verimi elde edilmişti. H₂O₂'nin hemen ayrışmadığı pH 3,0'da HK/H₂O₂ oksidasyonunun pH 5,0-6,0 arasında sağlanan floklaşmaya katkısı olduğu görülmüştür. Oluşan flokların ayrılması pH'ya göre değişmektedir. Şekil 55'te

7 bar giriş basıncı, pH 3,0, 30°C sıcaklık, 2500 mg/L H₂O₂ konsantrasyonu ve 180 dk kavitasyon sonunda atıksuyun farklı pH'lara nötralizasyonu sonucunda ulaşılan KOİ verimi verilmiştir. Şekil 55'te flokların kendiliğinden çökmesi ve santrifüj edilmesiyle ulaşılan verimlerde kıyaslanmıştır.



Şekil 55. HK/H₂O₂ oksidasyonu sonunda farklı pH'lara nötralizasyona bağlı KOİ değişimi (0,22 C_v, 7 bar, 30°C, pH 3,0, H₂O₂ 2500 mg/L)

HK/H₂O₂ oksidasyonu sonunda atıksuyun pH'sının 3,0'dan 5,0 ve 6,0 arasına yükseltilmesi sonucunda çok sayıda flok oluşmuştur. Şekil 56'da farklı pH'lara nötralize edilmiş atıksuyun görünümü verilmiştir. Atıksu pH'sı direk 6,8'e yükseltilirse kendiliğinden ayrılması için çok uzun bekleme süresine ihtiyaç vardır.



Şekil 56. HK/H₂O₂ oksidasyonu çıkış suyunun farklı pH'larda nötralizasyonunun görünümü

pH 5,0-6,0 arasına daha spesifik olarak 5,8'e ayarlandığında oluşan floklar kolayca çökelebilmektedir. Flokların ayrılması ile %64 KOİ giderim verimine ulaşılmıştır. pH 5,0-6,0

aralığındaki diğer numunelerde de ek bir prosedüre ihtiyaç olmadan neredeyse aynı KOİ verimine ulaşılmıştır. Doğal pH seviyelerine nötralize edilirse flokların ayrılması için uzun bekleme süresine veya ayrı çöktürme prosedürüne ihtiyaç vardır.

Kavitasyonun olmadığı ortamda düşük pH'da H_2O_2 oksidasyonunda da pH'nın yükseltilmesiyle benzer floklar oluşmaktadır. Tablo 18'de H_2O_2 ve HK/ H_2O_2 oksidasyonunun KOİ ve kalıntı H_2O_2 kıyaslaması verilmiştir.

Tablo 18. pH 3,0'da HK/ H_2O_2 ve H_2O_2 Oksidasyonu Kıyaslaması

Sıra	Kullanılan Oksidasyon	Deney şartları	Deney sonu pH	KOİ (%)	TOK (%)	TN (%)
1	H_2O_2	pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L H_2O_2 , 200 rpm, 1 saat	pH 5,5-6,0 arasına nötralize edildi.	%24,5	%12,1	%18
2	HK/ H_2O_2	7 bar, pH 3,0, 30°C, 2500 mg/L, 1 saat	pH 5,5-6,0 nötralize edildi.	%41,4	%37,4	%44,4
3	HK/ H_2O_2 *	7 bar, pH 5,5, 30°C, 1 saat	Müdahale edilmedi	%64	%62,9	%61,7

*2 nolu HK/ H_2O_2 deneyine pH 5,5 -6,0 ayarlandıktan sonra devam edildi. 3 nolu deney sonu numunesine yeniden 5,8'e ayarlama yapılmadı.

pH 3,0' da gerçekleştirilen H_2O_2 ve HK/ H_2O_2 oksidasyonu sonunda atıksu pH'sı 5,8'e getirildiğinde sırasıyla %24,5 ve %41,4 KOİ, %12,1 ve %37,4 TOK verimi sağlanmıştır. HK/ H_2O_2 oksidasyonu ve H_2O_2 aynı şartlarda işletildiğinde HK/ H_2O_2 ile %17 KOİ ve %25,3 TOK verim artışı sağlanmıştır. HK/ H_2O_2 oksidasyonu pH 3,0'da 1 saat devam ettikten sonra pH 5,5'e ayarlanarak 1 saat HK/ H_2O_2 uygulandığında KOİ verimi %64'e, TOK verimi %63'e ulaşmıştır. Kavitasyonun pH 5,0-6,0 arasında meydana gelen floklaşmaya olumlu katkısı olduğu görülmüştür.

H_2O_2 oksidasyonu sonrasında pH'ın 5,5-6,0 arasına getirilmesiyle oluşan floklaşma kavitasyondaki gibi kendiliğinden kolay ayrılmamakta ve NaOH ilavesine bağlı H_2O_2 bozunması ile oluşan oksijen kabarcıkları flokların yüzeye taşınmasına sebep olmaktadır. Ayrıca H_2O_2 oksidasyonunda kalıntı H_2O_2 azalmadığından kalıntı H_2O_2 'nin uzaklaştırılması için ilave kimyasal uygulaması gerekmektedir. Kalıntı H_2O_2 'nin HK/ H_2O_2 oksidasyonunda azalması ve pH'nın kendiliğinden yükselmesi bu hususta avantaj sağlamıştır.

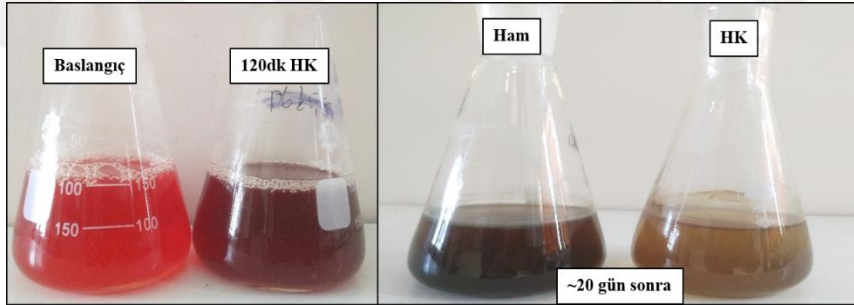
Mezbaha atıksuyunun pH 3,0'da H_2O_2 varlığında daha önce bahsedilen protein agregasyonuna bağlı floklaşmayla elde edilen arıtıma katkısı bulunmaktadır. Mezbaha atıksuyunun içerdiği proteinlerin yapısının HK/ H_2O_2 ile bozulması, HK/ H_2O_2 ile sağlanan pH artışının protein agregasyonundaki rolü, kavitasyon şiddeti, kavitasyon süresi gibi farklı parametreleri de içeren ayrı bir çalışma olarak değerlendirilebilir. Bu çalışma atıksuyun HK ile arıtımına, kavitasyonun etkisine ve MBR ile kombinasyonuna odaklanmıştır.

Ham ve HK İle Arıtılmış Atıksuyun Kıyaslama

Sadece HK ile arıtma çalışmalarında pH 4,5, 30°C sabit sıcaklık ve 120 dk kavitasyon süresinde %33 KOİ, %35 TOK ve %56 renk verimi elde edilmişti. pH 4,5'te oluşan flokların ayrılması için ek işlemler gerekmesi, floklarla beraber fosfor eksikliğinin artması sebebiyle doğal pH'da kavitasyon detaylandırılmıştı. Atıksuyun doğal pH'sında ise 30°C sabit sıcaklık ve 120 dk kavitasyon süresinde %14,4 KOİ ve %11 TOK verimine ulaşılmıştır. Kavitasyon doğal pH'da elde edilen verimlerin yanında mezbaha atıksuyunun içeriğinde farklı değişikliklere de sebep olmaktadır. Bu sebeple kavitasyonun etkisini ortaya çıkarabilmek amacıyla ham ve kavitasyona uğramış atıksu kirlilik parametrelerinin değişimi, biyolojik arıtma etkisi, amonyaklaşmaya katkısı, içerdiği bileşenlerdeki değişim yönünden kıyaslanmıştır.

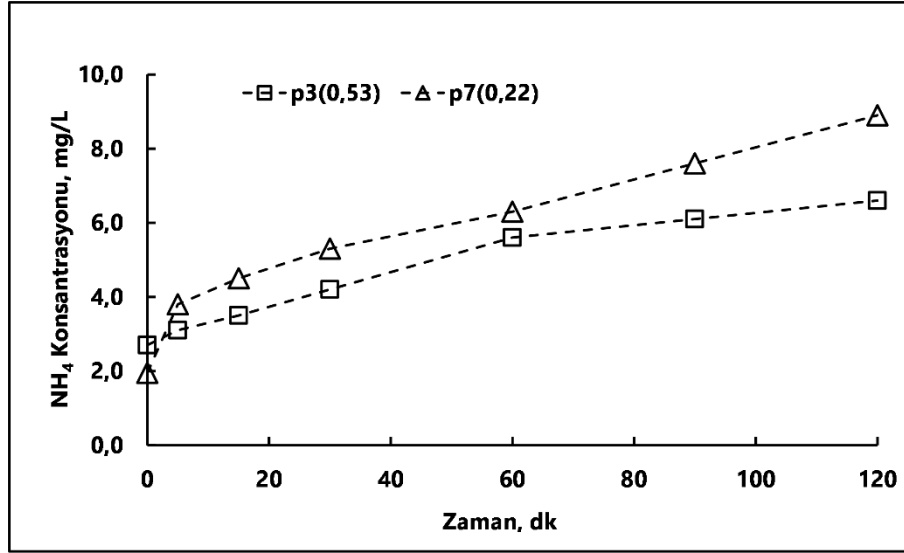
Kirlilik parametrelerinin değişimi

Karbonlu madde gideriminde elde edilen verim dışında kavitasyonun atıksuya farklı etkileri de bulunmaktadır. HK ile kavitasyon süresince atıksuyun pH değeri sürekli yükselmekte ve O₂ saturasyonu hızlıca azalmaktadır. Şekil 57'de ham ve kavite edilmiş atıksuyun görüntüsü verilmiştir.



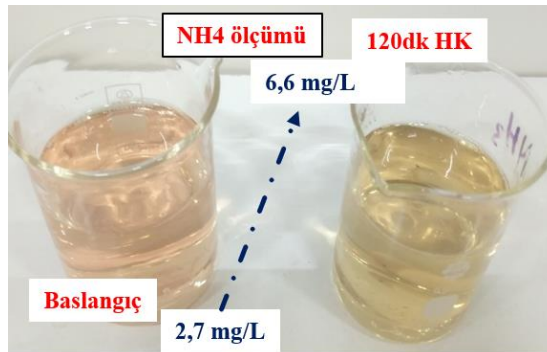
Şekil 57. Ham atıksu ve kavite edilmiş atıksuyun deney sonunda ve 20 gün sonundaki görüntüsü

Kavitasyon sırasında KOİ ve TOK giderimi dışında en belirgin farklardan birisi kavitasyon süresince amonyum konsantrasyonunda meydana gelen artıştır. Şekil 58'de 3 ve 7 bar giriş basıncı, doğal pH ve 30°C sabit sıcaklıkta 120 dk kavitasyon süresince amonyumun zamana bağlı değişimi verilmiştir.



Şekil 58. Kavitasyonda zamana bağlı NH₄ konsantrasyonunun değişimi (30°C, doğal pH)

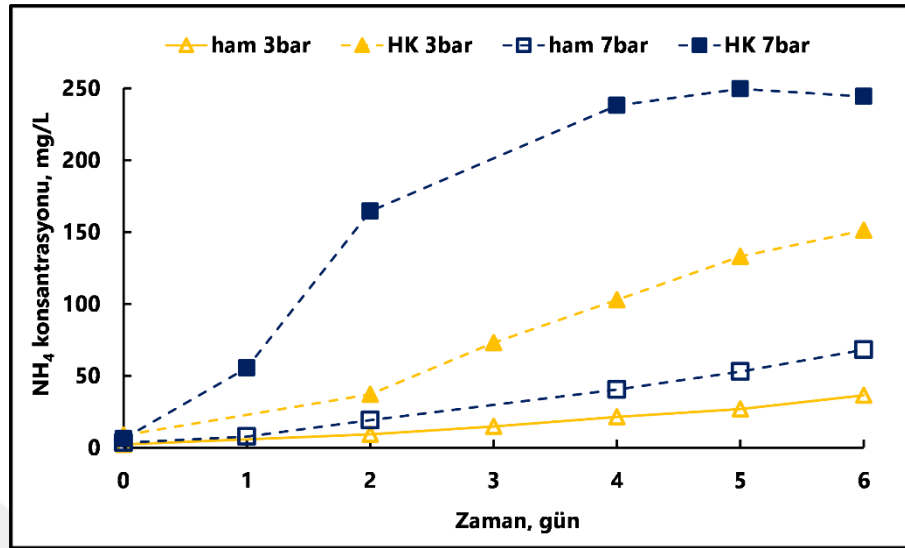
7 bar giriş basıncında 120 dk sonunda atıksuyun başlangıç amonyum konsantrasyonu 1,95 mg/L'den 8,9 mg/L'ye yükselmiştir. 3 bar giriş basıncı ise 2,7 mg/L'den 6,6 mg/L'ye yükselmiştir. Giriş basıncının yükselmesiyle kavitasyon sırasında amonyum konsantrasyonunun daha hızlı artırdığı söylenebilir. Mezbaha atıksuyunun toplam azotunun büyük çoğunluğu proteinlerin ve amino asitlerin yapısındaki organik azottur. NH₄'ün HK sırasında artması kavitasyonun proteinlere ve/veya amino asitlere zarar vererek azot formlarının değişimini tetiklemesinden kaynaklanmış olabilir (Mancuso et al. 2017). Vera *et al.* (2022), çalışmasında da kavitasyon sırasında amonyum artışı gerçekleşmiştir. Bu durumu azot içeren organik bileşiklerin parçalanmasıyla ilişkilendirmiştir. Liu *et al.* (2019), protein, üre ve nükleit asitlerin dezentegrasyonuna bağlı olarak NH₄ konsantrasyonunun artabileceğini belirtmiştir. Şekil 59'da NH₄ ölçümündeki 10 N NaOH ile pH'sı 11,0 üzerine yükseltilen ham ve HK numunesinin örnek görseli verilmiştir.



Şekil 59. Ham ve HK atıksuyunun NH₄ ölçümü

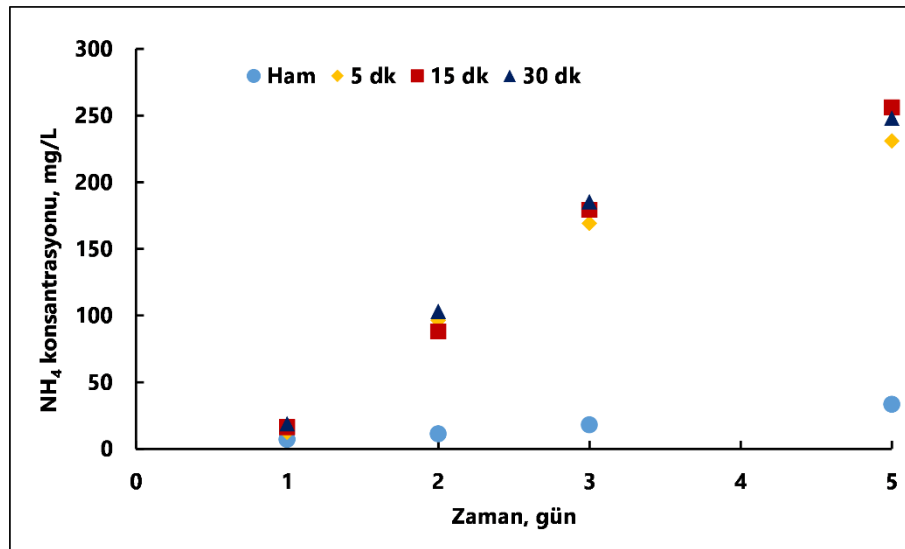
Kavitasyona uğramış atıksuyun rengi pH yükseltildiğinde sarıya dönüşmektedir. Ham atıksuda ise böyle bir durum bulunmamaktadır. Renk farkı atıksu bileşenlerinin kavitasyondan etkilenmesine bağlı olabilir. Daha dikkat çekici durum kavitasyonun amonyum

konsantrasyonunu arttırmaya yönelik etkisinin kavitasyon sonrasında da devam etmesidir. Şekil 60'da ortam sıcaklığında bekletilen ham ve HK uygulanmış atıksuyun NH_4 değişimleri verilmiştir.



Şekil 60. Ham ve HK arıtımlı atıksuyun ortam sıcaklığında NH_4 konsantrasyonunun değişimi (Doğal pH, 30°C, 120 dk)

Kavitasyonun etkisi sayesinde atıksudaki amonyum konsantrasyonu kavitasyon sonrasında da artmaya devam etmektedir. Ham atıksudaki NH_4 konsantrasyonunun artışına kıyasla HK atıksuyunun NH_4 değeri daha hızlı bir artış göstermiştir. Ham atıksuyun NH_4 konsantrasyonu 4. gün sonunda 40,5 mg/L'ye ulaşmışken, HK atıksuyunun NH_4 konsantrasyonu 3 ve 7 bar için sırasıyla 73 ve 238,1 mg/L'ye yükselmiştir. Kavitasyon deneyi süresince olduğu gibi kavitasyon sonrası içinde daha yüksek giriş basıncında NH_4 daha hızlı artış göstermiştir. Kavitasyonla ön arıtımı yapılmış atıksuyun NH_4 konsantrasyonundaki artış değişiklik göstermesinden dolayı her kıyaslama için ilgili deneyin kendi başlangıcı özellikle dikkate alınmıştır. HK ile sağlanan amonyum artışında kavitasyon süresinin etkisini görmek için 5, 15 ve 30 dk kavitasyon uygulanmıştır. Şekil 61'de farklı kavitasyon sürelerinde NH_4 konsantrasyonunun değişimi verilmiştir.



Şekil 61. Farklı kavitasyon süresinin NH_4 konsantrasyonunun değişimine etkisi (0,22 C_v , 7 bar, Doğal pH, 30°C)

Farklı kavitasyon sürelerinin kıyaslanmasında ham atıksuyun NH_4 konsantrasyonu 5 gün sonunda 33,4 mg/L olmuştur. 5, 15 ve 30 dk kavitasyon sonrası alınan numuneler ise 5 gün sonunda sırasıyla 231, 256 ve 248 mg/L NH_4 konsantrasyonuna ulaşmıştır. HK'nın 7 bar giriş basıncında 5 dk gibi kısa süre uygulanması kavitasyon sonrası devam eden NH_4 artışının elde edilmesinde yeterli olduğunu göstermektedir.

Gogate and Kabadi (2009), kavitasyonun hücrelerin duvarını parçalayarak hücre içi ve dışı selüloz maddelerin ortama salınımını sağlayacağını belirtmiştir. Kavitasyon mezbaha atıksuyundaki bazı kan hücrelerine zarar vererek kalıcı hasara sebep olmuş ve devamında hücre iç sıvılarının salınmasına neden olmuş olabilir. Salınan hücre iç sıvıları diğer mikroorganizmalar için biyolojik aktivitenin kolaylaşmasını ve artmasını sağlamış olabilir (Mancuso *et al.* 2017). Tablo 19'da ham ve HK uygulanmış atıksuyun 7 gün sonundaki KOİ, TOK, alkalinite ve NH_4 değerleri verilmiştir.

Tablo 19. 7 Gün Sonunda Ham ve HK Sonrası Atıksuyun Bazı Özellikleri (0,22 C_v , 7 bar, 30 dk C_v , Doğal pH)

Atıksu	KOİ, mg/L	%KOİ	TOK, mg/L	% TOK	Alkalinite	NH_4 , mg/L
Ham	2240	% 9,7	714	% 6,5	402	18,8
HK	1770	% 20,3	556	% 15,8	792	255,5

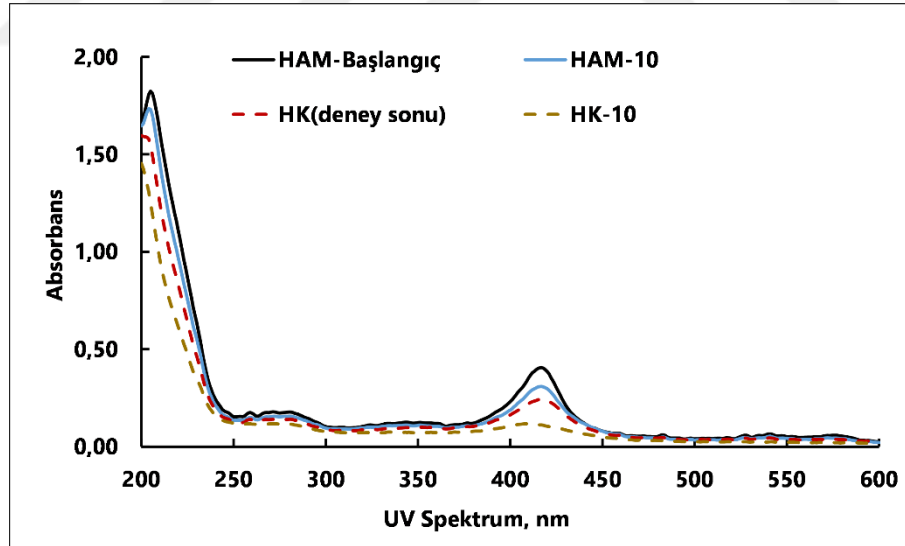
HK uygulanan atıksuyun KOİ ve TOK değerleri ham atıksuya kıyasla 7 gün sonunda daha fazla azalmıştır. NH_4 konsantrasyonundaki artışın yanında HK uygulanan atıksuyun alkalinite değeri de zamanla artmıştır. Tablo 19'a göre HK arıtımının mezbaha atıksuyunun bileşenlerine etkisi kavitasyon sonrasında da devam ederek atıksuyun bozunmasını hızlandırmıştır. Mezbaaha atıksuyunda HK uygulanması dezentegrasyon etkisi gösterek atıksuda

bulunan hücrelerin bozunmasına sebep olmuştur. Louvet et al. (2013), mezbaha atıksuyunun bazı bileşenlerinin UV spektrumu ile takip edilebileceğini belirtmiştir.

UV Spektrum

Mezbaha atıksuyunda bulunan en önemli kirlilik kaynaklarından birisi kırmızı kan hücreleridir. Sığır kanı yaklaşık olarak %81 su ve %17 protein içermektedir. Kalan kısım ise yağ, mineral ve karbonhidrat içerir. Mezbaha atıksuları UV spektrumunda 280 nm ve 416 nm’de güçlü piklere, 540 ve 580 nm’de zayıf piklere sahiptir (Louvet *et al.* 2013). 200-220 nm arasında peptitler, 416 nm’de kırmızı kan hücreleri ve hemoglobin, 541 ve 576 nm’de hemoglobin türevleri zayıf pik vermektedir (Kazin *et al.* 2016). UV spektrumunun incelenmesi kavitasyon sonrası atıksuyun içerdiği hücrelerin degradasyonu veya dezentegrasyonu hakkında bilgi sunabilir.

