



T.C.
KONYA TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



MEZBAHA ATIKSULARINDA ÇÖZÜNMÜŞ
ORGANİK AZOTUN BİYOLOJİK
PARÇALANABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Şükriye CANBAZ DİKME

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Haziran-2024
KONYA
Her Hakkı Saklıdır

TEZ KABUL VE ONAYI

Şükriye CANBAZ DİKME tarafından hazırlanan “Mezbaha Atıksularında Çözünmüş Organik Azotun Biyolojik Parçalanabilirliğinin İncelenmesi” adlı tez çalışması 26/06/2024 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / oy çokluğu ile Konya Teknik Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı’nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Jüri Üyeleri

İmza

Başkan

Dr. Öğr. Üyesi Zehra GÖK
(Selçuk Üniversitesi)

.....

Danışman

Doç. Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR
(Konya Teknik Üniversitesi)

.....

Üye

Dr. Öğr. Üyesi Mehmet TÜRKYILMAZ
(Konya Teknik Üniversitesi)

.....

Yukarıdaki sonucu onaylarım.

Prof. Dr. Mevlüt UYAN
Enstitü Müdürü

Bu tez çalışması Konya Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü tarafından 231001052 nolu proje ile desteklenmiştir.

TEZ BİLDİRİMİ

Bu tezdeki bütün bilgilerin etik davranış ve akademik kurallar çerçevesinde elde edildiğini ve tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

DECLARATION PAGE

I hereby declare that all information in this document has been obtained and presented in accordance with academic rules and ethical conduct. I also declare that, as required by these rules and conduct, I have fully cited and referenced all material and results that are not original to this work.

Şükriye CANBAZ DİKME

24.05.2024

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

MEZBAHA ATIKSULARINDA ÇÖZÜNMÜŞ ORGANİK AZOTUN BİYOLOJİK PARÇALANABİLİRLİĞİNİN İNCELENMESİ

Şükriye CANBAZ DİKME

Konya Teknik Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

2024, 55 Sayfa

Jüri

Doç. Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR
Dr. Öğr. Üyesi Zehra GÖK
Dr. Öğr. Üyesi Mehmet TÜRKYILMAZ

Evsel ve endüstriyel atıksulardaki çözünmüş organik azotun içerisinde farklı formlar bulunmakta ve bunların bir kısmı deşarj edildikleri sucul ortamda bakteriler, doğal alg ve planktonların biyolojik olarak kullanımı için uygun olabilmektedir. Bu tez çalışmasında kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunda azot türlerinin miktarlarının belirlenmesi, inkübasyon prosedürü uygulanarak çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğinin araştırılması hedeflenmiştir. Ham mezbaha atıksuyunda çözünmüş amonyum azotu ve çözünmüş organik azot konsantrasyonlarının sırasıyla 50.4 ve 58.6 mg/L olduğu, çözünmüş nitrit ve nitrat azotunun ise tespit limitlerinin altında olduğu görülmektedir. Arıtılmış mezbaha atıksuyunda da düşük çözünmüş nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonları tespit edilmiş, çözünmüş amonyum azotu 14.2 mg/L, çözünmüş organik azot ise 0.6 mg/L gibi çok düşük bir değerde bulunmuştur. Ham mezbaha atıksuyunda çözünmüş organik azotun bozunumunun gerçekleştiği, ancak başarılı bir nitrifikasyonun olmadığı tespit edilmiştir. BCOA/COA oranları %48-68 aralığında, BCOA/TÇA oranları ise %26-37 aralığında elde edilmiştir. Atıksu arıtma tesisinde bulunan kimyasal DAF ve klasik aktif çamur ünitelerinin çözünmüş organik azot gideriminde oldukça başarılı olması nedeniyle arıtılmış mezbaha atıksuyunda çözünmüş organik azot konsantrasyonu çok düşüktür. Bu nedenle sonuçlar çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliği konusunda bize bilgi veremese de, inkübasyon esnasında amonyak azotunun tamamının giderildiği belirlenmiştir.

Anahtar Kelimeler: Biyolojik Olarak Parçalanabilen Çözünmüş Organik Azot, Çözünmüş Organik Azot, Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksuları

ABSTRACT

MS THESIS

THE INVESTIGATION OF BIODEGRADABILITY OF DISSOLVED ORGANIC NITROGEN IN SLAUGHTERHOUSE WASTEWATERS

Şükriye CANBAZ DİKME

**Konya Technical University
Institute of Graduate Studies
Department of Environmental Engineering**

Advisor: Assoc. Prof. Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

2024, 55 Pages

Jury

Assoc. Prof. Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR

Asst. Prof. Dr. Zehra GÖK

Asst. Prof. Dr. Mehmet TÜRKYILMAZ

There are different fractions of dissolved organic nitrogen in domestic and industrial wastewaters, and some of them may be suitable for biological use by bacteria, natural algae and plankton when discharged into the aquatic environment. In this thesis study, it is aimed to determine the amounts of nitrogen species in poultry slaughterhouse wastewater and to investigate the biodegradability of dissolved organic nitrogen by applying the incubation procedure. It is seen that dissolved ammonium nitrogen and dissolved organic nitrogen concentrations in raw slaughterhouse wastewater are 50.4 and 58.6 mg/L, respectively, and dissolved nitrite and nitrate nitrogen are below the detection limits. Low dissolved nitrite and nitrate nitrogen concentrations were also detected in the treated slaughterhouse wastewater, dissolved ammonium nitrogen was 14.2 mg/L, and dissolved organic nitrogen was detected at a very low value of 0.6 mg/L. It has been determined that the degradation of dissolved organic nitrogen in raw slaughterhouse wastewater occurs, but there is no successful nitrification. BDON/DON ratios were obtained in the range of 48-68%, and BDON/TDN ratios were obtained in the range of 26-37%. Since the chemical DAF and classical activated sludge units in the wastewater treatment plant are very successful in removing dissolved organic nitrogen, the concentration of dissolved organic nitrogen in the treated slaughterhouse wastewater is very low. Therefore, although the experimental results cannot give us information about the biodegradability of dissolved organic nitrogen, it was determined that all ammonia nitrogen was removed during incubation.

Keywords: Biodegradable Dissolved Organic Nitrogen, Dissolved Organic Nitrogen, Poultry Slaughterhouse Wastewater

ÖNSÖZ

Tez süresi boyunca her türlü imkanı sağlayan, ve bu süreçte beni motive ederek yardım eden ve desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, bilgi ve yönlendirmelerinden süreç boyunca sürekli olarak faydalandığım, danışman hocam Sayın Doç.Dr. Sezen KÜÇÜKÇONGAR'a, çalışmalarım sırasında destekleri sebebiyle Sayın Dr.Öğr.Üyesi Mehmet Türkyılmaz'a teşekkür ederim. Bu süreçte her zaman yanımda olan çok değerli aileme ve eşime sonsuz teşekkürlerimi ve saygılarımı sunarım.

Şükriye CANBAZ DİKME
KONYA-2024



İÇİNDEKİLER

ÖZET	iv
ABSTRACT.....	v
ÖNSÖZ	vi
İÇİNDEKİLER	vii
SİMGELER VE KISALTMALAR	viii
1. GİRİŞ	1
1.1. Tezin Amacı ve Önemi	2
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	4
2.1. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksuları.....	4
2.2. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksularının Arıtım Teknolojileri.....	8
2.3. Atıksularda Azot İçeriği.....	14
2.3.1. Atıksularda Organik Azot İçeriği ve Organik Azotun Biyolojik Bozunabilirliği	17
2.4. Organik Azotun Biyolojik Bozunabilirliği Konusunda Yapılan Çalışmalar	19
3. MATERYAL VE YÖNTEM.....	25
3.1. Materyal	25
3.1.1. Kimyasal Maddeler ve Cihazlar	25
3.1.2. Atıksu Temini ve Özelliklerinin Belirlenmesi.....	25
3.2. Yöntem.....	26
3.2.1. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi	26
3.2.2. Renk Analizi	27
3.2.3. Azot Analizleri.....	27
3.2.4. İnkübasyon Prosedürü.....	28
4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA.....	31
4.1. Tesis Bilgisi ve Atıksuların Genel Özellikleri	31
4.2. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksularında Çözünmüş Organik Azotun Biyolojik Parçalanabilirliği	36
4.3. Kanatlı Hayvan Mezbaha Arıtılmış Atıksularında Çözünmüş Organik Azotun Biyolojik Parçalanabilirliği	42
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	47
5.1. Sonuçlar	47
5.2. Öneriler	48
KAYNAKLAR	50