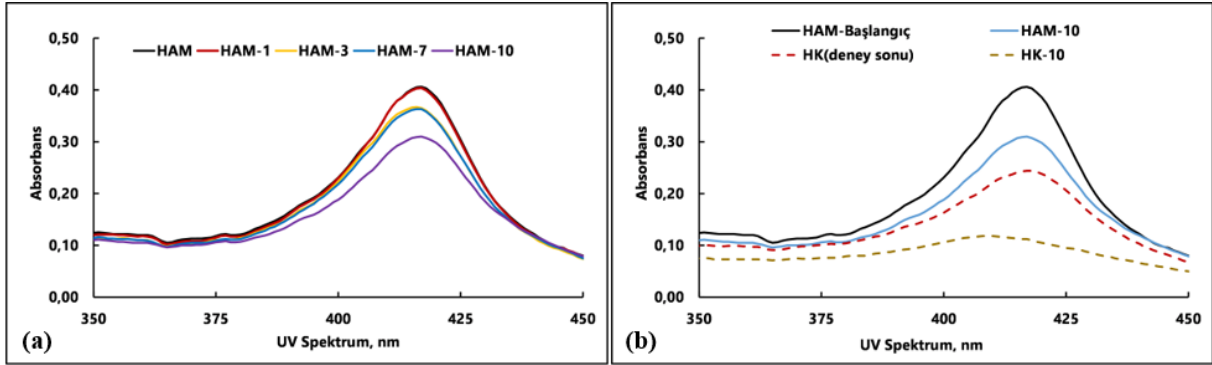
Kavitasyona uğramış atıksuyun 200-600 nm ve 350-450 nm dalga boyları arasında spektrumu kıyaslanarak kavitasyonun etkisi incelenmiştir. Ayrıca ham ve HK arıtmı atıksuyun zamana bağlı spektrumuna bakılarak kavitasyonun deney sonrasındaki kalıcı etkisi takip edilmiştir. Şekil 62’de ham ve HK arıtmı atıksuyun başlangıç ve 10 gün sonraki 200-600 nm arası UV spektrumunun kıyaslaması verilmiştir.



Şekil 62. Ham ve HK arıtmı atıksuyun UV spektrum kıyaslaması (1/20 seyreltme)

HK arıtmı sonucunda devam eden bozunmaya bağlı olarak atıksuyun 416 nm’de oluşan piki ham atıksuya kıyasla oldukça azalmıştır. 200-220 nm arasındaki absorbans azalması peptit yapılarının kavitasyondan etkilendiği ve proteinlerin de bozunduğu anlamına gelmektedir. HK atıksuyunun amonyum artışı peptit bağlarının bozularak proteinlerden amonyum açığa çıkmasına bağlı olabilir (Kazin *et al.* 2016). Bu durum hemoglobinin bozunduğunu, kırmızı kan

hücrelerinin kavitasyondan olumsuz etkilendiğini açıkça göstermektedir. Şekil 63'de ham atıksuyun farklı günlerde 350-450 nm'de spektrumu ve HK arıtmı ile kıyaslaması verilmiştir.



Şekil 63. (a) Ham atıksuyun UV spektrumunun zamana bağlı değişimi, (b) HK kıyaslaması

Ham ve HK uygulanan atıksuyun spektrumları kıyaslandığında kavitasyon uygulanan atıksuyun bozunması ham atıksuyun 10 günlük bozunmasından daha hızlıdır. Kavitasyon etkisinin devam etmesiyle 10 gün sonunda mezbaha atıksuyundaki kırmızı kan hücreleri/hemoglobin neredeyse tamamen bozunmuştur. Bu deneylerde ortam sıcaklığı 10-15°C arasındadır ve kontrol edilmemiştir. Sıcaklığın daha yüksek olduğu zamanlarda biyokimyasal reaksiyon hızlarının sıcaklıkla arttığı bilindiğinden oldukça kısa süre içerisinde kavitasyon uygulanmış mezbaha atıksuyu bileşenlerinin bozunması gerçekleşecektir. Ortam sıcaklığının 20° C üzerinde olduğu zamanlarda yapılan spektrum taramalarında kavitasyonlu atıksuyun 416 nm'de dalga boyu belirgin bir pik oluşturmamıştır.

Mezbaha atıksuyunun ham ve HK uygulanmış UV spektrumlarının kıyaslanmasıyla kavitasyonun hem deney sonuna kadar hem de devam eden günlerde atıksuyun bozunmasını hızlandırdığı kabul edilebilir.

Kesikli biyolojik arıtım

HK uygulanmasının mezbaha atıksuyunda sebep olduğu değişikliklerin biyolojik bozunmaya katkısını ölçmek için biyokimyasal kinetiklerin belirlenmesi çalışması yapılmıştır. Bu amaçla Michaelis-Menten eşitliği kullanılarak özgül besin kullanım hızları hesaplanmıştır. Özgül besin kullanım hızında besin konsantrasyonunun sınırlı olduğu ortamda besinin mikroorganizmalar tarafından parçalanması birinci derece tepkime olarak kabul edilir. Michaelis-Menten eşitliği ile özgül besin kullanım hızının hesabı Denklem 8'de verilmiştir .

$$-\frac{1}{X} \frac{dS}{dt} = KS \quad (8)$$

➤ $(1/X)(dS/dt)$: Özgül besin kullanım hızı, mg/mg MLSS.sa

- dS/dt : Besin kullanım hızı, mg/L.sa
- K : Hız sabiti, sa⁻¹

Denklem 8 yeniden düzenlendiğinde;

$$\ln S_t = \ln S_0 - K \cdot \bar{X} \cdot t \quad (9)$$

Denklem 9’da (X.t)’ye karşılık S_t grafiğinin eğimi -K hız sabitini verir. Michaelis-Menten eşitliği ile hız sabitinin hesaplanması için atıksuya alışmış biyokütlenin kullanılması gerekmektedir. Besin kullanım hızının belirlenmesi için ham ve HK atıksuyuna kesikli biyolojik arıtım deneyi uygulanmıştır. 2 L’lik iki özdeş reaktörden kesikli düzenek oluşturulmuştur. Deney için mezbaha atıksuyu ile sürekli işletilen MBR’nin kendi alışmış çamuru kullanılmıştır. Birine ham atıksu, diğerine ise HK ile arıtılmış atıksu beslenmiştir. 6 sa süresince farklı zamanlarda alınan numunelerin AKM, KOİ ve TOK konsantrasyonları belirlenmiştir. Tablo 20’de Denklem 9’a göre hesaplanan hız sabiti (K) verilmiştir.

Deney süresince toplam azot ve inorganik formların (NH₄, NO₂-N, NO₃-N) konsantrasyonları ölçülerek organik azot (N_{org}) kısmı aralarındaki farktan hesaplanmıştır. Organik maddenin biyodegradasyonunda organik azot formları hidrolize olarak çözünür formlara ve devamında amonyak azotuna çevrilir (Katipoglu-Yazan vd. 2012). Organik azotun bozunması ve amonyaklaşma birinci derece kinetik olarak kabul edilir (Ryzhakov et al. 2010). Denklem 10’da organik azotun bozunarak azalmasının hesaplanması verilmiştir.

$$\ln(N_{org})_t = \ln(N_{org})_0 - k_{N_{org}} \cdot t \quad (10)$$

Denklem 10’a göre hesaplanan k_{orgN} değerleri Tablo 22’de verilmiştir.

Tablo 20. Ham ve HK Atıksuyunun Besin Kullanım Hız Sabiti,

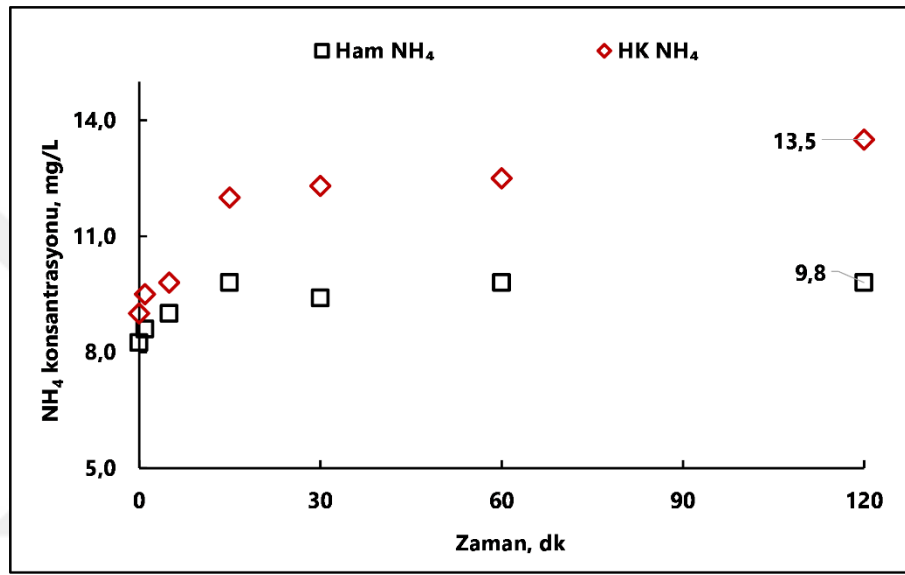
Atıksu	K (KOİ), L/g MLSS.sa	K (TOK), L/g MLSS.sa	k _{orgN} , mg N /L.sa
Ham	0,47	0,54	0,27
HK	0,54	0,78	0,42

HK arıtmı atıksuyun hız sabitleri ham atıksuya göre KOİ için 0,47’den 0,54’e, TOK için 0,54’den 0,78’e yükselmiştir. Kaviteasyonun mezbaha atıksuyunun besin kullanım hızını arttırdığı söylenebilir.

Kesikli deney süresince farklı zamanlarda organik azot konsantrasyonu takip edildiğinde ham ve HK arıtmı atıksu ile beslenen reaktörler başlangıç N_{org} konsantrasyonu 53,7 ve 51,6 mg/L’den 5 saat sonunda 9,9 ve 2,8 mg/L’ye azalmıştır. Ham atıksuyun N_{org} konsantrasyonu 1 saatte 42,7 mg/L’ye inerken HK için 30,3 mg/L’ye inmiştir. 1 saatin sonunda

ham ve HK için N_{org} sırasıyla %20,6 ve %41,4 azalmıştır. N_{org} parçalanma hız sabiti Denklem 10'a göre hesaplanarak kıyaslandığında ham 0,27 mg N/L.sa iken HK arıtımı ile 0,42 mg N/L.sa'e artmıştır. Kavitasyon etkisi mezbaha atıksuyunun organik azot içeriğinin bozunmasını hızlandırmıştır.

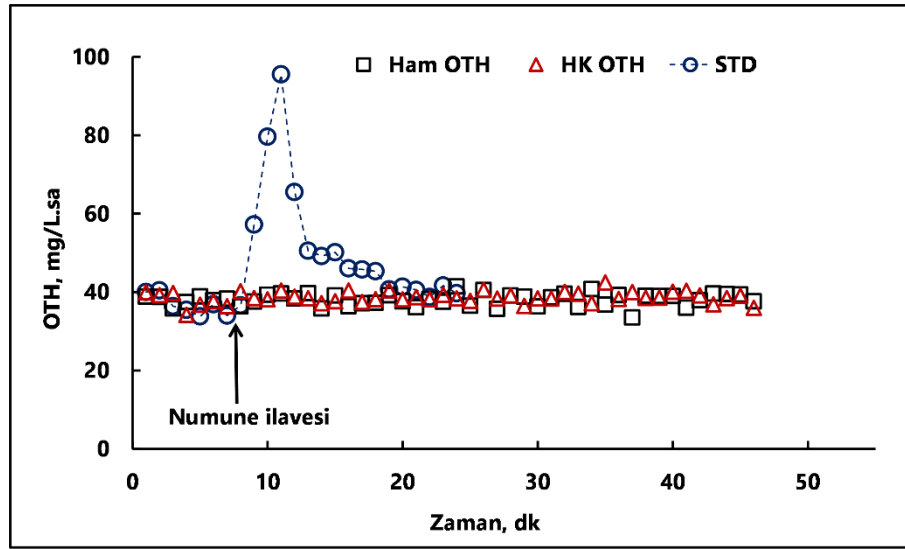
Kesikli çalışmalara ek olarak MBR'den alınan aktif çamurun nitrifikasyonu inhibe edilerek NH_4 konsantrasyonu takip edilmiştir. 2 L'lik respirometre sisteminde inhibisyon için 10 g/L ATU (Aliltiyöre) çözeltisinden 50 mg/L olacak şekilde reaktöre eklenmiştir. 2 saat süresince alınan numunelerin NH_4 konsantrasyonu Şekil 64'te verilmiştir.



Şekil 64. Nitrifikasyon inhibe edilmiş çamurda ham ve HK için atıksuyun NH_4 konsantrasyonunun değişimi

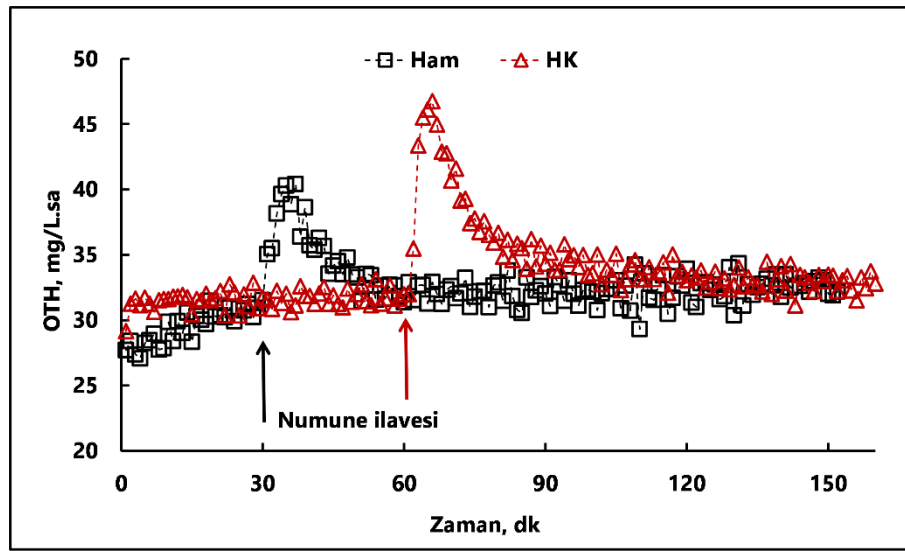
Ham atıksuyun NH_4 konsantrasyonu 8,2 mg/L'den 2 saat sonunda 9,8 mg/L'ye, HK atıksuyunun NH_4 konsantrasyonu 9,1 mg/L'den 13,5 mg/L'ye yükselmiştir. Kavitasyon ile amonyum konsantrasyonunun artması, kavitasyon etkisinin organik azot formlarının biyolojik amonyaklaşma sürecini hızlandığı söylenebilir.

Mezbaha atıksularının biyolojik arıtımında uzun süreli biyolojik adaptasyon süreci uygulanmış aktif çamur kullanımı oldukça önemlidir. Şekil 65'te atıksu arıtma tesisinden getirilen aktif çamur ile respirometre cihazında ölçülen zamana bağlı OTH değişimi verilmiştir.



Şekil 65. Nitrifikasyon inhibe edilmiş atıksu arıtma tesisi çamurunda ham ve HK solunum hızı değişimi (AAT çamuru MLSS 8,9 g/L)

Arıtma tesisinden getirilen çamurun nitrifikasyonu inhibe edildikten sonra OTH değeri ortalama 38,9 mg/L.sa ölçülmüştür. Ham atıksuyun maksimum OTH değeri 41,4 mg/L.sa'e, HK arıtımının ise 42,4 mg/L.sa'e çıkmıştır. Ham ve HK arıtımlı atıksuyun ilavesinde solunum hızında farkedilir bir yükselme olmamıştır. Pozo *et al.* (2003), yüksek kan içeriğine sahip mezbaha atıksuyunun anaerobik ve aerobik şartlarda biyodegradasyonu konulu çalışmasında respirometrik ölçümlerden yararlanmıştır. Atıksuyu kolay parçalanır (S_s), hızlı hidrolize edilebilir (S_H) ve yavaş hidrolize edilebilir (X_s) şeklinde 3 bileşene ayırmıştır. Çalışmasında BOI_5/KOI oranı 0,44 olan mezbaha atıksuyunun S_s fraksiyonunun %3'ten az olduğunu belirtmiştir. S_H fraksiyonunun ise yaklaşık %50 civarında olduğunu bildirmiştir. Şekil 65'te de görüldüğü üzere yüksek kan içeriğine sahip mezbaha atıksuyu klasik AAT için kolay parçalanabilir bir atıksu değildir. Aktif çamurun adaptasyonu biyolojik süreçlerin uygulanması için önemlidir. Şekil 66'da uzun süreli adaptasyonu tamamlanmış aktif çamurun ham ve HK arıtımlı atıksu için zamana bağlı OTH değerleri verilmiştir.



Şekil 66. Nitrifikasyon inhibe edilmiş MBR aktif çamurunda ham ve HK OTH değişimi (MLSS 3,7 g/L)

Mezbaha atıksuyuna adapte olmuş MBR aktif çamurunun OTH değeri 31,4 mg/L.sa'den ham atıksu beslendiğinde maksimum OTH değeri 40,4 mg/L.sa'e, HK arıtmımlı atıksu ile beslendiğinde 46,7 mg/L.sa'e yükselmiştir. Kolay parçalanmayan bir besin olmayan ortamdaki OTH değerinin mezbaha atıksuyunun ilave edilmesiyle yükselmesi, mikroorganizmaların gerekli enzimleri geliştirdiği anlamına gelmektedir. Respirometreye göre kolay parçalanmayan BOİ (BOİ_{st}) değeri KOİ'nin %31'ine denk gelmektedir. HK ile daha yüksek OTH değerine anlık olarak yükselmiş olsa da ham ve HK arıtmımlı atıksuyun BOİ_{st}/KOİ oranı 0,26-0,33 arasında ve birbirine yakındır.

Respirometre ölçümünde OTH değerlerinin kıyaslanmasında nitrifikasyonun inhibe edilmesi HK arıtmımlı atıksuyun daha fazla NH₄ içermesinden dolayı önemlidir. Bu sayede sadece karbonlu maddelerin kolay parçalanabilirliği OTH'ı değiştirecektir. BOİ_{st}/KOİ oranları ham ve HK arıtmımlı atıksu için benzer olmasına rağmen HK arıtmımlı atıksuyun daha yüksek OTH değerine ulaşması kavitasyonun makro molekülü yapıları daha küçük parçalara ayırmasından kaynaklanmış olabilir (Kim et al. 2020).

HK arıtımının Bİ kıyaslanmasında ham ve HK arıtmımlı atıksuların BOİ₅ ölçümleri yapılarak BOİ₅/KOİ oranları karşılaştırılmıştır. Farklı zamanlarda yapılan ham ve HK arıtmımlı atıksuyun BOİ₅/KOİ oranları Tablo 21'de verilmiştir.

Tablo 21. Ham ve HK Atıksuyunun BOİ₅/KOİ Değerleri

Atıksu	BOİ ₅ /KOİ	Ort BOİ ₅ /KOİ
Ham	0,56-0,64	0,62
HK	0,59-0,71	0,69

BOİ₅/KOİ oranı ham atıksu için 0,56-0,64 arasında, HK arıtmalı atıksu için 0,59-0,71 arasında elde edilmiştir. Ham ve HK arıtmalı atıksuyun BOİ₅/KOİ oranlarının yakın olsa da ortalama BOİ₅/KOİ olarak HK arıtımı 0,05’lik bir artış sağlamıştır.

HK ile mezbaha atıksuyu hücreleri kavitasyondan etkilenmiş ve ortamdaki amonyum konsantrasyonu zamanla artmıştır. Kavitasyon etkisi deney sonrasında da devam ederek kavite edilmiş numunenin daha hızlı amonyaklaşmasını sağlamıştır. Mezbaha atıksuları yüksek organik azota sahip atıksulardır. Amonyaklaşma biyokimyasal bir reaksiyondur ve kavitasyon ile amonyaklaşma konusunda sağlanan avantajın MBR’de azot giderimine katkı sağlayacağı düşünülmüştür.

MBR Sistemi

Çalışmada biyolojik adaptasyon evresinin ardından ham mezbaha atıksuyunun MBR’de biyolojik arıtım performansı belirlenmiştir. Ardından HK/MBR kombinasyonu ile kavitasyon ön arıtımının MBR’ye etkisi incelenmiştir.

MBR çalışma evreleri

Çalışmada kullanılan aktif çamur AKR modunda işletilen reaktörden alınmıştır. AKR işletilmesinde atıksudaki kan oranı Tablo 13’te verilen sentetik atıksu ile birlikte verilmek üzere kademeli arttırılmıştır. Ham atıksuyun hazırlanmasında kullanılan en fazla %20’si kadar kan kullanılmıştır. AKR önce 30 günlük SRT’de, çamur üretimi arttığına da 20 gün SRT’de, 12 saat HRT, ortalama 3100 mg/L MLSS ve 2500 mg/L MLVSS şartlarında işletilmiştir. Başlarda çamur hacim indeksi (SVI) 110 değerindeki iyi çökelme özelliğine sahip aktif çamur zamanla çökelme özelliğini kaybetmeye başlayarak SVI 270’e yükselmiştir. AKR işletmesinde anoksik ve aerobik evrelere yer verildiğinden azot giderimi için gerekli nitrifikasyon ve denitrifikasyon biyokütleleri de olgunlaşmıştır. MBR biyokütlesi AKR aktif çamuru ile oluşturulmuştur. MBR’ye aktarımı sonrasında MBR’de adaptasyon evresi başlatılmıştır. 33 günlük MBR adaptasyonunda öncelikle akı 2 L/m².sa ile sistem sınırları belirlenmiş ardından hem MLSS’nin yükselmesi hem de SRT’nin 15 güne ayarlanması için 10 L/m².sa akıda işletilmiştir.

Adaptasyonun ardından ham atıksu ile çalışmalara başlanmıştır. MBR’nin ham atıksu ile beslendiği zaman dilimi Tablo 22’de gösterilmiştir.

Tablo 22. Ham Atıksu Döneminde MBR Aşamaları

Parametre	Ham atıksu						
	MBR adaptasyon	Ham %100-1	Köpürme Taşma	Ham %25	Ham %50	Ham %100-2	MLSS kaybı
Süre, gün	0 - 33	33 - 65	65 - 100	101 - 124	125 - 148	149 - 168	169 - 187
Akı, L/m ² .sa	2, 10	10	Çoğunlukla kapatılmıştır	10	10	10	5
SRT, gün	15	15	∞ - 10 - ∞ - 15	15	15	15	∞ - 15

MBR toplamda 187 gün ham atıksu ile beslenmiştir. Ham atıksuyun kullanıldığı zaman dilimi farklı bölümlere ayrılmıştır. Bu bölümler aşağıdaki gibi tanımlanmıştır.

- MBR adaptasyon,
- (1) Ham atıksu %100-1,
- Köpürme ve taşma sebebiyle yeniden adaptasyon,
- (2) Ham atıksu %25,
- (3) Ham atıksu %50,
- (4) Ham atıksu %100-2,
- Mikrobiyal popülasyonun bozulmasıyla MLSS kaybı

MBR adaptasyonu sonrası ham atıksuyun (1) ilk aşamasında atıksuya nütrient, mineral veya alkalinite ilavesi yapılmamıştır. 33 günlük işletmenin sonunda akı kaybının artması sebebiyle membranlar kimyasal yıkama işlemine tabi tutulmuştur. Kimyasal yıkama sonrası reaktör aşırı köpürmeyle taşmış ve sürekli köpürmeyle büyük oranda alışmış biyokütle kaybı oluşmuştur. Köpürmenin devam etmesiyle atıksu seviyesi düşmüş ve otomatik besleme devam edince reaktör dengesi de tamamen bozulmuştur. Kan içeren atıksuya hava verildiğinde yüksek oranda köpürmeye sebep olduğu ön çalışmalardan bilinmektedir ancak 33 günlük zaman diliminde hiç köpürme olmamasına rağmen temizlik sonrası taşma sebebi araştırıldığında reaktör ısıtıcısının bozulduğu ve buna bağlı olarak gece reaktör sıcaklığının 10°C'ye kadar düştüğü farkedilmiştir. Düşük sıcaklıkta aşırı köpürmenin başladığı ve oluşan köpüklerin kolay sönmediği ayrı bir denemeye test edilmiştir. Reaktör dengesinin bozulmasından sonra yüksek miktarda atıksu içeren çamur yoğun atıksu içeriğinden ayrılarak reaktöre tekrar doldurulmuştur. Bu süreçte reaktör yeniden devreye alınamamıştır. En düşük hava debilerinde dahi reaktör aşırı köpürmeyle tepki vermiş ve taşmaya devam etmiştir. Ayrı ve geniş bir kapta uzun süre havalandırmak, atıksu kan oranının azaltılması gibi uygulamalar sonucunda köpürme işletilebilir sınırlarda kontrol edilememiştir. Atıksu arıtma tesisi aktif çamurundan getirilen yeni çamurla aşılama yapılmıştır. Yeni çamur ile köpürme devam etse de reaktör sınırlarını aşmadığından işletmeye devam edilmiştir. Bu süre içerisinde sistemden çamur atılmamıştır.

Ancak kısa bir süre sonra köpürme yeniden artmış ve taşmalar devam etmiştir. Kan ile birlikte glikoz eklendiğinde köpürmenin kısmen azaldığı farkedilmiş ancak glikoz mikroorganizmalar tarafından hızlıca parçalandıktan sonra köpürme yeniden başlamıştır. Farklı tekniklerle sistemin stabil işletilmesi sağlanamamıştır. Bu sebeple MBR’de çamurun mezbaha atıksuyuna yeniden adaptasyonuna başlanmıştır.

Yeniden adaptasyon aşamasında öncelikle köpürmeye karşı beslemenin belirli bir seviyede otomatik kapanması için önlemler alınmıştır. Ayrıca oluşan köpürmeyi bastırmak için reaktör dibine dalgıç pompa yerleştirilmiş ve reaktörün üzerinde oluşan köpüğü bastıracak şekilde devir daim yapması sağlanmıştır. Bu süreçte öncelikle adaptasyon sağlanmış ardından ham atıksuyun farklı oranlarının MBR’de giderim performansı takip edilmiştir.

Tablo 22’ye göre 2, 3 ve 4. dönemlerde sırasıyla %25, %50 ve %100 şeklinde mezbaha atıksu miktarı artırılmıştır. Bu süreçte atıksuya nütrient, mineral ve alkalinite ilavesi de yapılmıştır. Tüm kademelerde köpürme tamamen azalana kadar glikoz vermeye devam edilmiştir. Eklenen glikoz miktarı mezbaha atıksuyu oranı arttıkça azaltılmıştır. Mezbaha atıksuyu oranı %100 olduğunda da glikoz vermeye devam edilmiştir. Mezbaha atıksuyu oranı %100 olduğunda taşma olmamasına rağmen reaktör dengesi yeniden bozulmuştur. Reaktörde mikrobiyoyal popülasyonun değişiklik göstermesine bağlı olarak MLSS hızla azalmıştır. MLSS azalması sebebiyle akı 5 L/m².sa’e indirilmiş ve çamur atılmamıştır. Stabil işletme şartları yeniden sağlandığında SRT 15 gün ve akı 10 L/m².sa’de işletmeye devam edilmiştir.

Kavitasyon ön arıtımı uygulanmış atıksular MBR’ye farklı kavitasyon şartlarında beslenmiştir. MBR için atıksuyun üretildiği kavitasyon dönemleri Tablo 23’te verilmiştir.

Tablo 23. HK Ön Arıtmı Atıksuyun Kavitasyon Şartları ve MBR aşamaları

Parametre	Aşamaları		
Kavitasyon şartları	(1) 3bar, 30°C, 120 dk	(2) 7 bar, 30°C, 120 dk	(3) 7 bar, 30 dk, sıcaklık kontROLSÜZ
Süre, gün	187-268	269 - 278	279 - 409
Akı, L/m ² .sa	10	10	5-10-15
SRT, gün	15	15	15

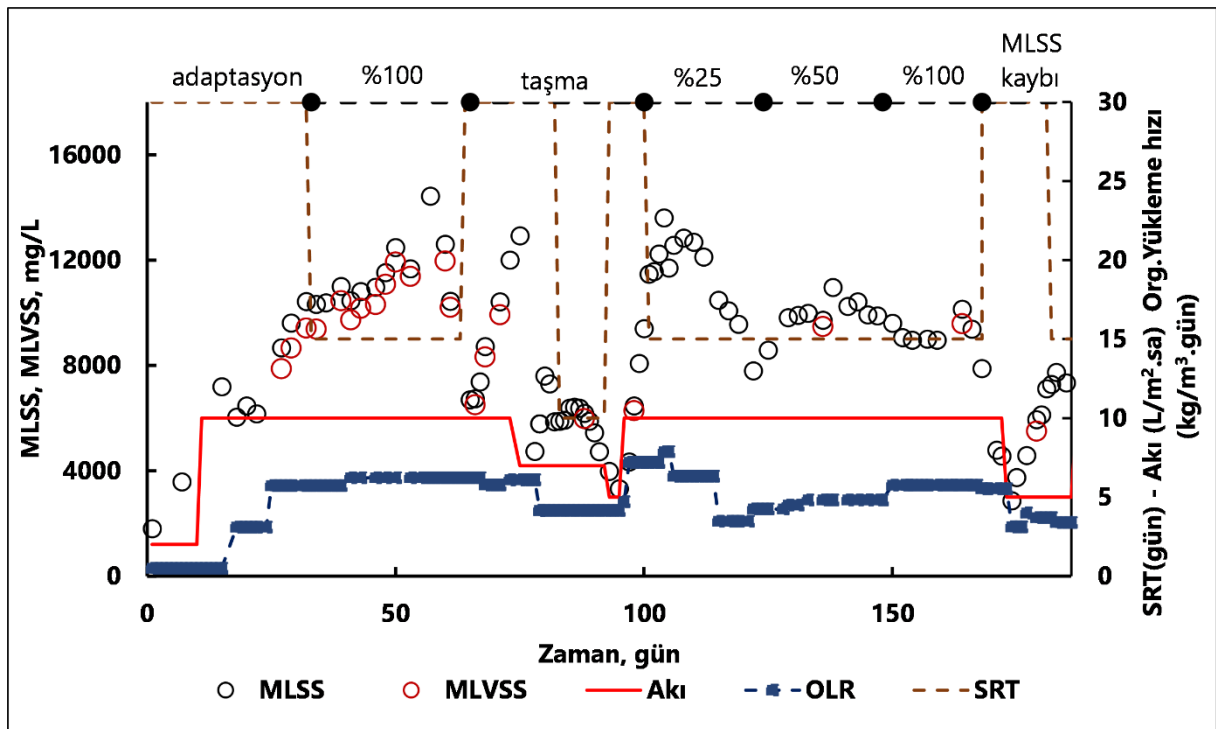
Toplamda 222 gün kavite edilmiş atıksu kullanılmıştır. Kavitasyon ön arıtmı atıksuyun MBR’ye beslendiği zaman dilimi farklı kavitasyon şartlarına göre 3 gruba ayrılmıştır. Bunlar;

- 3 bar giriş basıncı, 0,53 C_v, 30°C sabit sıcaklık ve 120 dk kavitasyon,
- 7 bar giriş basıncı, 0,22 C_v, 30°C sabit sıcaklık ve 120 dk kavitasyon,
- 7 bar giriş basıncı, 0,22 C_v, sıcaklık kontROLSÜZ ve 30 dk kavitasyondur.

Kavite edilmiş atıksuyun beslendiği tüm dönemlerde 1. dönemin ilk 7 günü dışında atıksuya glikoz eklenmemiştir. Grup 1'in başlangıç aşamasında HK optimum işletme şartları belirlenirken pH'sına müdahale edilmemiş olan kavite edilmiş atıksularda MBR'ye beslenmiştir. Ancak farklı pH'larda üretilmiş atıksular MBR'ye verilmemiştir. Doğal pH'ya yakın olması sebebiyle başlangıç pH 4,5 ve pH 6,0'da kavite edilmiş atıksular pH'ları nötralize edilip beslendiğinde reaktörde hemen köpürme başlamıştır. Sönmeyen jelimsi yapıdaki köpürme başladığından bu atıksular da kullanılmamıştır. Optimum şartların belirlenmesiyle 3 bar giriş basıncı, 30°C sabit sıcaklıkta 120 dk kavite edilmiş atıksu MBR'ye beslenmek üzere sürekli üretilerek kullanılmıştır. HKR'de tek seferde 15 L atıksu oluşturulabildiğinden gün aşırı aynı şartlarda çalıştırılmıştır. 2 nolu bölümde kavitasyon şiddeti 7 bar giriş basıncına arttırılmıştır. 3 nolu bölümde ise 2 nolu ile benzer şartlar kullanılmış, kavitasyon süresi 30 dk'ya indirilmiş ancak sıcaklık kontrolü uygulanmamıştır. Atıksu ortam sıcaklığında HKR'ye konulmuş ve 30 dk kavite edilmiştir. Kavite edilmiş atıksuyun beslendiği dönemde reaktörde bir köpürme olmadan işletilebilmiştir ve 5, 10 ve 15 L/m².sa akıları da çalışılmıştır.

MLSS ve MLVSS değişimi

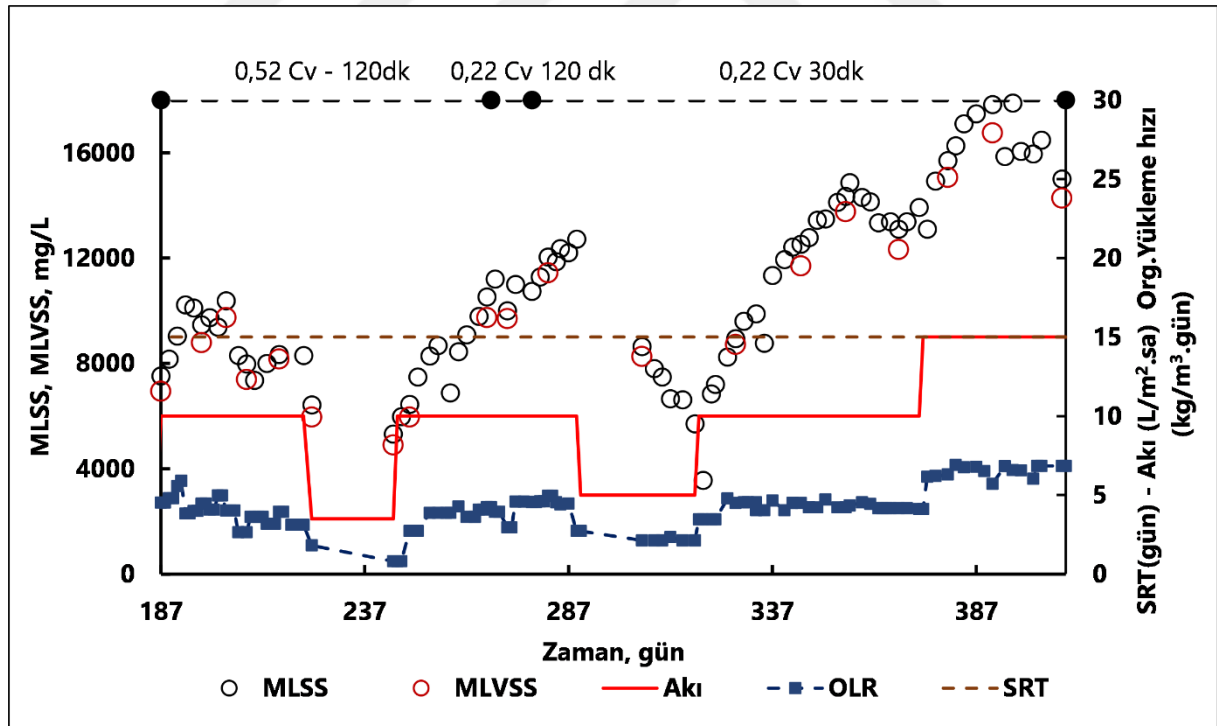
Biyokütle konsantrasyonu birim hacimdeki biyokimyasal reaksiyonları arttırdığından ve reaktörün işletilmesi hakkında bilgi sunduğundan MBR çalışmalarında sıklıkla takip edilen bir parametredir. MBR'nin ham atıksu ile beslendiği döneme ait MLSS ve MLVSS değişimi akı, çamur yaşı ve organik yükleme hızı ile birlikte Şekil 67'de verilmiştir.



Şekil 67. Ham atıksuyu ile MBR arıtımında MLSS ve MLVSS değişimi

SRT 30 gün olarak gösterilen yerlerde çamur atılmadan işletilmiştir. Adaptasyon döneminde istenilen MLSS konsantrasyonuna ulaşmak için ve taşma ile MLSS kaybı sebebiyle reaktör dengesinin bozulduğu dönemlerde de çamur atılmamıştır. SRT 10 güne düşürüldüğünde de aşırı köpürme ile tepki verdiği için çamur yaşı 15 gün olarak seçilmiş ve çalışma boyunca değiştirilmemiştir. Ham atıksuyun %100 oranda beslendiği ilk dönemde ortalama MLSS konsantrasyonu 11424 mg/L, ortalama MLVSS 10658 mg/L ve MLVSS/MLSS oranı 0,93'tür. Reaktör dengesi bozulduğunda MLSS değeri 3300 mg/L'ye kadar inmiştir. Yeniden adaptasyon sürecinde ilave glikozun da etkisiyle MLSS hızla 12000 mg/L'ye kadar yükselmiştir. Ham atıksuyun kademeli yükseltilerek verildiği dönemde ortalama MLSS değeri 10440 mg/L'dir. Ancak bu dönemde organik yükleme hızı 4,82-5,76 kg KOİ/m³.gün arasında olmasına rağmen ham atıksu oranı artırılıp birlikte verilen glikoz miktarı azaltıldıkça ortalama MLSS değeri azalmıştır. Kısa süre içinde reaktör dengesi bozularak MLSS 2800 mg/L'ye kadar azalmıştır. Aşırı MLSS kaybının biyolojik floklarla beslenen farklı mikroorganizmaların baskın hale gelmesinden kaynaklandığı düşünülmüştür.

Şekil 68'de HK arıtmı atıksuyun reaktöre beslendiği döneme ait MLSS ve MLVSS değişimi akı, çamur yaşı ve organik yükleme hızı ile birlikte verilmiştir.



Şekil 68. HK/MBR döneminde MLSS ve MLVSS değişimi

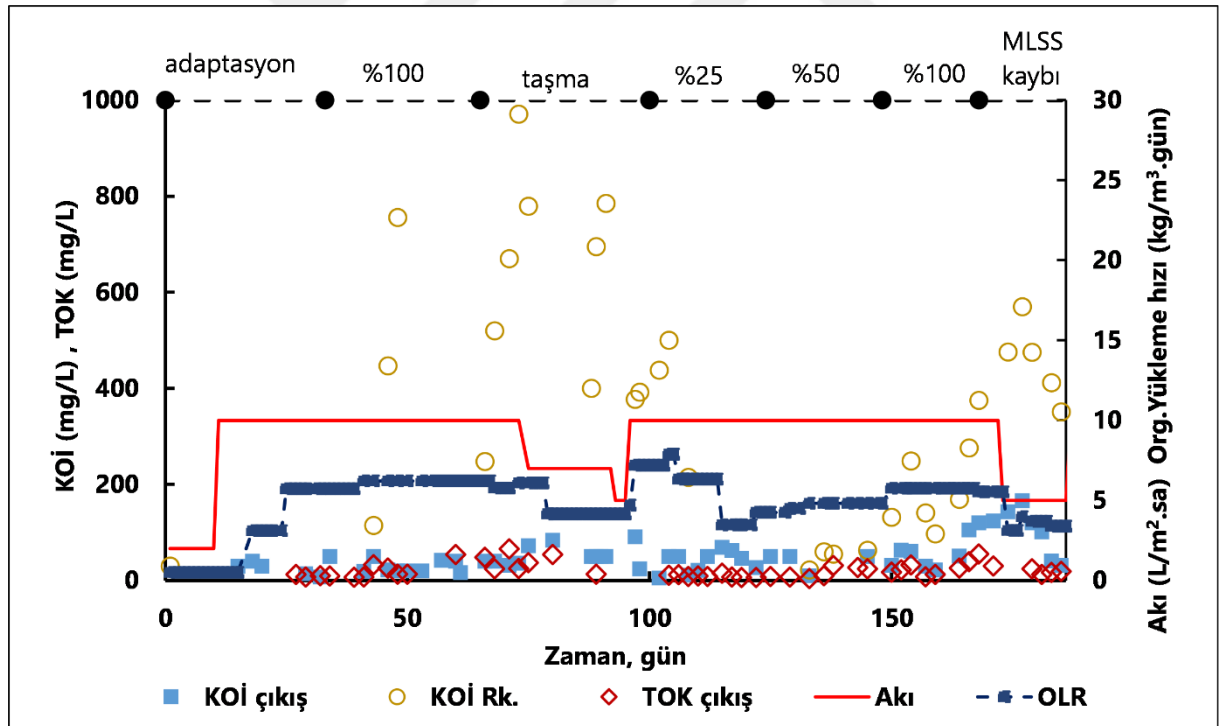
Tüm HK ön arıtmı dönemin ortalama MLSS değeri 10959 mg/L, ortalama MLVSS değeri 9976 mg/L ve MLVSS/MLSS oranı 0,91'dir. HK ön arıtmı dönemde reaktör stabil şartlarda uzun süre işletilebilmiştir. 10 L/m².sa akıda ortalama MLSS 12750 mg/L'ye, 15

L/m².sa akıda ortalama MLSS 16283 mg/L'ye yükselmiştir. HK ön arıtımlı atıksuyun MBR'ye beslendiği dönemde MLSS değeri akı ve organik yükleme hızıyla orantılı şekilde değişiklik göstermiştir.

Ham atıksu 10 L/m².sa akı ve 5,76 kg/m³.gün organik yükleme hızında MBR'ye beslendiğinde ortalama MLSS 9372 mg/L olmuştur. Aynı akı değeri ve daha düşük organik yükleme hızında (4,2 kg/m³.gün) HK/MBR'nin MLSS değeri 12750 mg/L'ye yükselmiştir. Kavitasyon etkisiyle mezbaha atıksuyu içerisindeki hücrelerin ve protein yapılarının zarar görmesi MBR'de mikroorganizmalar tarafından daha kolay kullanılmasına imkân sağlamış olabilir. Ham atıksu döneminde yaşanan işletme problemleri de dikkate alındığında HK ön arıtımının MBR'nin stabil işletilmesine katkı sağladığı söylenebilir.

KOİ ve TOK giderimi

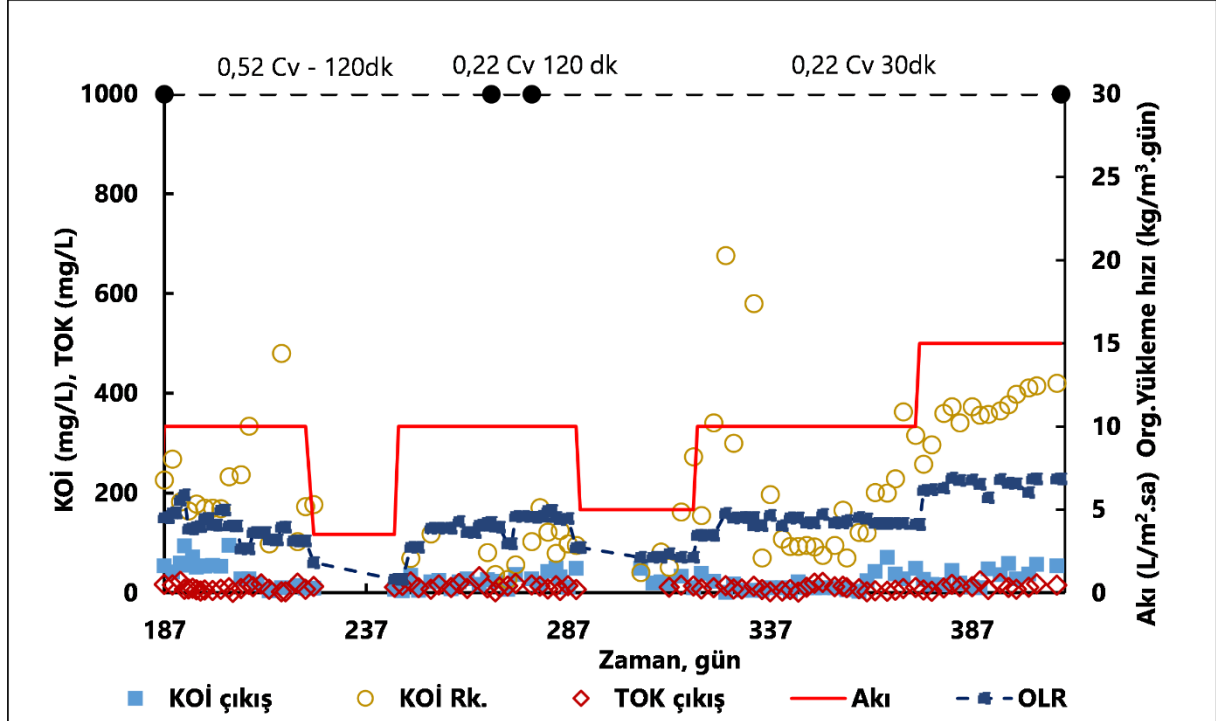
MBR'de karbonlu maddelerin gideriminin takibi KOİ ve TOK değerleri ölçülerek yapılmıştır. Şekil 69'da ham atıksu döneminde MBR'nin çıkış KOİ ve TOK değerlerinin değişimi verilmiştir.



Şekil 69. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında çıkış suyu KOİ ve TOK değişimi

Ham atıksuyun beslendiği dönemde organik yükleme hızı 3,0-7,2 kg KOİ/m³.gün arasında değişiklik göstermiştir. OLR'nin değişmesi ham atıksu döneminde reaktör dengesinin bozulmasına bağlı değişen işletme şartlarından kaynaklıdır. Ham atıksuyun MBR'ye ortalama giriş KOİ'si 2610 mg/L, ortalama giriş TOK değeri 1015 mg/L'dir. Ham atıksuyun %25, %50 ve %100 oranlı beslendiği dönemlerinde ilave glikoz kullanımı KOİ ve TOK giriş

konsantrasyonunu yükseltmiştir. MBR’de çıkış suyu KOİ değeri reaktörün stabilitesinin bozulduğu zamanlar hariç 50 mg/L’nin altında kalmış ve 10 mg/L aşağısına indiği dönemler de olmuştur. Ham atıksuyun %100 oranında beslendiği dönemde reaktör içinde KOİ 570 mg/L’ye kadar sürekli yükselmiş, devamında ise “MLSS kaybı” olarak tanımlanan problem meydana gelmiştir. Zhao *et al.* (2018), serbest NH_3 konsantrasyonunun doğrudan mikroorganizmaların enzim faaliyetlerini olumsuz etkileyebileceğini belirtmiştir. Çalışmasında artan NH_3 konsantrasyonunun proteaz enziminin aktivitesini azalttığını söylemiştir. Proteaz enzimi protein yapılarının degradasyonunda görev alan enzimlerden biridir. Ham atıksu %100 oranının kullanıldığı dönemde reaktör içinde KOİ’nin yükselmesinin sebebi NH_3 konsantrasyonunun artmasıyla enzim faaliyetlerinin azalmasından kaynaklı olabilir. Ham atıksuyun %100 oranında glikoz ile birlikte verildiği 2. dönemde ise KOİ ve TOK değerlerinin yükselmesi mikrobiyal popülasyonun bozularak MLSS’nin azalmaya başlamasından kaynaklanmıştır. Ham atıksuyun seyreltilmeden MBR’ye beslenmesi KOİ ve TOK giderimini reaktör dengesini bozarak olumsuz etkilemiştir. Diğer dönemlerde MBR çıkış suyunun ortalama KOİ değeri 37,1 mg/L, TOK değeri 14,2 mg/L’ye inmiştir. Ortalama değerler dikkate alındığında %98,5 KOİ ve %98,6 TOK verimi elde edilmiştir. HK ön arıtmalı MBR’nin çıkış suyu KOİ ve TOK değişimi Şekil 70’te verilmiştir.



Şekil 70. HK/MBR çıkış suyu KOİ ve TOK değişimi

HK/MBR döneminde organik yükleme hızı 0,81-6,8 kg KOİ/m³.gün arasında değişmiştir. HK/MBR döneminde OLR değişikliği akının değiştirilmesinden kaynaklıdır. HK/MBR sistemine ortalama giriş KOİ’si 2087 mg/L, ortalama giriş TOK değeri 794 mg/L’dir.

HK arıtmalı atıksuyun beslendiği dönemde glikoz ilave etme ihtiyacı olmamıştır. Reaktör içinde ortalama KOİ değeri 224 mg/L'dir. Çıkış suyunda ise ortalama KOİ değeri 28,6 mg/L, TOK değeri ise 10,7 mg/L'ye inmiştir.

Farklı kavitasyon sayılarında üretilen atıksuların beslendiği dönemde 0,52 C_v için ortalama çıkış KOİ'si 34,1 mg/L ve 0,22 C_v için 22,1 mg/L KOİ olmuştur. Reaktör içinde KOİ değerleri de birbirine yakındır. KOİ ve TOK giderimi açısından farklı kavitasyon sayısının belirgin bir etkisi görülmemiştir. Bu sebeple farklı kavitasyon sayıları yerine HK ön arıtmalı ifadesi kullanılarak kıyaslamaya devam edilmiştir.

HK/MBR'de çıkış suyunun 5, 10 ve 15 L/m².sa farklı akıları için sırasıyla ortalama KOİ değeri 25,5, 18,9 ve 33,4 mg/L, TOK değeri 11,8, 8,7 ve 12,2 mg/L olmuştur. Reaktör içinde KOİ değerleri ise ortalama 122, 246 ve 364 mg/L'dir. Akının yükselmesi reaktör içinde değerlerin artmasına sebep olmuştur. Ancak çıkış suyunda yüksek farklar bulunmaması MBR'nin giriş suyu değerlerinin değişiminden daha az etkilenmesinden kaynaklıdır. 15 L/m².sa akıda da elde edilen düşük KOİ ve TOK değerleri karbonlu maddelerin giderimi için yeterli kalış süresinin sağlandığını göstermektedir. Ortalama değerler dikkate alındığında HK/MBR için KOİ verimi $\geq 99\%$ 'a ve TOK verimi $\geq 98\%$ 'e ulaşmıştır.

Aktif çamur temelli biyolojik arıtım sistemlerinde KOİ gideriminin KOİ/TN oranıyla ilişkili olduğu ve yüksek verimin 10-12 oranında sağlanabileceği belirtilmiştir (Kundu *et al.* 2013). Bu çalışmada kullanılan mezbaha atıksuyunun KOİ/TN oranı 10,4 ile optimum sınırlar arasındadır. Ham ve HK ön arıtmalı atıksuyun MBR'de arıtımı yüksek KOİ ve TOK giderim verimi sunarak çıkış suyu KOİ değerini 50 mg/L altına kadar indirmiştir. Ancak arıtımın sürekliliği MBR'nin stabil işletilmesine bağlıdır. Ham atıksu döneminde reaktör stabilitesinin bozulduğu artan çıkış KOİ ve TOK değerlerinden anlaşılmaktadır. Hem taşma hem de MLSS kaybı sebebiyle reaktör dengesinin bozulduğu zamanların öncesinde KOİ ve TOK değerleri artmıştır. Mikrobiyal popülasyondaki bozulmalara rağmen MBR'nin katı-sıvı ayrımı konusunda sağladığı avantajı çıkış suyu kalitesinin hemen bozulmasını önlemiştir. HK/MBR ile 5, 10 ve 15 L/m².sa akılarında çalışılmış ve akının yükselmesine rağmen çıkış suyu KOİ değeri 50 mg/L altında kalmıştır. Giriş kirlilik yükü artmasına rağmen MBR değişen giriş yükünden etkilenmeyerek %98 üzerinde KOİ ve TOK giderim verimi sağlamıştır.

Renk ve bulanıklık giderimi

Mezbaha atıksuları yüksek renk kirliliğine sahip atıksulardır. Az miktarda kanın suya karışması atıksu rengini arttırmaktadır. Mezbaha atıksularının rengi çözünmüş maddelerden gelmektedir. Atıksuyun bulanıklığı ise zamanla içerisinde çoğalan mikroorganizmalardan ve

küçük kan pıhtı parçacıklarından kaynaklıdır. MBR’de kullanılan 0,05 µm por çaplı membran bulanıklığa sebep olabilecek kirleticileri tutarak MBR tankında kalmasını sağlamaktadır. Bu sebeple çıkış suyunda bulanıklık olması beklenmemektedir. Bulanıklık artışı membranların zarar görmesine bağlı olarak sızan mikroorganizmalardan kaynaklı olacaktır. Tablo 24’te ham MBR ve HK/MBR dönemlerine ait renk ve bulanıklık değerleri verilmiştir.

Tablo 24. Ham ve HK/MBR Döneminde Renk ve Bulanıklık Değerleri

Atıksu	Renk giriş (Pt-Co)	Renk ortalama Çıkış (Pt-Co)	Renk min. Çıkış (Pt-Co)	Bulanıklık, (NTU)
Ham MBR	4353	66,8	18	<0,5
HK/MBR	3664	49,9	9,4	<0,5

Ham atıksu MBR ve HK/MBR arıtımında ortalama renk değeri 66,8 Pt-Co ve 49,9 Pt-Co olmuştur. Minimum ulaşılan renk değerleri ise sırasıyla 18 ve 9,4 Pt-Co’dur. Renk giderim verimi ham atıksu için %99,5 ve HK/MBR için %99,7’ye ulaşmıştır. Şekil 71’de MBR’de giriş ve çıkış suyunun görseli verilmiştir.



Şekil 71. MBR giriş atıksuyu, MBR AÇ ve çıkış suyunun görünümü

MBR’de renk giderimi biyolojik aktivitesinin sürekliliğine bağlıdır. Ham atıksu MBR çalışmasında stabil işletilen dönemler arasında maksimum çıkış rengi 196 Pt-Co, HK/MBR için ise 96 Pt-Co olmuştur. Kavite edilen dönemde reaktör hiç duraksamadan işletilebilmiştir. Ham atıksuyun MBR aşamasında ise çeşitli işletme problemlerine bağlı olarak reaktör dengesinin değiştiği zamanlarda çıkış Pt-Co değeri de yükselmiştir.

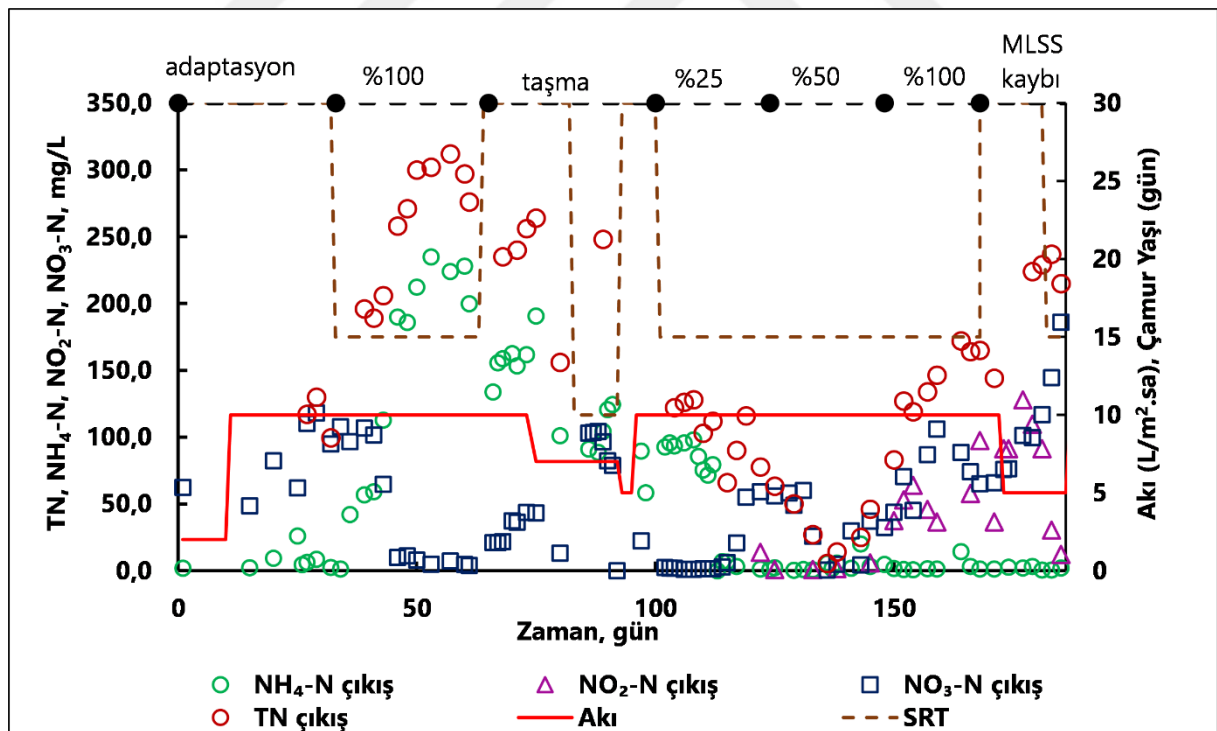
Çıkış suyu bulanıklığı ise ham atıksu MBR ve HK/MBR için 1,0 NTU’nun altında kalmıştır. 400 gün sonunda kullanılan modül liflerinden birinin delinmesi sonucu süzüntü hattında biyolojik flok varlığı görüldüğünden modül değiştirilmiştir. Zedelenmenin farkedilmediği durumda çıkış suyu NTU ve renk değerinin artması muhtemeldir.

Azot giderimi

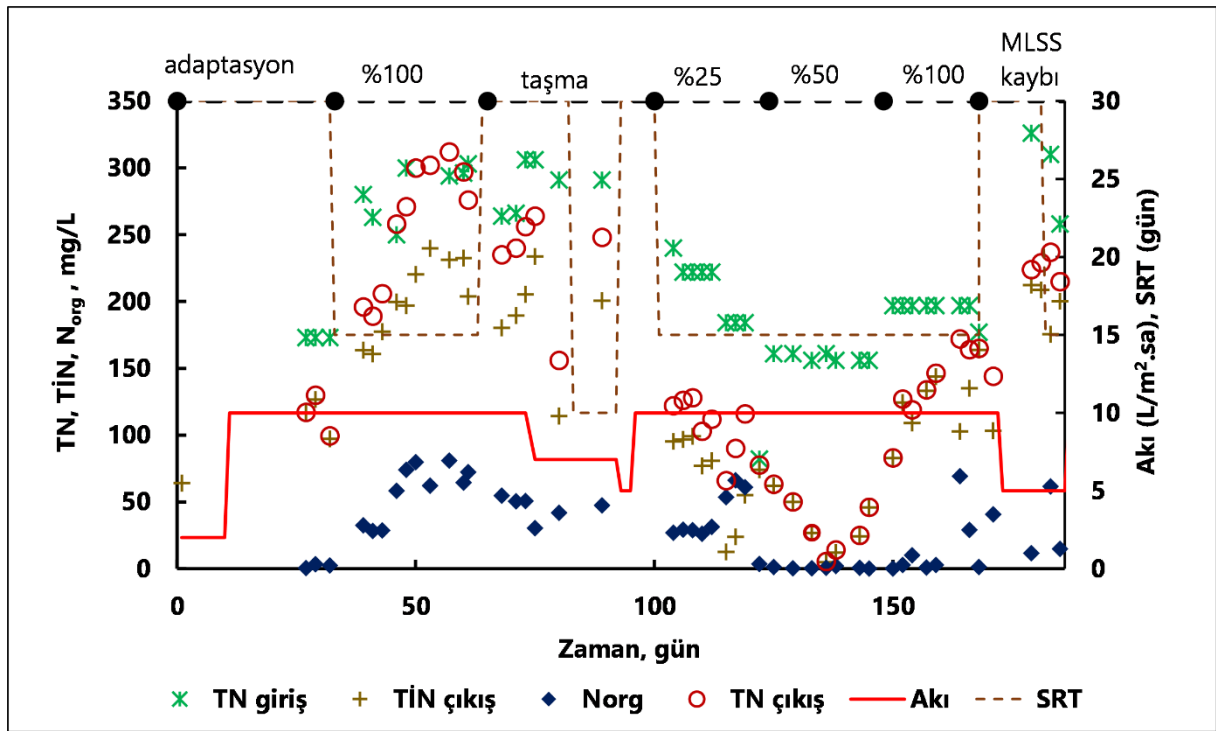
Mezbaha atıksuları yüksek organik azot içeriğine sahiptir. Biyolojik arıtım ile organik azotun önce amonyaklaşması ardından nitratlaşması beklenmektedir. MBR’de azot giderimi

asimilatif, nitrifikasyon ve denitrifikasyon mekanizmalarıyla gerçekleşebilmektedir. Hetotrofik ve ototrofik bakteriler hücresel ihtiyaçları ve yeni hücre sentezi için bir miktar azotlu maddeyi bünyesine katarak azalmasını sağlamaktadır. Sabit bir çamur yaşında işletilen sistemde atılan fazla çamurla birlikte azot uzaklaştırılmaktadır. Nitrifiye bakterilerin olduğu aerobik ortamda nitrifikasyon ile $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ 'e dönüştürülmektedir. Nitrifikasyon ile $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi nitrifiye popülasyonuna, kalış süresine ve oksijen konsantrasyonuna bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir. Yeterli oksijen ve kalış süresinin olduğu biyolojik ortamda mezbaha atıksuyundaki organik azotun önce amonyaklaşması ve devamında nitrifikasyonla ile nitratlaşması mümkündür. Asimilatif azot giderimi hesaplanırken atık çamurun %12 oranında azot içerdiği kabul edilmiştir.

Asimilatif ve nitrifikasyon hariç biyolojik olarak azot giderimi için denitrifikasyona ihtiyaç vardır. MBR prosesi yüksek biyokütle konsantrasyonuna ulaşarak denitrifikasyonun sağlanabileceği ortamı da sunabilmektedir. Şekil 72'de ham atıksuyun MBR ile arıtımında çıkış suyunun TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının değişimi verilmiştir. $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ formları toplanarak toplam inorganik azot (TİN) olarak ifade edilmiştir. Şekil 73'te TN giriş, TN çıkış, N_{org} ve TİN çıkış değişimi verilmiştir.



Şekil 72. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunun değişimi



Şekil 73. Ham atıksuyun MBR ile arıtımında çıkış suyunun TN, TİN, Norg, konsantrasyonunun değişimi

Ham atıksuyun tamamının (%100) kullanıldığı ilk dönemin başlarında MBR amonyaklaşan ve nitratlaşan bir biyokütleyle sahiptir. Adaptasyon sonrası ilk 11 günde 10 L/m².sa akıda nitratlaşma gerçekleşerek NO₃-N 101,5 mg/L'ye ulaşmıştır. Nitratlaşmanın görüldüğü dönemde NH₄-N konsantrasyonu 0,5 mg/L'den 29,8 mg/L'e yükselmiştir. Devamında NH₄-N konsantrasyonu zamanla artarak 235 mg/L'ye kadar ulaşmıştır. NH₄-N ile birlikte çıkış TN konsantrasyonu da 312 mg/L'ye kadar artarak reaktör içerisinde amonyum azotunun aşırı birikmesine sebep olmuştur. Liu *et al.* (2019), çalışmasında yükselen serbest amonyak azotu konsantrasyonunun spesifik mikroorganizmaları olumsuz etkileyebileceğini ve mikrobiyal yapıyı değiştirebileceğini belirtmiştir. Derleme çalışmasında 150 mg/L NH₃ konsantrasyonunda amonyum oksitleyen bakterilerin (AOB) inhibe olduğunu, nitrit oksitleyen bakterilerin (NOB) ise daha düşük konsantrasyonlarda inhibe olduğunu açıklamıştır. Reaktörün yüksek NH₃ konsantrasyonuna ulaşması, NH₃'ün nitrifikasyon bakterileri için toksik etki göstermesi, nitritleşmenin yavaşlamasına ve aşırı NH₃ birikmesine yol açmıştır. Nitrifikasyonun yavaşlamasıyla amonyum MBR'de birikmiş ve reaktör dengesinin tamamen bozulmasına sebep olmuştur.

Yeniden adaptasyon sürecinde 35 gün sonunda MBR'de stabil işletme şartları sağlanabilmiştir. 97-172 günler arasında ham atıksu %25, %50 ve %100 oranında MBR'ye beslenmiştir. Seyreltme işleminde glikoz içeren atıksu mezbaha atıksuyu oranıyla ters orantılı şekilde kullanılarak OLR'nin çok değişmemesi sağlanmıştır. %25 oranının kullanıldığı

dönemde MBR'nin MLSS artışının kısa sürede sağlanması için C:N:P oranı da dikkate alınarak daha fazla glikoz eklenmiştir. Tablo 25'te ham atıksuyun MBR ile arıtımını özetleyecek şekilde azot formlarının konsantrasyonu ve giderim verimlerinin ortalama değerleri verilmiştir.

Tablo 25. Ham atıksu MBR Döneminde Azot Konsantrasyonunun Değişimi

Parametre	Ham %100-1	Ham %25	Ham %50	Ham %100-2
TN giderimi, %	%9,8	%34,7	%79,5	%27
TN çıkış, mg/L	260,7	87,4	32,9	135,1
Amonyaklaşma, %	%79,5	%74,3	%99,5	%91,7
N _{org} çıkış, mg/L	--	46,1	0,7	16,4
NH ₄ -N giderimi, %	%42,9	%98,3	%96,6	%97,7
NH ₄ -N çıkış, mg/L	145,5	4,4	4,2	3,5
NO ₂ -N çıkış, mg/L	--	--	2,2	49,1
NO ₃ -N çıkış, mg/L	43,9	28,7	32,5	68,3
Azot yükü, (kg N/m ³ .gün)	0,59	0,33	0,33	0,41
MLSS, mg/L	11424	9480	9949	9240
OLR, kg KOİ/m ³ .gün	6,1	4,2	4,8	5,7

Ham atıksuyun %25'inin beslendiği dönemde NO₃-N ortalama 28,7 mg/L'ye artarken NH₄-N 4,4 mg/L'ye azalmıştır. Bu durum NOB'lerin yeterli çoğunluğa ulaşması ve azalan NH₃ konsantrasyonu ile inhibe etkinin azalmasından kaynaklanmıştır. Ham atıksu %50'ye yükseltildiğinde amonyaklaşma oranı ortalama %99,5, NH₄-N giderimi ortalama %96,6 olmuş ve N_{org} 0,7 mg/L'ye kadar inmiştir. Atıksuyun içerdiği N_{org}'un hızlıca NH₄-N'e dönüşmesi ve NH₃ birikmesi olmadan AOB'lerin oluşan NH₄-N'i hızlıca NO₂-N'e oksitlemesiyle NO₃-N konsantrasyonunun artması beklenirken, TN konsantrasyonu ortalama 32,9 mg/L'ye inmiş ve TN giderimi ortalama %79'a yükselmiştir. Şekil 72'de 140 ve 150. günler arasında tüm azot formlarının konsantrasyonunun nispeten az olduğu görülmektedir. Nitratlaşması beklenen MBR'de azot gideriminin artması farklı azot giderim mekanizmalarının reaktörde gerçekleştiğini göstermiştir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon aynı reaktör içerisinde eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon (SND) prosesi şeklinde gerçekleşebilmektedir (Y. Z. Li et al. 2008). Ancak denitrifikasyon için ÇO seviyesinin düşük olması beklenir. Mezbaha atıksuyunun MBR'de havalandırılması kompresör vasıtasıyla basınçlı hava ile yapılmaktadır. Ancak OLR'nin ve MLSS'nin yüksek olduğu MBR'de ÇO konsantrasyonu tavsiye edilen sınırlara yükseltilememiştir. Çalışma süresince ÇO seviyesi çoğunlukla 1 mg/L'nin altında kalmıştır. Fong *et al.* (2022), kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunu arıtımını incelediği tesisinde çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 0,1 mg/L'de kaldığını belirtmiştir. ÇO seviyesinin artmamasını kan içeriğinin ve kirlilik yükünün çok yüksek olmasıyla ilişkili olduğunu belirtmiştir. Çalışmasında MBR ünitesini DAF ve koagülasyon-flokülasyon ünitesinden sonra kullanmış olmasına rağmen aerobik arıtım için gerekli ÇO seviyesini sağlayamamıştır. Sui *et al.* (2016), çalışmasında düşük ÇO seviyesinin amonyum oksidasyonunu

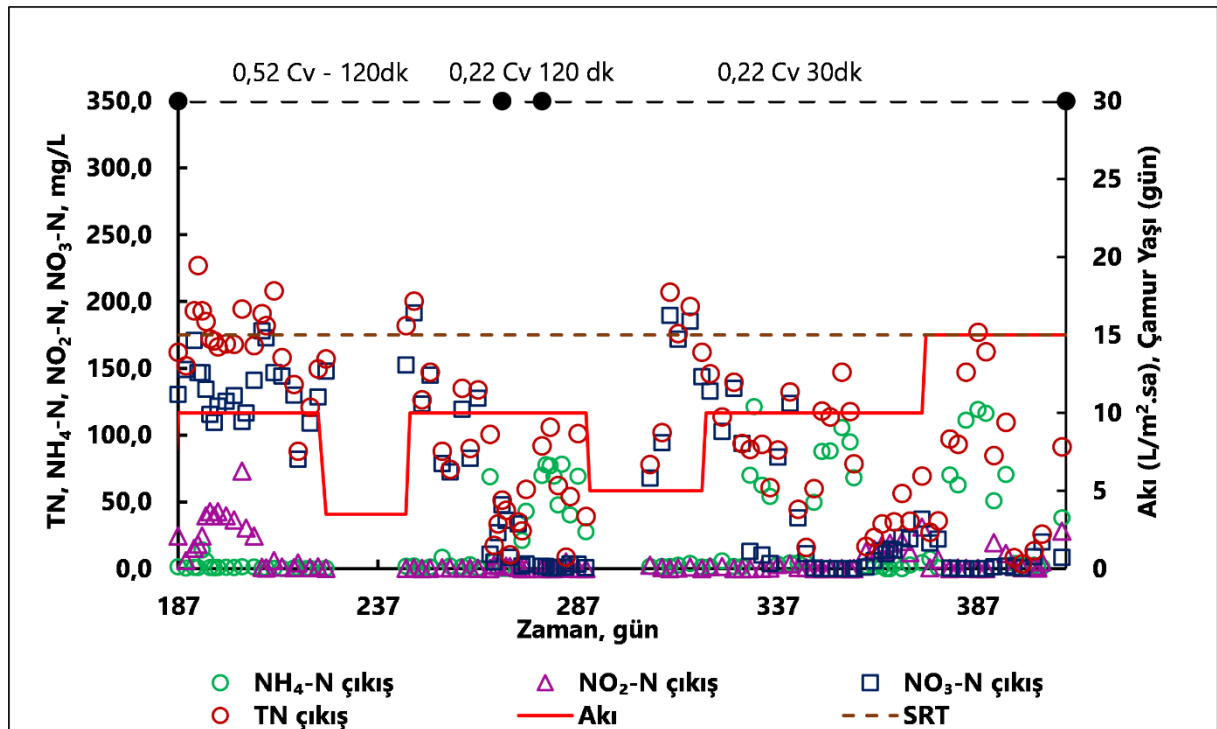
biyolojik azot gideriminde sınırlayıcı unsur haline getirebileceğini belirtmiştir. Ham atıksu %50 oranına arttırıldığında bu durumun ortaya çıkmasında MBR’de artan MLSS konsantrasyonu ve düşük ÇO seviyesi etkili olmuştur. Reaktörde su sirkülasyonunun az olduğu, çok iyi karışımın sağlanamamasından kaynaklı ÇO’nin ulaşamadığı bölgelerde ve biyolojik flokların içerisinde anoksik bölgeler oluşmuştur (Huang *et al.* 2024). MBR’nin katı-sıvı ayırım performansı sayesinde de denitrifiye biyokütle (DB) yeterli çoğunluğu ulaşılarak azot gideriminin yükselmesini sağlamıştır. Bu durum çıkış suyu alkalinitesini de etkilemiştir. Ham atıksuyun %25’inin kullanıldığı dönemdeki çıkış ortalama alkalinitesi 117 mg/L’den ham %50 döneminde 537 mg/L’ye yükselmiştir. Bu sebeple giriş atıksuyuna eklenen NaHCO_3 dozu azaltılmıştır. Ancak yüksek TN verimi devam etmemiştir. NOB’ler daha baskın etki göstererek nitratlaşmayı arttırmıştır. 0,5 mg/L’ye kadar azalan $\text{NO}_3\text{-N}$ 32,5 mg/L’ye yükselmiştir. Mezbaha atıksuyunun oranının kademeli yükseltilmesine bağlı olarak önce ÇO seviyesinin azalması ancak devamında atıksuya adaptasyonun artarak ÇO seviyesinin artmasına sebep olmuş olabilir. Dolayısıyla artan ÇO seviyesi ile denitrifiye biyokütle $\text{NO}_3\text{-N}$ ve $\text{NO}_2\text{-N}$ yerine O_2 kullanmayı tercih ettiğinden azot giderimi azalmıştır.

Ham atıksu %100 oranına getirildiğinde nitrifikasyon baskın proses olarak devam etmiştir. Bu dönemde amonyaklaşma ortalama %91,7 ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi %97,7, reaktörde N_{org} 16,4 mg/L ve $\text{NH}_4\text{-N}$ ise 3,5 mg/L’dir. Reaktör şartları AOB’lerin faaliyetlerine fayda sağlamıştır. NH_3 seviyesi yükselmemesine rağmen $\text{NO}_2\text{-N}$ birikerek ortalama 49,1 mg/L’ye ulaşmıştır. $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ise 105,9 mg/L’ye ulaşmıştır. $\text{NO}_2\text{-N}$ birikmesi NOB’lerin oksidasyonda yetersiz kaldığını göstermektedir. TN giderimi ise ortalama %27’ye azalmıştır. Denitrifikasyonun sağlanabildiği şartlar ham atıksu %50’nin son dönemlerinde bozulmuş ve ham atıksu %100’ün ilk 15 gününde de bozulmaya devam ederek TN giderimini %27’ye düşürmüştür. Çıkış suyu alkalinitesinin de 162 mg/L’ye kadar azalması denitrifikasyon ile geri kazanılan alkaliniteden faydalanılamadığını göstermektedir. Akı 10 L/m².sa, SRT 15 günde OLR’nin 4,8’den 5,7 kg KOİ/m³.gün’e yükseltilmesine rağmen ham atıksu %50’nin son dönemi ve ham atıksu %100’ün ilk 15 günü arasında MLSS konsantrasyonu ortalama 10160 mg/L’den 9240 mg/L’ye azalmıştır. MLSS’nin azalması mikroorganizmaların ortam şartlarından olumsuz etkilenmesine ve ÇO seviyesinin giderek artarak MBR’de elde edilen denitrifikasyonun kaybolmasına sebep olmuştur. MLSS’nin azalmaya devam etmesi mikrobiyal popülasyonun değişiminden kaynaklanmış olabilir. Ham atıksu %100 oranında beslenmeye devam edildiğinde MLSS azalmaya devam ederek 7800 mg/L’ye azalmıştır. Değişen mikrobiyal toplulukta ilk etkilenen NOB’ler olmuş ve $\text{NO}_3\text{-N}$ 65 mg/L’ye inerken $\text{NO}_2\text{-N}$ 97,4 mg/L’ye kadar yükselmiştir. NOB’ler olumsuz etkilenirken AOB’ler daha az etkilenerek $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 14,3 mg/L’ye kadar artmıştır. MBR’de N_{org} konsantrasyonunun 69,2 mg/L’ye kadar artması amonyaklaşma sürecinin de etkilendiğini

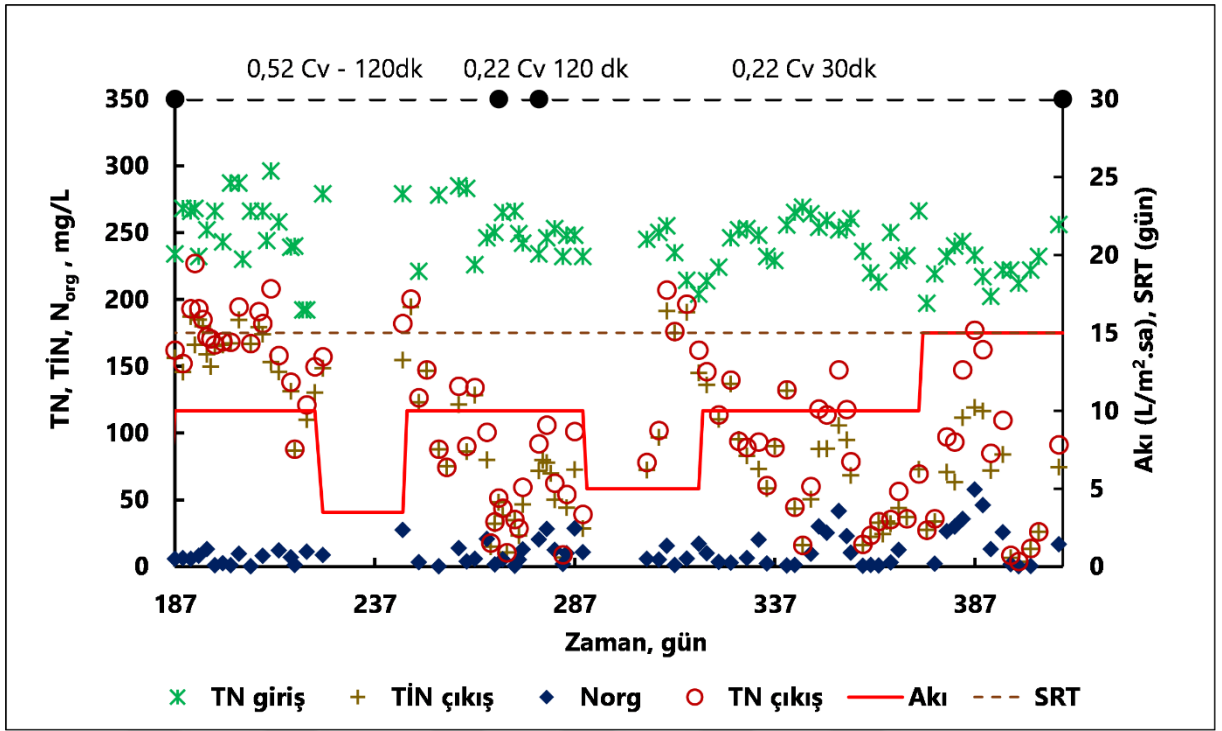
göstermektedir. MLSS azalması farkedildiğinde çamur atılmamasına rağmen MLSS kaybı devam ederek 2860 mg/L'ye kadar düşmüştür. Ham atıksu %100 döneminin sonunda reaktör stabilitesi bozulduğundan sistem şartları değiştirilerek MBR'de MLSS yeniden dengeye getirilmek üzere çalışılmıştır.

Ham atıksuyun yeniden %100 oranında MBR'ye beslenmesi mezbaaha atıksuyunun seyreltmeden arıtımı sürecinde biyolojik arıtımın tekrar bozulmasına sebep olmuştur. Ham atıksu uzun süre beslendiğinde mikrobiyal popülasyonda değişiklikler meydana geldiği ve önce MLSS konsantrasyonunun, ardından azot giderimi ve KOİ gideriminin etkilendiği söylenebilir. Yüksek organik yükü, protein içeriği, düşük ÇO seviyesi ham atıksuyun uzun süreli işletilmesinde prosesin çok sıkı kontrol edilmesini gerektirmektedir. Atıksuyun %25 ve %50 oranında MBR'de arıtımında ise %79'a kadar TN giderimi, %99,5 NH₄-N gideriminin sağlanabileceği görülmüştür. Yüksek TN giderimi istenirse MBR'de düşük ÇO seviyesi sağlanarak eş zamanlı nitrifikasyon-denitrifikasyon sağlanabileceği anlaşılmıştır.

MBR'de MLSS artışı ve stabil şartların sağlanmasının ardından HK/MBR çalışmalarına başlanmıştır. Öncelikle 3 bar giriş basıncında, 0,22 C_v, doğal pH, 30°C'de 120 dk kavite edilen atıksu ile beslenmiştir. Ardından C_v 0,22'ye azaltılmıştır ve sıcaklık kontrolsüz olarak atıksu üretilmiştir. Şekil 74'te HK ön arıtmalı MBR'nin çıkış suyunda TN, NH₄-N, NO₂-N ve NO₃-N konsantrasyonlarının değişimi, TN giriş, TN çıkış, N_{org} ve TİN değişimi Şekil 75'te verilmiştir.



Şekil 74. HK/MBR arıtımında TN, NH₄-N, NO₂-N ve NO₃-N konsantrasyonunun değişimi



Şekil 75. HK/MBR arıtımında çıkış suyunun TN, TİN, N_{org}, konsantrasyonunun değişimi

HK/MBR'nin 3 bar giriş basıncında kavite edilen atıksuyun arıtımında 187-222 günleri arasında 10 L/m².sa akıda nitrifikasyon baskın proses olmuştur ve NH₄-N giderimi ortalama %99,4'e ulaşmıştır. Kavitasyon etkisiyle atıksu ortalama %98,1 amonyaklaşarak N_{org} 0,3 mg/L'ye inmiştir. MLSS kaybı süreci sonrasında daha hassas olan NOB'ler yeterli çoğunluğu ulaşamadığından ilk 20 günde ortalama NO₂-N 33,2 mg/L olmuştur. NOB'lerin etkinliğinin artmasıyla ortalama NO₂-N 21,3 mg/L'ye gerilemiş ve NO₂-N 0,5 mg/L'ye kadar azalmıştır. NOB'lerin aktivitesine bağlı olarak NO₃-N konsantrasyonu ortalama 133,6 mg/L'ye yükselmiştir. Ulaşılan çıkış suyu TN giderimi ortalama %34,4 olmasından eş zamanlı denitrifikasyonun gerçekleşerek TN giderimini kısmen arttırdığı söylenebilir. HK 3 bar ön arıtmalı atıksuyun beslendiği dönemin 245. günü sonrasında TN çıkış konsantrasyonu ortalama 98,9 mg/L'ye azalmış, TN giderimi ise ortalama %57,8'e yükselmiştir. HK ön arıtmalı atıksuyun MLSS konsantrasyonunu hızla arttırması ÇO seviyesini azaltarak denitrifikasyon şartlarının iyileşmesini sağlamıştır. TN giderimi artarken NO₂-N ortalama 0,8 mg/L'ye, NO₃-N ortalama 85,9 mg/L'ye azalmıştır. NO₂-N konsantrasyonunun düşük, NO₃-N konsantrasyonunun yüksek olması NOB'lerin yeterli oksijen bulduğu anlamına gelebilir. NH₄-N giderimi ise 245. gün sonrasında azalarak ortalama %95,2'ye gerilemiş ve NH₄-N konsantrasyonu ortalama 7,9 mg/L'ye yükselmiştir. NH₄-N gideriminin gelişen denitrifikasyon şartlarına rağmen yüksek olması AOB'lerin henüz olumsuz etkilenmediğini ve yeterli ÇO ile NH₄-N oksidasyonunu gerçekleştirdiğini göstermektedir. Amonyaklaşma ise %97,2 oranında devam etmiş ve N_{org} konsantrasyonu ortalama 7,1 mg/L'ye yükselmiştir.

Giriş basıncı 7 bar, 0,22 C_v ve 120 dk kavitasyon süresinde üretilen atıksu MBR'ye kısa süreli beslenmiştir. Bu dönemde NH_4-N gideriminde azalma başlayarak ortalama %85,2'ye gerilemiş ve ortalama NH_4-N 41,5 mg/L'ye yükselmiştir. NH_4-N konsantrasyonunun artışı nitrifikasyonun yavaşladığını göstermektedir. Amonyaklaşma %94,9'a gerileyerek ortalama N_{org} 12,4 mg/L olmuştur. TN gideriminin %77,1'e yükselmesi, NO_2-N 'nin 0,8 mg/L'ye, NO_3-N 'in 7 mg/L'ye inmesi denitrifikasyonun etkin hale geldiğini göstermektedir. Sürekli çamur atılmasına rağmen MLSS hızla artarak ortalama 11540 mg/L'ye yükselmiştir. Hızlı çoğalmaya bağlı olarak ÇO'nin çok tüketilmesi ve yüksek MLSS'de ÇO seviyesinin azalması nitrifikasyon şartlarını kötüleştirilmiş ancak TN giderim verimini arttırmıştır.

HK/MBR'nin üçüncü aşamasında 290-409 günleri arasında giriş basıncı 7 bar, C_v 0,22 ve 30 dk kavitasyon süresinde sıcaklık kontrolsüz olarak atıksu üretilerek MBR'ye beslenmiştir. 15 gün SRT, 5, 10 ve 15 L/m².sa akıların ve akıya bağlı değişen 0,25, 0,51 ve 0,71 kg/m³.gün TN yükünün etkisi incelenmiştir. Tablo 26'da farklı akılarda HK/MBR arıtımını özetleyecek şekilde azot formlarının ortalama konsantrasyonu ve giderim verimlerinin ortalama değerleri verilmiştir.

Tablo 26. HK/MBR Arıtımında Farklı Akılarda ve Azot Konsantrasyonun Ortalama Değerleri

Parametre	Akı 5 L/m ² .sa	Akı 10 L/m ² .sa	Akı 15 L/m ² .sa
TN giderimi, %	%43,5	%67,4	%66,3
TN çıkış, mg/L	153,6	80,2	76,9
Amonyaklaşma, %	%96,3	%96,7	%92,1
N_{org} çıkış, mg/L	8,5	8,3	18,3
NH_4-N giderimi, %	%99,1	%88,1	%79,5
NH_4-N çıkış, mg/L	2,1	31,3	43,8
NO_2-N çıkış, mg/L	0,9	6,5	5,1
NO_3-N çıkış, mg/L	142,1	34,3	6,1
Azot yükü, (kg N/m ³ .gün)	0,24	0,51	0,71
MLSS, mg/L	7150	11593	16283
OLR, kg KOİ/m ³ .gün	2,2	4,2	6,4

HK/MBR 5, 10 ve 15 L/m².sa akılarda N_{org} ortalama %96,3, %96,7 ve %92,1 amonyaklaşarak ortalama 8,5, 8,2 ve 18,3 mg/L'ye inmiştir. Artan azot yükü amonyaklaşmayı yavaşlatma etkisi göstermiştir. Azot yükünün artması NH_4-N giderimini azaltarak ortalama %99,1, 88,1 ve %79,5'e indirmiş ve ortalama NH_4-N 2,1, 31,3 ve 43,8 mg/L'ye yükselmiştir. Akıyla artan yükleme hızı MLSS'nin de hızla çoğalmasına sebep olarak 5,10 ve 15 L/m².sa için MLSS'yi ortalama 7150, 11593 ve 16283 mg/L'ye yükseltmiştir. MLSS'nin aşırı artışı akı 10 ve 15 için ÇO seviyesinin azalmasına sebep olmuştur. ÇO seviyesi 1 mg/L altında kalmıştır. ORP değeri ise +150 ile -150 mv arasında değişmiştir. Düşük ÇO seviyesinde AOB'lerin

yavaşlamasıyla akı 10 ve 15 L/m².sa'te NH₄-N birikmeye başlamıştır. Nitratlaşma seviyesine bakıldığında artan akıda NO₂-N konsantrasyonu sırasıyla 0,9, 6,5 ve 5,1 mg/L ve NO₃-N 142,1, 34,3 ve 6,1 mg/L olmuştur. 5 L/m².sa akıda yükün ve MLSS'nin daha az olması ÇO rekabetinde nitratlaşma yönünde avantaj sağlamıştır. Akı yükseltildiğinde NO₂-N konsantrasyonunun yükselmesi NOB'lerin yükselen NH₃ konsantrasyonundan ve düşen ÇO seviyesinden etkilendiğini göstermektedir. Akının artmasıyla gelişen denitrifikasyon şartları NO₃-N'nin azalmasını sağlamıştır. Akı 5, 10 ve 15 L/m².sa için %43,5, %67,4 ve %66 TN giderimi sağlanmıştır. 15 L/m².sa akıda 395-400 günleri arasında TN giderimi %98,2'ye kadar ulaşmıştır. %98 TN verimi sağlanırken NO₂-N 0,6 mg/L, NO₃-N 0,6 mg/L ve NH₄-N 2,3 mg/L'ye düşmüştür. MLSS'nin artmaya devam etmesi NH₄-N birikmesini yeniden arttırdığından TN verimi yeniden azalmıştır. Farklı akı çalışmasında HK/MBR ile yüksek akıda %90 üzerinde TN, %99 NH₄-N veriminin sağlanabileceği görülmüştür.

Ham ve HK/MBR'tüm süreci özetleyen azot konsantrasyonun ortalama değerleri Tablo 29'da verilmiştir. Tablo 29'da aynı zamanda sadece 10 L/m².sa akıda kıyaslama da verilmiştir.

Tablo 27. Ham MBR ve HK/MBR Arıtımında Azot Konsantrasyonun Ortalama Değerleri

Parametre	Ham MBR Tüm süreç	HK/MBR Tüm süreç	Ham MBR Akı 10 L/m ² .sa	HK/MBR Akı 10 L/m ² .sa
TN giderimi, %	%33,2	%58,7	%16,7	%70,5
TN çıkış, mg/L	161,6	106,1	208,9	71,2
Amonyaklaşma, %	%87,1	%95,7	%85,6	%96,1
N _{org} çıkış, mg/L	32,6	10,4	40,9	9,6
NH ₄ -N giderimi, %	%76,3	%90,3	%70,3	%87,2
NH ₄ -N çıkış, mg/L	66,6	22,9	88,7	34,9
NO ₂ -N çıkış, mg/L	50,2	7,7	49,1	4,5
NO ₃ -N çıkış, mg/L	50,6	64,6	53,7	24,8
MLSS, mg/L	8670	11038	10642	11578

Tüm süreç kıyaslandığında HK/MBR ile daha yüksek TN giderimi, NH₄-N giderimi ve nitratlaşma sağlanırken, daha az N_{org} ve NO₂-N birikmiştir. HK/MBR'de kaviteasyon etkisiyle azot giderimi arttırmıştır. Aynı 10 L/m².sa akı ve SRT 15 günde ham atıksu MBR ve HK/MBR kıyaslandığında TN giderimi, amonyaklaşma ve NH₄-N giderimi yine ham atıksuya kıyasla daha yüksek, NH₄-N, NO₂-N birikmesi daha azdır. NO₃-N konsantrasyonunun daha az olması ise HK/MBR'de eş zamanlı denitrifikasyon ile elde edilen yüksek TN gideriminden kaynaklıdır. Ham atıksuyun arıtımında atıksuya eklenen NaHCO₃ 1,5 g/L'ye kadar yükselmiştir. HK/MBR'de ise çoğunlukla NaHCO₃ eklenmesine gerek kalmamıştır. HK/MBR akı 10 döneminde en fazla 0,2 g/L ve akı 15 L/m².sa'de ise giriş suyuna hiç NaHCO₃ eklenmemiştir. Aynı reaktörde denitrifikasyon

şartlarının olgunlaşması harici alkalinite ihtiyacını azaltmıştır. HK arıtımının da alkaliniteyi artırma yönünde katkısı olduğu daha önce belirtilmiştir. Kavitasyon sırasında gerçekleşen pH artışının sebebi NH_4 konsantrasyonunun artmasıdır. Bu durumda amonyum bikarbonat oluşabilir ve alkalinitenin artmasını sağlayarak nitrifikasyon ile azalan pH'nın tamponlanmasına katkı sağlamış olabilir (Alfonso-Muniozguren *et al.* 2018).

TN gideriminin yüksek olduğu ham %50 ve HK/MBR dönemlerinde artan MLSS konsantrasyonunun da etkisiyle azalan ÇO seviyesi denitrifikasyon şartlarının iyileşmesini sağlamıştır. Huang *et al.* (2024), yüksek MLSS konsantrasyonunun azot gideriminde kritik öneme sahip olduğunu belirtmiştir. Yüksek MLSS konsantrasyonunun ÇO transferini sınırlayarak ÇO'nun ulaşmadığı kısımlarda ve biyolojik flokların içerisinde anoksik bölgeler oluşmasını sağlayabileceğini bildirmiştir. Flok yüzeyinde nitrifiye bakterilerin ÇO' e daha kolay ulaşabileceğinden nitrifikasyonun, floğun iç kısımlarında anoksik ortamın oluşması sayesinde ise eş zamanlı denitrifikasyonun gerçekleşebileceğini belirtmiştir. Özellikle HK/MBR döneminde sağlanan hızlı MLSS artışı MBR'de SND şartlarını oluşturarak azot giderimini de arttırmıştır (James and Vijayanandan 2023). Ham ve HK/MBR arasındaki en temel fark HK/MBR'nin 222 gün boyunca 15 L/m².sa akıda dahil olmak üzere stabil işletilebilmesidir.

Mezbaha atıksuları azot içeriği yüksek protein ve nükleik asit içerdiğinden bu moleküllerin parçalanmasıyla ortaya yüksek miktarda amonyum çıkmaktadır. NH_3 konsantrasyonunun NOB'ler üzerine inhibiyon etkisi AOB'lerden daha fazladır. NOB'ler artan NH_3 konsantrasyonundan en hızlı etkilenen grup olduğundan reaktörde $\text{NO}_2\text{-N}$ birikmesi muhtemeldir. Kavitasyon yüksek azot içeriğine sahip mezbaha atıksuyundan azot gideriminde amonyaklaşmanın veya amonyum oksidasyonun sınırlayıcı hale gelmesini engellemiştir. HK/MBR'de mikrobiyal popülasyonun daha yüksek MLSS'ye ulaştığı da görülmüştür. Mezbaha atıksuyunun biyolojik arıtımında azot giderimi sistem stabilitesini de doğrudan etkilemektedir. Mezbaha atıksularının azot giderimi için biyolojik arıtım prosesi sıkı kontrol edilmelidir. Stabil ve dengede bir MBR'de ÇO seviyesinin dikkatli kontrolü ile eş zamanlı nitrifikasyon ve denitrifikasyonun mezbaha atıksuyunun arıtımında yüksek TN verimi ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi sağlanabileceği görülmüştür.

Fosfor giderimi

Biyolojik arıtımda fosfor asimilatif ve ileri biyolojik fosfor giderim (İBFG) mekanizmasıyla gerçekleşir. Atıksuda bulunabilen katyonların etkisiyle kimyasal çökelmeyle ayrılarak da fosfor konsantrasyonu azalabilir. Organik çamurun %1,5-2'sinin fosfordan oluştuğu kabul edilir (Strom 2006). Belirli bir çamur yaşında işletilen aktif çamur sisteminde

atılan çamurla birlikte asimilatif fosfor giderimi gerçekleşir. İBFG’de fosfor biriktiren bakteriler (PAO) polifosfatı hücre içi faaliyetlerinde enerji rezervi olarak depolarlar. Anaerobik ortamda PAO’lar hücrelerinden ortofosfat bırakarak basit organik maddeleri enerji için biriktirir. Aerobik ortamda ise depoladıkları enerjiyle çoğalırlar ve daha fazla ortofosfatı bünyesine polifosfat şeklinde geri alırlar (Oehmen et al. 2007). PAO’lar aerobik olmalarına rağmen anaerobik ortamda da faaliyet göstermektedir. Bu sayede ÇO seviyesinin az olduğu yerlerde besin için rekabet ederek çoğalabilirler. Bu çalışmada asimilatif fosfor giderimi için çamurun %2 fosfor içerdği kabul edilmiştir.

Çalışmada kullanılan mezbaha atıksuyunda 3,0-6,5 mg/L organik fosfor bulunmaktadır. C:N:P oranı dikkate alındığında karbon ve azot yönünden zengin olmasına rağmen fosfor eksikliği bulunmaktadır. Fosfor kaynağının tamamı organik fosfordan gelmektedir. Biyolojik arıtım için fosfor eksikliği olan atıksuya KH_2PO_4 katısından fosfat eklenerek fosfor takviye edilmiştir. Özellikle adaptasyon dönemlerinde ve MBR’nin yeniden dengeye getirilmesi gerektiğinde daha fazla fosfat ilave edilmiştir. Harici fosfat eklenmeyen zamanlarda bulunmaktadır.

Bu tez çalışmasında MBR ve HK/MBR’de fosfor giderimi hedeflenmemiştir. Biyolojik arıtmıda mikroorganizmalar için gerekli bir nütrient olduğundan konsantrasyonu takip edilmiştir. Tablo 28’de ham atıksu dönemlerinin TP konsantrasyonu ve TP gideriminde ortalama değerleri verilmiştir.

Tablo 28. Ham Atıksu MBR Döneminin TP Ortalama Değerleri (Akı 10 L/m².sa, SRT 15 gün)

Parametre	Ham %100-1	Ham %25	Ham %50	Ham %100-2
TP giriş, mg/L	9,8	16,0	10,5	10,5
TP çıkış, mg/L	0,7	4,6	0,9	0,7
TP giderimi, %	%91	%65,1	%92	%93,3
MLSS, mg/L	11424	9480	9949	9240
Asimilatif TP giderimi, %	%61,2	%40,6	%73,9	%68,6

HK/MBR döneminin farklı akılarda TP konsantrasyonu ve TP gideriminde ortalama değerleri Tablo 29’da verilmiştir.

Tablo 29. HK/MBR Döneminin TP Ortalama Değerleri (SRT 15 gün)

Parametre	Akı 5 L/m ² .sa	Akı 10 L/m ² .sa	Akı 15 L/m ² .sa
TP giriş, mg/L	7,8	10,5	14
TP çıkış, mg/L	0,7	1,2	3,1
TP giderimi, %	%91,5	%89	%78,3
MLSS, mg/L	7150	11593	16283
Asimilatif TP giderimi, %	%63	%66,6	%46,5
TP yükü, kg TP/m ³ .gün	0,008	0,022	0,044

Ham atıksuda kısıtlı fosfor olması sebebiyle atılan çamur ile birlikte fosfor büyük oranda asimilatif olarak azaldığı düşünülmektedir. MBR çıkış suyundaki TP konsantrasyonu çoğunlukla 1 mg/L'nin altına inmiştir. Giren TP konsantrasyonuna ve atılan çamura göre asimilatif giderilen %TP değeri tüm dönemlerde ölçülen %TP'ye kısmen yakındır. Ham atıksu %25 döneminde %TP gideriminin az olması giriş TP konsantrasyonunun yüksek olmasından kaynaklıdır.

HK/MBR döneminde de TP giderimi akı 5,10 ve 15 L/m².sa için %75'in üzerindedir. Akı 15 L/m².sa'e yükseldiğinde çıkış TP ortalama konsantrasyonunun 3,1 mg/L'ye yükselmesi, TP yükünün arttığını ve giriş suyuna eklenen harici fosfatın azaltılması gerektiğini göstermektedir. HK ön arıtmalı MBR'nin yüksek ortalama MLSS değerlerine ulaşması asimilatif olarak fosforun daha kolay giderilmesini sağlamış olabilir.

Ham ve HK/MBR dönemlerinde membran çıkış suyunda TP giderimi asimilatif giderilebilecek TP'den yüksektir. Aradaki fark mezbaha atıksuyunun içerdiği kalsiyum ve magnezyum katyonlarının fosfat ile reaksiyona girerek kimyasal çökmesi ve membran tarafından tutulmasıyla gerçekleşmiş olabilir. Bu çalışmada yüksek MLSS konsantrasyonunda, yüksek kirlilik yüküne sahip mezbaha atıksuyunun arıtımında ÇO seviyesi az olduğundan anoksik/anaerobik mikro bölgeler oluşmuş olabilir. Literatürde denitrifikasyon şartlarında azot ile eş zamanlı fosfor giderimini gerçekleştirebilen denitrifiye fosfat biriktiren bakteriler (DPAO) üzerine çalışmalar da bulunmaktadır (Oehmen et al. 2007; Pan et al. 2017). DPAO'ların anoksik ortamda nitrit, nitrat veya oksijeni kullanarak fosfor depoladıkları belirtilmiştir. Membranın sağladığı katı-sıvı ayırma imkânıyla farklı mikroorganizma türleri reaktörde tutulabilirler. Organik çamurun %1,5-2 oranında fosfor içermesi PAO/DPAO biyokütlesi içeren bir MBR'de daha yüksek olabilir. Bu durumda asimilatif olarak daha fazla fosfor giderilmiş olabilir.

Çalışmada kullanılan mezbaha atıksuyunun TP konsantrasyonu dikkate alındığında 10 L/m².sa akı ve 15 gün çamur yaşında iyi işleyen bir MBR'de %90 oranında giderilebileceği görülmektedir.

Membran kirlenmesi

Sabit akıda işletilen membranda zamanla meydana gelen kirlenmeden dolayı süzme işlemine direnç oluşur ve TMP artışı meydana gelir. Membran kirlenmesine atıksuyun içeriği, biyokütle yapısı ve MLSS konsantrasyonu etki etmektedir. Kirlenmeye EPS ve SMP'nin sebep olduğu kabul edilir (Liu et al. 2021). EPS mikroorganizma kaynaklı ve çözünür olmayan

maddelerden oluşur ve membran yüzeyinin kaplanmasına sebep olur. SMP ise çözünür büyük moleküllerden, jelimsi yapılardan ve kolloidlerden oluşmaktadır (Ramesh *et al.* 2006).

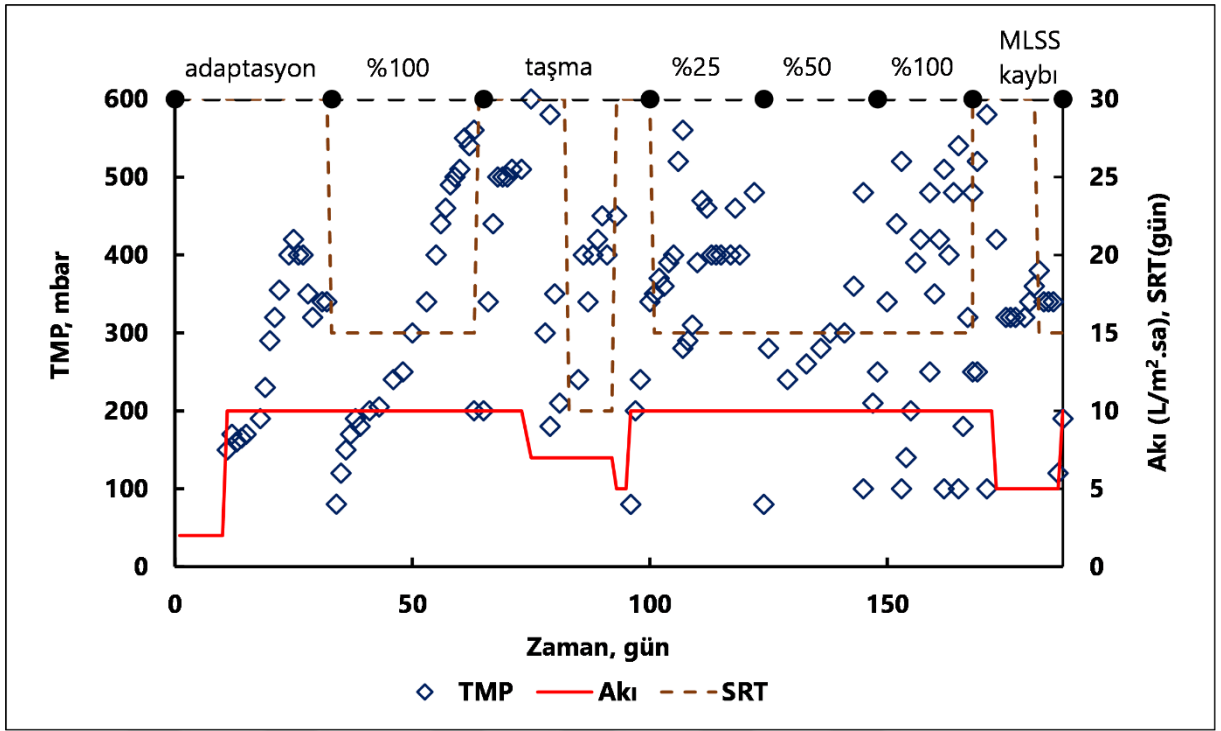
Membran modüllerinde kaba hava ile havalandırma uygulanarak membran kirlenmesinin azaltılması en yaygın kontrol tekniğidir. Filtrasyon döngüsüne dinlendirme, çıkış suyu ile geri yıkama aşamaları dahil edilmesi de uygulanması kolay bir diğer fiziksel kontrol tekniğidir. Bu tez çalışmasında membranların hızlı kirlenmesini önlemek için havalandırma ve süzöntü ile geri yıkama kullanılmıştır.

Çalışmada membran kirlenmesinin göstergesi olarak süzöntü hattının TMP'si takip edilmiştir. Şekil 76'da ham atıksuyun arıtımı sürecinde TMP değerleri verilmiştir. Şekil 77'de HK ön arıtmalı atıksuyun TMP değerleri verilmiştir.

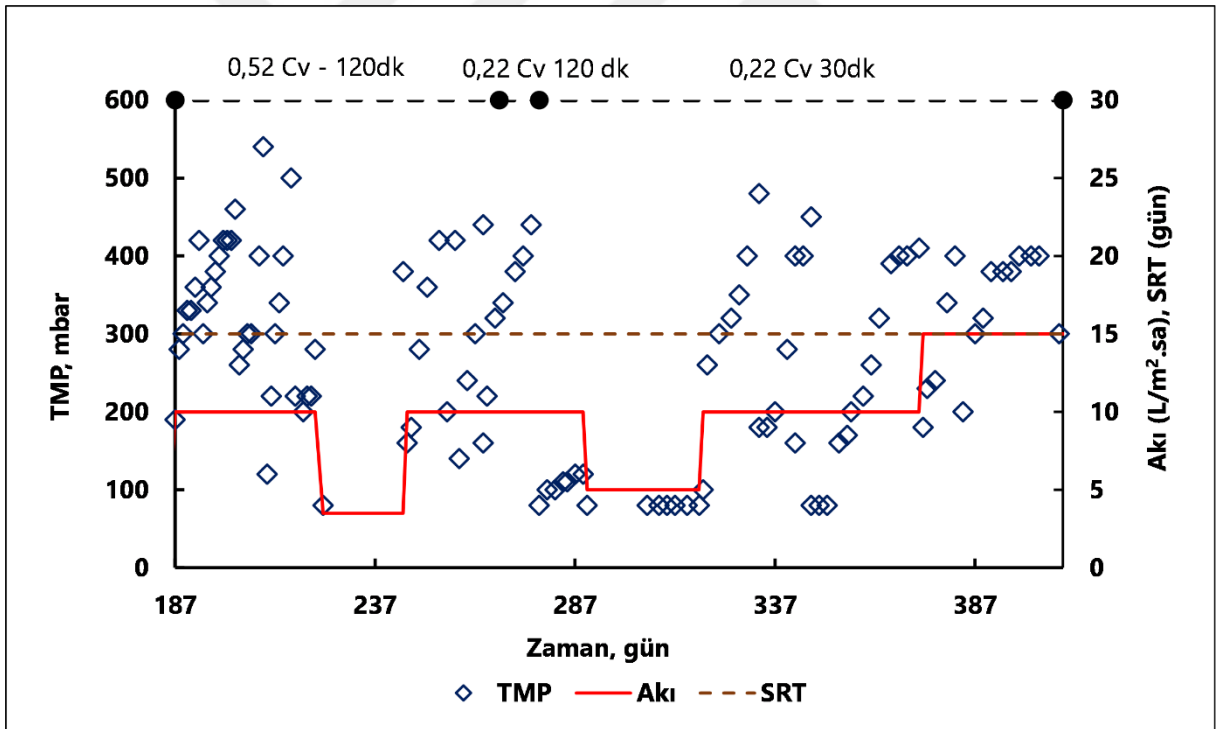
Ham atıksuyu arıtım sürecinde membranın sıklıkla kirlenmesinden dolayı fiziksel yıkama ve kimyasal yıkama işlemleri daha sık yapılmıştır. Hızlı kirlenme ve yıkama işlemlerinin sıklığından dolayı TMP değişimleri fazladır. Ham MBR döneminde akı 10 L/m².sa ve çamur yaşı 15 gün süreç boyunca sabit tutulmuştur. Yıkama işlemi uygulanmadan en uzun işletme 21 gün süreyle ham %50 döneminde sağlanmıştır. Ham %100 döneminde fiziksel/kimyasal yıkama işlemi olmadan en uzun işletme süresi 7 gündür.

HK/MBR sürecinde kimyasal yıkama işlemine daha az ihtiyaç duyulmuştur. 5 L/m².sa membran TMP artışı olmadan 28 gün işletilebilmiştir. 10 L/m².sa için yıkama işlemi olmadan işletme süresi ham atıksu MBR'ye kıyaslama ortalama 14 güne yükselmiştir. 15 L/m².sa için ise ortalama işletme süresi 9 gündür. Özellikle HK/MBR 10 ve 15 L/m².sa'de ortalama MLSS'nin 11593 ve 16283 mg/L'ye yükselmiş olmasına rağmen yıkamasız işletme süresi uzamıştır.

Ham ve HK/MBR sürecinde membran kirlenmesi en az yüksek TN giderim veriminin sağlandığı dönemlerde elde edilmiştir. Bu sebeple eş zamanlı denitrifikasyonun sağlanabildiği dönemlerde membranın daha az kirlendiği söylenebilir.



Şekil 76. Ham atıksuyun MBR’de arıtımında TMP değişimi



Şekil 77. HK/MBR arıtımında TMP değişimi

HK ön arıtmılı atıksuyun MBR’de arıtımında kavitasyonun membran kirlenmesine etkisinin sayısal olarak daha net ifade edilebilmesi için ham ve HK/MBR arıtım dönemlerinin TMP değişimi kıyaslanmıştır. Kıyaslama için tıkanma oranı ($dTMP/dt$) Denklem 11’e göre hesaplanmıştır.

$$\frac{dTMP}{dt} = \frac{TMP_t - TMP_0}{t} \quad (11)$$

Denklem 11’de (TMP_0) kimyasal/fiziksel yıkama sonrası MBR’de elde edilen ilk TMP (mbar) değeri, (TMP_t) membranın kimyasal/fiziksel yıkama işlemine ihtiyaç duyulduğu gündeki TMP (mbar) değeri ve aradaki işletme süresi (t)’dir. Ham atıksuyun MBR arıtım sürecinin dTMP/dt değerleri Tablo 30’da verilmiştir. HK/MBR döneminin dTMP/dt değerleri Tablo 31’de verilmiştir. Aynı döneme ait günler kümülatif devam ettirilerek kullanılmıştır.

Tablo 30. Ham atıksu MBR Arıtım Sürecinde dTMP/dt Değerlerinin Değişimi (Akı 10L/m².sa)

Çalışma dönemi	İşletme süresi (gün)	dTMP/dt (mbar/gün)
Ham %25	11	43,6
	15	47,5
Ham %50	21	19
Ham %100	8	52,5
	14	63,3
	17	86,7
	20	146,7
	23	126,6

Ham atıksu %100 döneminde membrane yıkama işlemleri arasında dTMP/dt değeri sürekli artarak 52,5, 63,3 86,7, 146,7 ve 126,6 mbar/gün olmuştur. Bu durum membranların daha hızlı kirlendiğini göstermektedir. Ham atıksu %100 döneminde arıtım sürecinin sonunda MBR stabilitesi de bozulmuştur. Kirlenme profilindeki hızlanma biyolojik arıtımın da bozulmasına bağlı olarak mikroorganizma kaynaklı tıkanmanın arttığı anlamına gelebilir. Ham atıksuyun arıtımında en az kirlenme ham %50’ döneminde elde edilmiştir. Bu sebeple beklendiği gibi dTMP/dt değeri (19 mbar/gün) diğerlerine kıyasla daha azdır. Ham %25 döneminde ise mezbaha atıksuyu daha az olmasına rağmen daha yüksek kirlenmenin olması yeniden adaptasyon sürecinin yeni tamamlanmış olması ve biyolojik flok yapılarının nispeten az olmasından kaynaklanmış olabilir.

Tablo 31. HK/MBR Arıtım Sürecinde dTMP/dt Değerlerinin Değişimi (Akı 10 L/m².sa)

Çalışma dönemi	İşletme süresi (gün)	dTMP/dt (mbar/gün)
HK/MBR akı 5 L/m ² .sa	28	0,7
HK/MBR akı 10 L/m ² .sa	15	27,1
	24	24,4
	40	19,4
HK/MBR akı 15 L/m ² .sa	9	27,5
	18	25,7

HK ön arıtmalı atıksuyun 5 L/m².sa arıtımında dTMP/dt değeri 0,7 mbar/gün olması membran kirlenmesinin çok az olduğunu ve bu akıda uzun süreli işletmenin sağlanabileceğini göstermektedir. 10 L/m².sa'de ise ortalama dTMP/dt değeri 23,6 mbar/gün'e yükselmiştir. Akı 15 L/m².sa'e yükseltildiğinde de ortalama dTMP/dt 26,6 mbar/gün'dür. Akı 10 ve 15 L/m².sa için dTMP/dt birbirine yakındır ancak ortalama işletme süresi sırasıyla 14 ve 9 gün'dür. Akının artması yıkama işlemi olmadan işletme süresini azaltmıştır.

MBR arıtım teknolojisinin mikroorganizmaların aktivitesine bağlı olması, MBR'nin uygulanabilirliğini değiştiren en kritik parametredir. Mikroorganizmaların biyokimyasal süreçleri sonucu reaktör içine salınan EPS ve SMP membran kirlenmesini etkilemektedir. İyi işlemeyen bir MBR aktif çamuru membrane kirliliğini tetikleyen maddelerin reaktör içindeki konsantrasyonunu arttırabilir. Atıksuda bulunan proteinlerin ve yüksek molekül ağırlıklı karbonhidratların membran kirlenmesine sebep olduğuna dair bulgular mevcuttur (Millanar-Marfa et al. 2018). Kavitasyonun mezbaa atıksuyunun içerdiği protein peptit bağlarına ve kan hücrelerine etkisi sayesinde MBR'nin daha uzun işletilmesine katkı sağlamış olabilir. Çalışmanın farklı zamanlarında MBR'de sağlanabilen eş zamanlı denitrifikasyon ortamı da membran yıkama işlemi olmayan işletme süresini uzattığı görülmektedir. Son yıllarda SND ve yüksek MLSS'de membran kirlenmesinin kontrolü üzerine çalışmalarda yaygınlaşmıştır (Huang et al. 2024). MBR'de yüksek MLSS konsantrasyonunun daha az EPS salınımı ve membran yüzeyinde daha az protein adsorpsiyonu oluşturduğu belirtilmiştir. HK ön arıtımının denitrifikasyon şartlarına katkısı bu tez çalışmasında incelenmemiştir ancak kavitasyonla elde edilen stabil işletme şartları ve daha yüksek ortalama MLSS konsantrasyonları dolaylı olarak denitrifikasyon şartlarını iyileştirmiştir.

SONUÇ ve ÖNERİLER

Bu çalışmada gıda sektöründe en çok temiz su tüketen işletmelerden biri olan mezbahalarda oluşan atıksuyun arıtımı için yeni nesil çevreci bir teknoloji olan hidrodinamik kavitasyonun MBR ile kombinasyonu araştırılmıştır.

Çalışmaya özel HK reaktörü tasarlanmış ve farklı kavitasyon geometrilerinin tasarlanan sistemdeki basınç-kavitasyon sayısı ilişkisi incelenerek en etkili kavitasyon geometrisi seçilmiştir. Bu hususta literatürde farklı alanlardaki çalışmalarda kullanılan farklı formüllerden de faydalanılmıştır. Venturi ve orifis tip hazırlanmış kavitasyon tüpleri farklı daralma tipi, boğaz çapı, boğaz uzunluğu, yaklaşma açısı ve uzaklaşma açısına göre basınç profili, kavitasyon sayısı, kayıp katsayısı ve kavitasyon sesine göre kıyaslanmıştır. Yaklaşma açısının 10° 'den 90° 'ye artmasının giriş basıncını arttırdığı ve daha fazla basınç kaybına sebep olduğu belirlenmiştir. Boğaz çapının daralması giriş basıncında ani artışlara sebep olmuş ve C_v 'nin 0,1'in altına inmesini sağlamıştır. Ancak 3 mm boğaz çapı süper kavitasyon oluşturmada ve aşırı titreşim oluşturmada dolayı kullanılmamıştır. Boğaz uzunluğunun artması aynı giriş basıncında kavitasyon sayısını arttırdığı ve kavitasyon şiddetini azalttığı tespit edilmiştir. Uzaklaşma açısının artması kavitasyon sayısında bir değişiklik göstermemiş olmasına rağmen artan açıyla beraber kavitasyon sesi azalmıştır. Yapılan değerlendirmeler sonucunda yaklaşma açısı 30° , boğaz çapı 5 mm, boğaz uzunluğu 20 mm ve uzaklaşma açısı 10° olan venturi tip kavitasyon tüpü arıtma çalışmalarında kullanılmak üzere seçilmiştir.

Mezbaha atıksuyunun sadece HK ile arıtım potansiyelinin belirlenmesinde farklı pH, farklı kavitasyon sayısı, sıcaklık ve başlangıç konsantrasyonu değerlendirilmiştir. pH 4,5'te gerçekleştirilen 7 bar giriş basıncı, 0,22 C_v , 30°C ve 120 dk kavitasyon süresinde %33 KOİ, %35 TOK ve %56 renk verimi elde edilmiştir. pH 4,5'te gerçekleşen floklaşmaya bağlı olarak arıtımın arttığı ve kavitasyonun protein agregasyonunu tetikleyerek floklaşmaya olumlu katkısı olduğu görülmüştür. Kavitasyon süresince meydana gelen pH artışı kavitasyon sayısının azalmasıyla artmıştır.

Doğal pH'da gerçekleştirilen kavitasyon ile %14,4 KOİ ve %11 TOK verimine ulaşılmıştır. Doğal pH'da kavitasyonun atıksuyun içindeki CO_2 'yu tükettiği görülmüştür. Kavitasyon sayısı azaldıkça veya giriş basıncı arttıkça CO_2 tüketimi hızlanmıştır. 3 bar giriş basıncında çözünmüş oksijen 120 dk'da %1'in altına inmiştir. Giriş basıncı 7 bar'a yükseltildiğinde ise ilk 15 dk içinde %5'in altında kalmıştır. Kavitasyon başlangıç konsantrasyonunun arttırılmasından etkilenmemiştir. Sadece HK 4000 mg/L başlangıç

konsantrasyonunda %11 KOİ ve TOK verimi sağlamıştır. Sıcaklık 30°C'ye kadar olumlu katkı sunarken 30°C'nin altında ve üstünde giderim verimi azalmıştır. Sıcaklığın 20°C'den 30°C'ye artması KOİ, TOK ve renk giderim verimini sırasıyla %5, %3,4 ve %14 arttırarak %7, %7 ve %19'a çıkarmıştır.

H₂O₂ oksidasyonunda H₂O₂ konsantrasyonunun artması KOİ, TOK ve renk verimini arttırmıştır. H₂O₂ konsantrasyonu ile renk giderimi arasında lineer ilişki olduğu görülmüştür. 15 g/L H₂O₂ dozunda KOİ %14, TOK %16 ve renk giderimi %72'ye ulaşmıştır. Doğal pH'da H₂O₂ oksidasyonu sönmeyen taşan köpük oluşturduğundan reaktör atıksu seviyesi hızlıca düşmüştür. Köpürmenin kandaki katalaz enziminden tetiklendiği düşülmüştür. Bu sebeple atıksuyla aşırı köpürmenin olmadığı ve katalazın inaktif olduğu asidik pH'larda çalışılmıştır. Farklı pH'lardan pH 3,0 ve pH 2,0'da kalıntı H₂O₂'nin neredeyse tamamı atıksuda ayrışmadan kalmıştır. pH 3,0'da H₂O₂ %4 azalmış ve çoğunluğu ayrışmadan atıksu içerisinde kalmıştır. Renk giderimi ise pH 3,0'da %75'e ulaşmıştır. Asidik pH'da H₂O₂ bozunmadan durmasına rağmen yalnızca %6 KOİ verimi sağlanmıştır.

HK/H₂O₂ oksidasyonunda pH 3,0'da kaviteasyon, kalıntı H₂O₂'nin tükenmesini hızlandırmıştır. Kalıntı H₂O₂ başlangıç H₂O₂ konsantrasyonuna kıyasla %57 azalmıştır. pH 4,0'da ise H₂O₂'nin tamamı ayrışmıştır. 3 saatlik kaviteasyonun sonunda TOK verimi %6,5'e çıkmıştır. H₂O₂'nin düşük pH'da arıtım verimi düşük olmasına rağmen mezbaha atıksuyunun H₂O₂ ile 1 saat oksidasyonu sonrasında pH'nın 5,8'e arttırılması protein agregasyonuna bağlı floklar oluşmasını sağlamış ve flokların ayrılmasıyla %24,5 KOİ ve %12 TOK verimi elde edilmiştir. Aynı durum HK/H₂O₂ oksidasyonunda %41,4 KOİ ve %37,4 TOK verimi sağlamıştır. pH 5,5'te kaviteasyona devam edilmesiyle KOİ verimi %64'e, TOK verimi %63'e kadar yükselmiştir. HK/H₂O₂'nin mezbaha atıksuyunda oluşan flokların büyümesine ve/veya artmasına katkı sağlayarak verimi arttırdığı görülmüştür. Kalıntı H₂O₂'nin HK/H₂O₂ oksidasyonunda azalması ve pH'nın kaviteasyon süresince yükselmesi ilave proses ihtiyacını azaltmıştır.

Kaviteasyon doğal pH'da elde edilen verimlerin yanında mezbaha atıksuyunun içeriğinde farklı değişikliklere de sebep olmuştur. Kaviteasyon süresince atıksuyun amonyum konsantrasyonu artmıştır. 7 bar giriş basıncında NH₄ konsantrasyonu 1,9 mg/L'den 2 saat sonunda 8,9 mg/L'ye yükselmiştir. Kaviteasyon sonrasında dahi kaviteasyon etkisi devam etmiştir ve kaviteasyona uğramış atıksuyun amonyaklaşma hızı artmıştır. Ortam sıcaklığında ham atıksuyun NH₄ konsantrasyonu 4 gün sonunda 40,5 mg/L'ye yükselmişken HK arıtmalı atıksu 238 mg/L'ye yükselmiştir. Amonyaklaşmada sağlanan avantaj için 5 dk HK'nın yeterli

olduğu görülmüştür. Amonyaklaşmayla beraber kavitasyona uğramış atıksuyun alkalinitesi de artmıştır.

Kavitasyon mezbaha atıksuyunda bulunan bazı kan hücrelerinin yapısını bozmuştur. Bu durum HK arıtmı atıksu içerisinde biyokimyasal reaksiyonların artmasına katkı sağlamıştır. Ortam sıcaklığında bekleyen HK arıtmı atıksuyun KOİ ve TOK konsantrasyonu kendiliğinden azalmaya devam etmiştir. Kavitasyonun atıksuda bulunan kan hücrelerine zararı UV spektrum taraması ile takip edilmiştir. Ham atıksuda 416 nm dalga boyunda görülen pikte kavitasyonlu numunelerde büyük oranda azalma olduğu görülmüştür.

HK arıtımının biyokimyasal reaksiyonlara etkisini görmek için kesikli deneylerle besin kullanım hızı ve organik azotun bozunma hızı katsayıları hesaplanmıştır. HK arıtımı ham atıksuya kıyasla besin kullanım hızını KOİ için $0,47 \text{ sa}^{-1}$ 'den $0,54 \text{ sa}^{-1}$ 'e, TOK için $0,54 \text{ sa}^{-1}$ 'den $0,78 \text{ sa}^{-1}$ 'e organik azot bozunma hızını ise $0,27 \text{ sa}^{-1}$ 'den $0,42 \text{ sa}^{-1}$ 'e yükseltmiştir.

Respirometrik ölçümlerde mezbaha atıksuyuna uzun süreli adaptasyon sayesinde kolay parçalanabilir fraksiyonun arttığı görülmüştür. HK arıtımı OTH değerini ham atıksuya kıyasla $40,4 \text{ mg/L.sa}$ 'den $46,7 \text{ mg/L.sa}$ 'e yükseltmiştir. Kavitasyonun makro molekülleri daha küçük parçalara ayırmasından kaynaklandığı düşünülmüştür. HK arıtmı atıksuyun parçalanması daha yüksek OTH'a çıksa da BOİ_{st}/KOİ oranının yaklaşık aynı olmasından dolayı toplam biyolojik arıtılabilir kısmı değişmemiş olabilir. BOİ₅/KOİ ile biyobozunurluk indeksi kıyaslamasında ortalama değerler HK arıtımında 0,05 yükselerek 0,69 olmuştur.

Mezbaha atıksuyunun MBR ile arıtımında ham ve HK/MBR kıyaslandığında ham atıksu $10 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ akı ve $5,76 \text{ kg/m}^3.\text{gün}$ organik yükleme hızında MBR'ye beslendiğinde ortalama MLSS 9372 mg/L olmuştur. Aynı akı değeri ve daha düşük organik yükleme hızında ($4,2 \text{ kg/m}^3.\text{gün}$) HK/MBR'nin MLSS değeri 12750 mg/L 'ye yükselmiştir. Ham atıksu döneminde yaşanan işletme problemleri de dikkate alındığında HK ön arıtımı MBR'nin stabil işletilmesine katkı sağlamıştır.

Ham ve HK ön arıtmı atıksuyun MBR'de arıtımı yüksek KOİ ve TOK giderim verimi sunarak çıkış suyu KOİ değerinin 50 mg/L altına kadar indirmiştir. Ancak arıtımın sürekliliği MBR'nin stabil işletilmesine bağlıdır. Mikrobiyal popülasyondaki bozulmalara rağmen MBR'nin katı-sıvı ayrımı konusunda sağladığı avantajı çıkış suyu kalitesinin hemen bozulmasını önlemiştir. HK/MBR ile $5, 10$ ve $15 \text{ L/m}^2.\text{sa}$ akılarında çalışılmış ve akının yükselmesine rağmen çıkış suyu KOİ değeri 50 mg/L altında kalmıştır. Giriş kirlilik yükü artmasına rağmen MBR değişen giriş yükünden etkilenmeyerek %98 üzerinde KOİ ve TOK giderim verimi sağlamıştır.

Ham atıksu MBR ve HK/MBR arıtımında ortalama renk değeri 66,8 Pt-Co ve 49,9 Pt-Co olmuştur. Minimum ulaşılan renk değerleri ise sırasıyla 18 ve 9,4 Pt-Co'dur. Renk giderim verimi ham atıksu için %99,5 ve HK/MBR için %99,7'ye ulaşmıştır. Ham atıksu MBR çalışmasında stabil işletilen dönemler arasında maksimum çıkış rengi 196 Pt-Co, HK/MBR için ise 96 Pt-Co olmuştur. Çıkış suyu bulanıklığı ise ham atıksu MBR ve HK/MBR için 1,0 NTU'nun altında kalmıştır.

Mezbaha atıksuyunun biyolojik arıtımında azot giderimi sistem stabilitesini de doğrudan etkilemektedir. Ham ve HK/MBR azot giderimi açısından kıyaslandığında HK/MBR ile ortalama TN giderimi %33'den %59'a yükselmiştir. HK/MBR ile daha yüksek TN giderimi, $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi ve nitratlaşma sağlanırken, daha düşük N_{org} ve $\text{NO}_2\text{-N}$ birikmiştir. HK/MBR kavitasyon etkisiyle azot giderimini arttırmıştır. $10 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ akı ve SRT 15 günde ham atıksu MBR ve HK/MBR kıyaslandığında TN giderimi, amonyaklaşma ve $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi yine ham atıksuya kıyasla daha yüksek, $\text{NO}_2\text{-N}$ birikmesi daha azdır. Ham atıksuyun arıtımında organik azotun bir kısmı MBR'de kalırken kavitasyona uğramış atıksuyun organik azot konsantrasyonu azalmıştır. HK/MBR döneminde reaktörde sağlanan eş zamanlı denitrifikasyon imkânı çıkış suyu $\text{NO}_3\text{-N}$ değerini azaltmıştır. Ham MBR döneminde giriş atıksuyuna dozlanan NaHCO_3 $1,5 \text{ g/L}$ 'ye kadar yükselirken HK/MBR döneminde harici NaHCO_3 eklenmesine çoğunlukla gerek kalmamıştır. Kavitasyon ile sağlanan amonyaklaşma ve denitrifikasyon gerekli alkaliniteyi sağlamış, MBR'de gerçekleşen nitrifikasyona bağlı pH değişimini azaltmıştır. Ham ve HK/MBR arasındaki en temel fark HK/MBR'nin 222 gün boyunca yüksek akıda dahil olmak üzere stabil işletilebilmesidir.

Çalışmada mezbaha atıksuyunun düşük olan TP konsantrasyonu dikkate alındığında $10 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ akı ve 15 gün çamur yaşında iyi işleyen bir MBR'de asimilatif ve reaktör içindeki katyonların etkisiyle kimyasal çökeltme yoluyla %90 oranında giderilebileceği görülmüştür.

Ham atıksuyun arıtım sürecinde membranlar sıklıkla kirlendiğinden fiziksel yıkama ve kimyasal yıkama işlemleri daha sık yapılmıştır. Ham atıksu %100 döneminde $d\text{TMP}/dt$ 'nin sürekli artması dönem süresince membranların daha hızlı kirlendiğini göstermiştir. HK/MBR döneminde membranların fiziksel/kimyasal yıkama işlemi olmadan işletme süresinin ham MBR'ye göre daha uzun olduğu görülmüştür. Özellikle $5 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ akıda 28 gün süresince membranda neredeyse hiç kirlenme olmamıştır. HK/MBR döneminde $15 \text{ L/m}^2\text{.sa}$ akıda MLSS konsantrasyonunun 16 g/L 'ye ulaşmasına rağmen membran kirlenmesi beklenenden daha az olmuştur. Kavitasyonun mezbaha atıksuyunun içerdiği protein peptit bağlarına ve kan hücrelerine etkisi sayesinde MBR'nin daha uzun işletilmesine katkı sağlamıştır. Çalışmanın

farklı zamanlarında MBR’de sağlanabilen eş zamanlı denitrifikasyon ortamı da membran yıkama işlemi olmadan işletme süresini uzattığı görülmüştür.

Bu çalışmada MBR teknolojisi biyokütlenin reaktörde kolaylıkla tutulabilmesiyle yüksek MLSS konsantrasyonunda çalışılabilmesi ve yüksek kalitede çıkış suyu sunabilmesi sebebiyle tercih edilmiştir. Biyokütlenin reaktörde tutunması yavaş büyüyen nitrifiye bakterilerinin daha hızlı çoğalmasını sağlamıştır. Ancak yüksek MLSS konsantrasyonu, kirlilik yükü yüksek mezbaha atıksuyu ile birlikte reaktörde ÇO seviyesinin azalmasına sebep olmuştur. Düşük ÇO seviyesi MBR’de mikro anoksik/anaerobik bölgelerin oluşmasını sağlayarak eş zamanlı denitrifikasyon imkânı sunmuştur. Kavitasyon sayesinde azot formları arasında denge sağlanarak yüksek azot giderim verimleri elde edilmiştir. HK/MBR kombinasyonu ile atıksuyun KOİ verimi %99, TOK verimi %99 ve TN verimi %98’e kadar ulaşmıştır. HK/MBR’de ÇO seviyesi kontrol edilerek SND şartlarının iyileştirilmesi mümkün olabilir.

Mezbaha atıksuyunun HK/MBR kombinasyonu ile elde edilen arıtılmış su mezbahalarda gıda ürünleriyle doğrudan temas etmeyeceği alanların temizliğinde kullanılarak su yönetimine olumlu katkılar sağlayacağı düşünülmektedir.

KAYNAKÇA

- Agarkoti, C., Thanekar, P. D., & Gogate, P. R. 2021. Cavitation based treatment of industrial wastewater: A critical review focusing on mechanisms, design aspects, operating conditions and application to real effluents. *Journal of Environmental Management*, 300, 113786.
- Alfonso-Muniozguren, P., Lee, J., Bussemaker, M., Chadeesingh, R., Jones, C., Oakley, D., & Saroj, D. 2018. A combined activated sludge-filtration-ozonation process for abattoir wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 25(August), 157–163.
- Arévalo, J., L.M. Ruiz, J. A., Parada-Albarracín, D. M., González-Pérez, J., Pérez, B., & Moreno, M. A. G. 2012. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration. *Desalination*, 299, 22–27.
- Ashrafizadeh, S. M., & Ghassemi, H. 2015. Experimental and numerical investigation on the performance of small-sized cavitating venturis. *Flow Measurement and Instrumentation*, 42, 6–15.
- Asif, M. B., & Zhang, Z. 2021. Ceramic membrane technology for water and wastewater treatment: A critical review of performance, full-scale applications, membrane fouling and prospects. *Chemical Engineering Journal*, 418, 129481.
- Avery, L. M., Killham, K., & Jones, D. L. 2005. Survival of *E. coli* O157:H7 in organic wastes destined for land application. *Journal of Applied Microbiology*, 98(4), 814–822.
- Badve, M., Gogate, P., Pandit, A., & Csoka, L. 2013. Hydrodynamic cavitation as a novel approach for wastewater treatment in wood finishing industry. *Separation and Purification Technology*, 106, 15–21.
- Badve, M. P., Bhagat, M. N., & Pandit, A. B. 2015. Microbial disinfection of seawater using hydrodynamic cavitation. *Separation and Purification Technology*, 151, 31–38.
- Bagal, M. V., & Gogate, P. R. 2014a. Degradation of diclofenac sodium using combined processes based on hydrodynamic cavitation and heterogeneous photocatalysis. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(3), 1035–1043.
- Bagal, M. V., & Gogate, P. R. 2014b. Wastewater treatment using hybrid treatment schemes based on cavitation and Fenton chemistry: A review. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(1), 1–14.
- Bagheri, M., & Mirbagheri, S. A. 2018. Critical review of fouling mitigation strategies in membrane bioreactors treating water and wastewater. *Bioresource Technology*, 258, 318–334.
- Baker, B. R., Mohamed, R., Al-Gheethi, A., & Aziz, H. A. 2021. Advanced technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A systematic review. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 42(6), 880–899.
- Baranova, M. P. 2019. Hydrodynamic cavitation unit for improving the performance of irrigation water during plant growing. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 315(6).
- Bashir, T. A., Soni, A. G., Mahulkar, A. V., & Pandit, A. B. 2011. The CFD driven optimisation of a modified venturi for cavitation activity. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 89(6), 1366–1375.
- Bayar, S., Yildiz, Y. S., Yilmaz, A. E., & Irdemez, S. 2011. The effect of stirring speed and

- current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination*, 280(1–3), 103–107.
- Bera, S. P., Godhaniya, M., & Kothari, C. 2022. Emerging and advanced membrane technology for wastewater treatment: A review. *Journal of Basic Microbiology*, 62(3–4), 245–259.
- Besharati Fard, M., Mirbagheri, S. A., & Pendashteh, A. 2020. Removal of TCOD and phosphate from slaughterhouse wastewater using Fenton as a post-treatment of an UASB reactor. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(2), 413–422.
- Bhat, A. P., & Gogate, P. R. 2021. Cavitation-based pre-Treatment of wastewater and waste sludge for improvement in the performance of biological processes: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 104743.
- Bis, M., Montusiewicz, A., Ozonek, J., & Pasieczna-Patkowska, S. 2015. Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Ultrasonics Sonochemistry*, 26, 378–387.
- Braeutigam, P., Franke, M., Schneider, R. J., Lehmann, A., Stolle, A., & Ondruschka, B. 2012. Degradation of carbamazepine in environmentally relevant concentrations in water by Hydrodynamic-Acoustic-Cavitation (HAC). *Water Research*, 46(7), 2469–2477.
- Burzio, E., Bersani, F., Caridi, G. C. A., Vesipa, R., Ridolfi, L., & Manes, C. 2020. Water disinfection by orifice-induced hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 60, 104740.
- Bustillo-Lecompte, C. F. 2016. Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. *Journal of Environmental Management*, 182, 651–666.
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. 2015. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302.
- Bustillo-Lecompte, C. F., Mehrvar, M., & Quiñones-Bolaños, E. 2013. Combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes for the treatment of synthetic slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(9), 1122–1135.
- Bustillo-Lecompte, C. F., Mehrvar, M., & Quiñones-Bolaños, E. 2014. Cost-effectiveness analysis of TOC removal from slaughterhouse wastewater using combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes. *Journal of Environmental Management*, 134, 145–152.
- Bustillo-Lecompte, C., & Mehrvar, M. 2017. Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery. *Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery*, 153–174.
- Cai, J., Huai, X., & Li, X. 2009. Dynamic behaviors of cavitation bubble for the steady cavitating flow. *Journal of Thermal Science*, 18(4), 338–344.
- Cao, W., & Mehrvar, M. 2011. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. *Chemical Engineering Research and Design*, 89(7), 1136–1143.
- Carpenter, J., Badve, M., Rajoriya, S., George, S., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. 2017. Hydrodynamic cavitation: An emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(5), 433–468.
- Cerecedo, L. M., Dopazo, C., & Gomez-Lus, R. 2018. Water disinfection by hydrodynamic cavitation in a rotor-stator device. *Ultrasonics Sonochemistry*, 48, 71–78.

- Chakinala, A. G., Gogate, P. R., Burgess, A. E., & Bremner, D. H. 2008. Treatment of industrial wastewater effluents using hydrodynamic cavitation and the advanced Fenton process. *Ultrasonics Sonochemistry*, 15(1), 49–54.
- Chakinala, A. G., Gogate, P. R., Burgess, A. E., & Bremner, D. H. 2009. Industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation and heterogeneous advanced Fenton processing. *Chemical Engineering Journal*, 152(2–3), 498–502.
- Davarnejad, R., & Nasiri, S. 2017. Slaughterhouse wastewater treatment using an advanced oxidation process: Optimization study. *Environmental Pollution*, 223, 1–10.
- Del Pozo, R., Taş, D. O., Dulkadiroğlu, H., Orhon, D., & Diez, V. 2003. Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78(4), 384–391.
- Deng, L., Guo, W., Ngo, H. H., Zhang, H., Wang, J., Li, J., Xia, S., & Wu, Y. 2016. Biofouling and control approaches in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 221, 656–665.
- Deng, Y., & Zhao, R. 2015. Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports*, 1(3), 167–176.
- Do, A. T., Bach, D. Q., Do, U. K., Prieto, A., & Huong, H. T. L. 2016. Performance of airlift MBR for on-site treatment of slaughterhouse wastewater in urban areas of Vietnam. *Water Science and Technology*, 74(9), 2245–2251.
- Doltade, S. B., Dastane, G. G., Jadhav, N. L., Pandit, A. B., Pinjari, D. V., Somkuwar, N., & Paswan, R. 2019. Hydrodynamic cavitation as an imperative technology for the treatment of petroleum refinery effluent. *Journal of Water Process Engineering*, 29(January), 100768.
- Dular, M., Griessler-Bulc, T., Gutierrez-Aguirre, I., Heath, E., Kosjek, T., Krivograd Klemenčič, A., Oder, M., Petkovšek, M., Rački, N., Ravnikar, M., Šarc, A., Širok, B., Zupanc, M., Žitnik, M., & Kompare, B. 2016. Use of hydrodynamic cavitation in (waste)water treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 29, 577–588.
- Eryuruk, K., Tezcan Un, U., & Bakır Ogutveren, U. 2018. Electrochemical treatment of wastewaters from poultry slaughtering and processing by using iron electrodes. *Journal of Cleaner Production*, 172, 1089–1095.
- Ezugbe, E. O., & Rathilal, S. 2020. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. *Membranes*, 10(5), 89.
- Fatima, F., Du, H., & Kommalapati, R. R. 2021. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater with membrane technologies: A review. *Water (Switzerland)*, 13(14).
- Fong, S. Y., Lau, W. J., Tan, N. H. T., Chin, N., & Chew, K. H. 2022. A Case Study of Industrial MBR Process for Poultry Slaughterhouse Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science and Research*, 8(1), 1–5.
- Gągol, M., Przyjazny, A., & Boczkaj, G. 2018. Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes based on cavitation – A review. *Chemical Engineering Journal*, 338, 599–627.
- Gevari, M. T., Parlar, A., Torabfam, M., Kosar, A., Yüce, M., & Ghorbani, M. 2020. Influence of fluid properties on intensity of hydrodynamic cavitation and deactivation of *Salmonella typhimurium*. *Processes*, 8(3).
- Gharibian, S., & Hazrati, H. 2022. Towards practical integration of MBR with electrochemical AOP: Improved biodegradability of real pharmaceutical wastewater and fouling mitigation. *Water Research*, 218(December 2021), 118478.

- Giwa, A., Yusuf, A., Balogun, H. A., Sambudi, N. S., Bilad, M. R., Adeyemi, I., Chakraborty, S., & Curcio, S. 2021. Recent advances in advanced oxidation processes for removal of contaminants from water: A comprehensive review. *Process Safety and Environmental Protection*, 146, 220–256.
- Gkotsis, P. K., Banti, D. C., Peleka, E. N., Zouboulis, A. I., & Samaras, P. E. 2014. Fouling issues in Membrane Bioreactors (MBRs) for wastewater treatment: Major mechanisms, prevention and control strategies. *Processes*, 2(4), 795–866.
- Gogate, P. R., & Kabadi, A. M. 2009. A review of applications of cavitation in biochemical engineering/biotechnology. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 60–72.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. 2000. Engineering design methods for cavitation reactors II: Hydrodynamic cavitation. *AIChE Journal*, 46(8), 1641–1649.
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. 2001. Hydrodynamic Cavitation Reactors: A State of The Art Review. 3(2).
- Gogate, P. R., & Pandit, A. B. 2005. A review and assessment of hydrodynamic cavitation as a technology for the future. *Ultrasonics Sonochemistry*, 12(1–2), 21–27.
- Gürel, L., & Büyükgüngör, H. 2011. Treatment of slaughterhouse plant wastewater by using a membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 64(1), 214–219.
- He, J. T., Xia, S. X., Li, W., Deng, J., Lin, Q. L., & Zhang, L. 2023. Resource recovery and valorization of food wastewater for sustainable development: An overview of current approaches. *Journal of Environmental Management*, 347(April), 119118.
- He, Y., Xu, P., Li, C., & Zhang, B. 2005. High-concentration food wastewater treatment by an anaerobic membrane bioreactor. *Water Research*, 39, 4110–4118.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., & Pandit, A. B. 2019. Cavitationally Driven Transformations: A Technique of Process Intensification [Review-article]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 58(15), 5797–5819.
- Hou, Y., Yang, F., Cao, J., Huang, Y., Li, C., Li, J., & Ren, X. 2022. Effects of hydrodynamic cavitation at different pH values on the physicochemical properties and aggregation behavior of soybean glycinin. *Lwt*, 163(January), 113615.
- Huang, R., Geng, M., Gao, S., Yin, X., & Tian, J. 2024. In-depth insight into improvement of simultaneous nitrification and denitrification/biofouling control by increasing sludge concentration in membrane reactor: performance, microbial assembly and metagenomic analysis. *Bioresource Technology*, 393(November 2023), 130013.
- Innocenzi, V., Prisciandaro, M., Centofanti, M., & Vegliò, F. 2019. Comparison of performances of hydrodynamic cavitation in combined treatments based on hybrid induced advanced Fenton process for degradation of azo-dyes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103171.
- James, S. N., & Vijayanandan, A. 2023. Recent advances in simultaneous nitrification and denitrification for nitrogen and micropollutant removal: a review. *Biodegradation*, 34(2), 103–123.
- Joshi, R. K., & Gogate, P. R. 2012. Degradation of dichlorvos using hydrodynamic cavitation based treatment strategies. *Ultrasonics Sonochemistry*, 19(3), 532–539.
- Joshi, S. M., & Gogate, P. R. 2019. Intensification of industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation combined with advanced oxidation at operating capacity of 70 L. *Ultrasonics Sonochemistry*, 52, 375–381.
- Kanafin, Y. N., Makhatova, A., Meiramkulova, K., & Pouloupoulos, S. G. 2022. Treatment of a

- poultry slaughterhouse wastewater using advanced oxidation processes. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102694.
- Katipoglu-Yazan, T., Ubay Cokgor, E., Insel, G., & Orhon, D. 2012. Is ammonification the rate limiting step for nitrification kinetics? *Bioresource Technology*, 114, 117–125.
- Kazin, V. N., Makaryin, V. V., Guзов, E. A., Moshareva, V. A., & Kovchiiy, K. A. 2016. Spectrophotometric Study of the Effect of a Magnetic Field on Human Blood Components. *Journal of Applied Spectroscopy*, 83(3), 406–411.
- Keskes, S., Hmaied, F., Gannoun, H., Bouallagui, H., Godon, J. J., & Hamdi, M. 2012. Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic treatment of abattoir wastewater. *Bioresource Technology*, 103(1), 28–34.
- Khajeh, M., Amin, M. M., Taheri, E., Fatehizadeh, A., & McKay, G. 2020. Influence of co-existing cations and anions on removal of direct red 89 dye from synthetic wastewater by hydrodynamic cavitation process: An empirical modeling. *Ultrasonics Sonochemistry*, 67.
- Kim, H., Koo, B., Sun, X., & Yoon, J. Y. 2020. Investigation of sludge disintegration using rotor-stator type hydrodynamic cavitation reactor. *Separation and Purification Technology*, 240, 116636.
- Kobyа, M., Senturk, E., & Bayramoglu, M. 2006. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*.
- Krzemińska, D., Neczaj, E., & Borowski, G. 2015. Advanced oxidation processes for food industrial wastewater decontamination. *Journal of Ecological Engineering*, 16(2), 61–71.
- Kuldeep, & Saharan, V. K. 2016. Computational study of different venturi and orifice type hydrodynamic cavitating devices. *Journal of Hydrodynamics*, 28(2), 293–305.
- Kunacheva, C., & Stuckey, D. C. 2014. Analytical methods for soluble microbial products (SMP) and extracellular polymers (ECP) in wastewater treatment systems: a review. *Water Research*, 61, 1–18.
- Kundu, P., Debsarkar, A., & Mukherjee, S. 2013. Treatment of slaughter house wastewater in a sequencing batch reactor: Performance evaluation and biodegradation kinetics. *BioMed Research International*, 2013.
- Kwon, B. G., Lee, D. S., Kang, N., & Yoon, J. 1999. Characteristics of p-chlorophenol oxidation by Fenton's reagent. *Water Research*, 33(9), 2110–2118.
- Lebiocka, M. 2020. Application of hydrodynamic cavitation to improve the biodegradability of municipal wastewater. *Journal of Ecological Engineering*, 21(6), 155–160.
- Li, M., Bussonnière, A., Bronson, M., Xu, Z., & Liu, Q. 2019. Study of Venturi tube geometry on the hydrodynamic cavitation for the generation of microbubbles. *Minerals Engineering*, 132(September 2018), 268–274.
- Li, Y. Z., He, Y. L., Ohandja, D. G., Ji, J., Li, J. F., & Zhou, T. 2008. Simultaneous nitrification-denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. *Bioresource Technology*, 99(13), 5867–5872.
- Liu, Q., Ren, J., Lu, Y., Zhang, X., Roddick, F. A., Fan, L., Wang, Y., Yu, H., & Yao, P. 2021. A review of the current in-situ fouling control strategies in MBR: Biological versus physicochemical. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 98, 42–59.
- Liu, Y., & Li, B. 2023. Numerical Investigation of the Cavitation Characteristics in Venturi Tubes: The Role of Converging and Diverging Sections. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(13).
- Liu, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Peng, L., Wang, D., & Ni, B. 2019. The roles of free ammonia

- (FA) in biological wastewater treatment processes: A review. *Environ Int*, 123, 10–19.
- Lo, Y. M., Cao, D., Argin-Soysal, S., Wang, J., & Hahm, T. S. 2005. Recovery of protein from poultry processing wastewater using membrane ultrafiltration. *Bioresource Technology*, 96(6), 687–698.
- Louvet, J. N., Homeky, B., Casellas, M., Pons, M. N., & Dagot, C. 2013. Monitoring of slaughterhouse wastewater biodegradation in a SBR using fluorescence and UV-Visible absorbance. *Chemosphere*, 91(5), 648–655.
- Lu, G., Zhao, L., Zhu, M., Deng, C., Liu, H., Ma, J., & Li, Y. 2019. Effect of Cavitation Hydrodynamic Parameters on Bisphenol A Removal. *Environmental Engineering Science*, 36(8), 873–882.
- Luo, W., Hai, F. I., Price, W. E., Guo, W., Ngo, H. H., Yamamoto, K., & Nghiem, L. D. 2014. High retention membrane bioreactors: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 167, 539–546.
- Mancuso, G., Langone, M., & Andreottola, G. 2017. A swirling jet-induced cavitation to increase activated sludge solubilisation and aerobic sludge biodegradability. *Ultrasonics Sonochemistry*, 35, 489–501.
- Mancuso, G., Langone, M., & Andreottola, G. 2020. A critical review of the current technologies in wastewater treatment plants by using hydrodynamic cavitation process: principles and applications. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18(1), 311–333.
- Mannina, G., Capodici, M., Cosenza, A., Di Trapani, D., & Viviani, G. 2016. Sequential batch membrane bio-reactor for wastewater treatment: The effect of increased salinity. *Bioresource Technology*, 209, 205–212.
- Martínez, J., Borzacconi, L., Mallo, M., Galisteo, M., & Viñas, M. 1995. Treatment of slaughterhouse wastewater. *Water Science and Technology*, 32(12), 99–104.
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H. S., & Chae, S. R. 2017. Fouling in membrane bioreactors: An updated review. *Water Research*, 114, 151–180.
- Meyo, H. B., Njoya, M., Basitere, M., Ntwampe, S. K. O., & Kaskote, E. 2021. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater (Psw) using a pretreatment stage, an expanded granular sludge bed reactor (egsb), and a membrane bioreactor (mbr). *Membranes*, 11(5).
- Millanar-Marfa, J. M. J., Borea, L., de Luna, M. D. G., Ballesteros, F. C., Belgiorno, V., & Naddeo, V. 2018. Fouling mitigation and wastewater treatment enhancement through the application of an electro moving bed membrane bioreactor (eMB-MBR). *Membranes*, 8(4).
- Mittal, G. S. 2006. Treatment of wastewater from abattoirs before land application - A review. *Bioresource Technology*, 97(9), 1119–1135.
- Moser, P. B., Ricci, B. C., Reis, B. G., Neta, L. S. F., Cerqueira, A. C., & Amaral, M. C. S. 2018. Effect of MBR-H₂O₂/UV Hybrid pre-treatment on nanofiltration performance for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Separation and Purification Technology*, 192, 176–184.
- Naderi, K. V., Bustillo-Lecompte, C. F., Mehrvar, M., & Abdekhodaie, M. J. 2017. Combined UV-C/H₂O₂-VUV processes for the treatment of an actual slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 52(5), 314–325.
- Neoh, C. H., Noor, Z. Z., Mutamim, N. S. A., & Lim, C. K. 2016. Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various

- wastewater treatment systems. *Chemical Engineering Journal*, 283, 582–594.
- Ng, M., Dalhatou, S., Wilson, J., Kamdem, B. P., Temitope, M. B., Paumo, H. K., Djelal, H., Assadi, A. A., Nguyen-tri, P., & Kane, A. 2022. Characterization of Slaughterhouse Wastewater and Development of Treatment Techniques: A Review. *Processes*, 10(7), 1–28.
- Novák, P., & Havlíček, V. 2016. Protein Extraction and Precipitation. *Proteomic Profiling and Analytical Chemistry: The Crossroads: Second Edition*, 52–62.
- Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L., & Reis, M. A. M. 2007. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Research*, 41(11), 2271–2300.
- Ozonek, J. 2012. Application of hydrodynamic cavitation in environmental engineering. *Application of Hydrodynamic Cavitation in Environmental Engineering*, CRC Press(Poland), 122.
- Padoley, K. V., Saharan, V. K., Mudliar, S. N., Pandey, R. A., & Pandit, A. B. 2012. Cavitationally induced biodegradability enhancement of a distillery wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 219–220, 69–74.
- Pan, M., Huang, X., Wu, G., Hu, Y., Yang, Y., & Zhan, X. 2017. Performance of denitrifying phosphate removal via nitrite from slaughterhouse wastewater treatment at low temperature. *Water (Switzerland)*, 9(11).
- Panda, D., & Manickam, S. 2019. Hydrodynamic cavitation assisted degradation of persistent endocrine-disrupting organochlorine pesticide Dicofol: Optimization of operating parameters and investigations on the mechanism of intensification. *Ultrasonics Sonochemistry*, 51, 526–532.
- Panda, D., Saharan, V. K., & Manickam, S. 2020. Controlled hydrodynamic cavitation: A review of recent advances and perspectives for greener processing. *Processes*, 8(2).
- Pandis, P. K., Kalogirou, C., Kanellou, E., Vaitsis, C., Savvidou, M. G., Sourkouni, G., Zorpas, A. A., & Argirusis, C. 2022. Key Points of Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Wastewater, Organic Pollutants and Pharmaceutical Waste Treatment: A Mini Review. *ChemEngineering*, 6(1), 8.
- Patil, P. N., Bote, S. D., & Gogate, P. R. 2014. Degradation of imidacloprid using combined advanced oxidation processes based on hydrodynamic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(5), 1770–1777.
- Philip J. Brandhuber, G. K. 2009. Methods for the Detection of Residual Concentrations of Hydrogen Peroxide in Advanced Oxidation Processes. *Wateruse Foundation, Axelandria*, 55.
- Philipp, M., Jabri, K. M., Wellmann, J., Akrou, H., Bousselmi, L., & Geißen, S. U. 2021. Slaughterhouse Wastewater Treatment: A Review on Recycling and Reuse Possibilities. *Water* 2021, Vol. 13, Page 3175, 13(22), 3175.
- Prado, M., Borea, L., Cesaro, A., Liu, H., Naddeo, V., Belgiorno, V., & Ballesteros, F. 2017. Removal of emerging contaminant and fouling control in membrane bioreactors by combined ozonation and sonolysis. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 577–586.
- Qin, L., Zhang, Y., Xu, Z., & Zhang, G. 2018. Advanced membrane bioreactors systems: New materials and hybrid process design. *Bioresource Technology*, 269, 476–488.
- Rajab, A. R., Salim, M. R., Sohaili, J., Anuar, A. N., Salmiati, & Lakkaboyana, S. K. 2017. Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry

- slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 313, 967–974.
- Rajoriya, S., Bargole, S., George, S., & Saharan, V. K. 2018. Treatment of textile dyeing industry effluent using hydrodynamic cavitation in combination with advanced oxidation reagents. *Journal of Hazardous Materials*, 344.
- Rajoriya, S., Carpenter, J., Saharan, V. K., & Pandit, A. B. 2016. Hydrodynamic cavitation: An advanced oxidation process for the degradation of bio-refractory pollutants. *Reviews in Chemical Engineering*, 32(4), 379–411.
- Ramesh, A., Lee, D. J., & Hong, S. G. 2006. Soluble microbial products (SMP) and soluble extracellular polymeric substances (EPS) from wastewater sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73(1), 219–225.
- Rice, E. W., Bridgewater, L., & Association, A. P. H. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater (Vol. 10). American public health association Washington, DC.
- Rudolf, P., Hudec, M., Gríger, M., & Štefan, D. 2014. Characterization of the cavitating flow in converging-diverging nozzle based on experimental investigations. *EPJ Web of Conferences*, 67.
- Ryzhakov, A. V., Kukkonen, N. A., & Lozovik, P. A. 2010. Determination of the rate of ammonification and nitrification in natural water by kinetic method. *Water Resources*, 37(1), 70–74.
- Saharan, V. K., Badve, M. P., & Pandit, A. B. 2011. Degradation of Reactive Red 120 dye using hydrodynamic cavitation. *Chemical Engineering Journal*, 178, 100–107.
- Saharan, V. K., Pandit, A. B., Satish Kumar, P. S., & Anandan, S. 2012. Hydrodynamic cavitation as an advanced oxidation technique for the degradation of Acid Red 88 dye. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 51(4), 1981–1989.
- Saharan, V. K., Rizwani, M. A., Malani, A. A., & Pandit, A. B. 2013. Effect of geometry of hydrodynamically cavitating device on degradation of orange-G. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(1), 345–353.
- Santos, N., Hess, S., & Jaghdani, J. 2016. Turkey Water along the food chain. www.fao.org/investment/en
- Sardari, K., Askegaard, J., Chiao, Y. H., Darvishmanesh, S., Kamaz, M., & Wickramasinghe, S. R. 2018. Electrocoagulation followed by ultrafiltration for treating poultry processing wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 4937–4944.
- Sathya, U., Keerthi, Nithya, M., & Balasubramanian, N. 2019. Evaluation of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 246(November 2018), 768–775.
- Saxena, S., Saharan, V. K., & George, S. 2018. Enhanced synergistic degradation efficiency using hybrid hydrodynamic cavitation for treatment of tannery waste effluent. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1406–1421.
- Sellers, R. M. 1980. Spectrophotometric Determination of Hydrogen Peroxide Using Potassium Titanium Oxalate. *The Analyst*, 105(1), 950–954.
- Sharma, A., Gogate, P. R., Mahulkar, A., & Pandit, A. B. 2008. Modeling of hydrodynamic cavitation reactors based on orifice plates considering hydrodynamics and chemical reactions occurring in bubble. *Chemical Engineering Journal*, 143(1–3), 201–209.
- Shende, A. D., Dhenkula, S., Waghambare, A., Rao, N. N., & Pophali, G. R. 2022. Water

- consumption, wastewater generation and characterization of a slaughterhouse for resource conservation and recovery. *Water Practice and Technology*, 17(1), 366–377.
- Shi, H., Li, M., Nikrityuk, P., & Liu, Q. 2019. Experimental and numerical study of cavitation flows in venturi tubes: From CFD to an empirical model. *Chemical Engineering Science*, 207, 672–687.
- Shokoohi, R., Rahmani, A., Asgari, G., Ashrafi, M., & Ghahramani, E. 2023. The effect of the combined system of hydrodynamic cavitation, ozone, and hydrogen peroxide on chlorophyll a and organic substances removal in the raw water. *Scientific Reports*, 13(1), 1–14.
- Simpson, A., & Ranade, V. V. 2019. Modeling hydrodynamic cavitation in venturi: influence of venturi configuration on inception and extent of cavitation. *AIChE Journal*, 65(1), 421–433.
- Strom, P. F. 2006. Technologies to Remove Phosphorus from Wastewater. Rutgers University, August, 1–6. <http://www.water.rutgers.edu/Projects/trading/p-trt-lit-rev-2a.pdf>
- Sui, Q., Liu, C., Zhang, J., Dong, H., Zhu, Z., & Wang, Y. 2016. Response of nitrite accumulation and microbial community to free ammonia and dissolved oxygen treatment of high ammonium wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(9), 4177–4187.
- Suryawanshi, P. G., Bhandari, V. M., Sorokhaibam, L. G., Ruparelia, J. P., & Ranade, V. V. 2018. Solvent degradation studies using hydrodynamic cavitation. 37(1), 295–304.
- Suslick, K. S., Mdleleni, M. M., & Ries, J. T. 1997. Chemistry induced by hydrodynamic cavitation. *Journal of the American Chemical Society*, 119(39), 9303–9304.
- Tariq, M., Ahmad, M., Siddique, S., Waheed, A., Shafiq, T., & Khan, M. H. 2012. Optimization of coagulation process for the treatment of the characterized slaughterhouse wastewater. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research*, 55(1), 43–48.
- Tasdemir, A., Cengiz, I., Yildiz, E., & Bayhan, Y. K. 2019. Investigation of ammonia stripping with a hydrodynamic cavitation reactor. *Ultrasonics Sonochemistry*, 60, 104741.
- Thanekar, P., & Gogate, P. R. 2020. Improved processes involving hydrodynamic cavitation and oxidants for treatment of real industrial effluent. *Separation and Purification Technology*, 239, 116563.
- Thanekar, P., Panda, M., & Gogate, P. R. 2018. Degradation of carbamazepine using hydrodynamic cavitation combined with advanced oxidation processes. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40(Pt A), 567–576.
- Thornton, P. K., & Herrero, M. 2010. The Inter-linkages between Rapid Growth in Livestock Production , Climate Change , and the Impacts on Water Resources , Land Use , and Deforestation. *World Development*, 84.
- Vera, S., Colina, F. P. ;, Andrade, G. J., Meza, T., García, K. ;, Tanaka, P., Hilares, R. T., Sánchez Vera, F. P., Andrade, G. J. C., Meza, K. T., Cárdenas García, J., & Alfredo, D. 2022. Continuous Cultivation of Microalgae in Cattle Slaughterhouse Wastewater Treated with Hydrodynamic Cavitation. *Water* 2022, Vol. 14, Page 1288, 14(8), 1288.
- Wang, B., Su, H., & Zhang, B. 2021. Hydrodynamic cavitation as a promising route for wastewater treatment – A review. *Chemical Engineering Journal*, 412, 128685.
- Wang, J., Wang, X., Guo, P., & Yu, J. 2011. Degradation of reactive brilliant red K-2BP in aqueous solution using swirling jet-induced cavitation combined with H₂O₂. *Ultrasonics Sonochemistry*, 18(2), 494–500.

- Wang, S., Hawkins, G. L., Kiepper, B. H., & Das, K. C. 2018. Treatment of slaughterhouse blood waste using pilot scale two-stage anaerobic digesters for biogas production. *Renewable Energy*, 126, 552–562.
- Wei, J., Song, Y., Meng, X., & Pic, J. S. 2015. Combination of Fenton oxidation and sequencing batch membrane bioreactor for treatment of dry-spun acrylic fiber wastewater. *Environmental Earth Sciences*, 73(9), 4911–4921.
- Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., & Huang, X. 2019. Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource Technology*, 271, 473–481.
- Xu, S., Wang, J., Cheng, H., Ji, B., & Long, X. 2020. Experimental study of the cavitation noise and vibration induced by the choked flow in a Venturi reactor. *Ultrasonics Sonochemistry*, 67, 105183.
- Yan, Y., & Thorpe, R. B. 1990. Flow regime transitions due to cavitation in the flow through an orifice. *International Journal of Multiphase Flow*, 16(6), 1023–1045.
- Yang, F., Liu, X., Ren, X., Huang, Y., Huang, C., & Zhang, K. 2018. Swirling cavitation improves the emulsifying properties of commercial soy protein isolate. *Ultrasonics Sonochemistry*, 42, 471–481.
- Yi, C., Lu, Q., Wang, Y., Wang, Y., & Yang, B. 2018. Degradation of organic wastewater by hydrodynamic cavitation combined with acoustic cavitation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 43, 156–165.
- Yonggang, H., Tong, Z., & Xiaomin, H. 2009. Study on hydrodynamic cavitation disintegration for waste activated sludge The experimental investigation on the hydrodynamic cavitator. 2009 4th IEEE Conference on Industrial Electronics and Applications, 2201–2203.
- Zhang, Y., Xue, J., Liu, Y., & Gamal El-Din, M. 2016. Treatment of oil sands process-affected water using membrane bioreactor coupled with ozonation: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*, 302, 485–497.
- Zhao, J., Liu, Y., Wang, Y., Lian, Y., Wang, Q., Yang, Q., Wang, D., Xie, G. J., Zeng, G., Sun, Y., Li, X., & Ni, B. J. 2018. Clarifying the Role of Free Ammonia in the Production of Short-Chain Fatty Acids from Waste Activated Sludge Anaerobic Fermentation. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 6(11), 14104–14113.
- Zolfaghari, M., Jardak, K., Drogui, P., Brar, S. K., Buelna, G., & Dubé, R. 2016. Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 184, 318–326.
- Zupanc, M., Kosjek, T., Petkovšek, M., Dular, M., Kompare, B., Širok, B., Blažeka, Ž., & Heath, E. 2013. Removal of pharmaceuticals from wastewater by biological processes, hydrodynamic cavitation and UV treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 20(4), 1104–1112.
- Zupanc, M., Kosjek, T., Petkovšek, M., Dular, M., Kompare, B., Širok, B., Stražar, M., & Heath, E. 2014. Shear-induced hydrodynamic cavitation as a tool for pharmaceutical micropollutants removal from urban wastewater. *Ultrasonics Sonochemistry*, 21(3), 1213–1221.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı:	Atila TAŞDEMİR
Doğum tarihi:	
Doğum Yeri:	
Uyruğu:	
Adres:	
Tel:	
E-mail:	
Eğitim	
Lise:	Kocaeli Anadolu Lisesi
Lisans:	Eskişehir Teknik Üniversitesi
Yüksek lisans:	Erzurum Atatürk Üniversitesi
Doktora:	Erzurum Atatürk Üniversitesi
Yabancı Dil Bilgisi	
İngilizce:	İyi
Üye Olunan Mesleki Kuruluşlar	
Tezden Üretilmiş Yayınlar	