SİMGELER VE KISALTMALAR

Simgeler

CO ₂	: Karbondioksit
K	: Kelvin
kW	: Kilowatt
mA	: Miliamper
µg	: Mikrogram
µm	: Mikrometre
mS	: Milisiemens
N ₂	: Azot gazı
NH ₃	: Amonyak
NO ₃	: Nitrat
NO ₂	: Nitrit
OH	: Hidroksit
Pt-Co	: Platin-kobalt
TiO ₂	: Titanyumdioksit

Kısaltmalar

AAT	: Aıksu arıtma tesisi
AFP	: Havalandırmalı fakültatif havuz
AKM	: Askıda katı maddeler
BÇOA	: Biyolojik olarak parçalanabilen ÇOA
BKÇOA	: Biyolojik olarak kullanılabilen ÇOA
BOİ	: Biyokimyasal oksijen ihtiyacı
BOİ ₅	: 5 günlük biyokimyasal oksijen ihtiyacı
CSTR	: Sürekli karışimli tank reaktör
ÇOA	: Çözünmüş organik azot
DAF	: Çözünmüş hava flotasyonu
DYÜ	: Dezenfeksiyon yan ürünü
EİOP	: Elektrokimyasal ileri oksidasyon prosesleri
EK	: Elektrokoagülasyon
EPA	: Çevre Koruma Ajansı
FBÇOA	: Fotobozunur-biyobozunur ÇOA
FÇOA	: Fotobozunur ÇOA
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
MAP	: Magnezyum amonyum fosfat hekzahidrat
MBR	: Membran biyoreaktör
MF	: Mikrofiltrasyon
N-DYÜ	: Azotlu dezenfeksiyon yan ürünleri
NO ₃ -N	: Nitrat azotu
NO ₂ -N	: Nitrit azotu
NH ₃ -N	: Amonyum azotu
Org-N	: Organik azot
SGBR	: Statik granül yataklı reaktör
TA	: Toplam azot
TÇA	: Toplam çözünmüş azot

TF	: Toplam fosfor
TKA	: Toplam Kjeldahl azotu
TO	: Ters osmoz
TOK	: Toplam organik karbon
UASB	: Yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör
UF	: Ultrafiltrasyon
UV	: Ultraviyole



1. GİRİŞ

Mezbaha ve et ürünleri endüstrisi; büyükbaş, küçükbaş ve kanatlı hayvanların kesilip parçalandığı ve et ürünlerinin üretildiği, kesim sonrasında oluşan ürünlerin değerlendirilerek çeşitli yan ürünlerin oluşturulduğu tesislerdir. Mezbahalar ise, yalnızca hayvanın kesim işleminin yapıldığı et endüstrisidir. Mezbahalarda kesim yapılan hayvanların derisi yüzülerek sakatatlar ayrılıp, karkas halde et elde edilmektedir. Yenilebilen sakatatlar temizlenerek yıkanarak satılmaktadır. Yenilemeyen sakatatlar, kan, kemik ve yağ ile diğer atıklar rendering prosesine gönderilmektedir. Bazı mezbahalarda karkas et parçalanarak satılırken bazılarında ise karkas et olarak satılmaktadır.

Büyükbaş, küçükbaş ve kanatlı hayvan ürünleri işleme tesislerinin önemlilik arz eden çevresel etkileri, yüksek oranlardaki su tüketimi ile organik madde içeren atıksu oluşumu ve fazlaca enerji tüketimidir. Kırmızı ve beyaz et ürünlerini işleme süreçlerinde hijyen kurallarını sağlayabilmek için fazla miktarlarda su kullanılmaktadır. Su, daha çok hayvanların su ihtiyacının giderilmesi, hayvanların yıkanması, kullanılan ekipman ve aletler ile çalışma alanlarının temizliği ile karkas etlerin yıkanması süreçlerinde kullanılmaktadır. Özellikle et ürünleri endüstrisinde temizlik işleri önemli bir su kullanım alanı oluşturur.

Atıksu oluşumu kullanılan su miktarı ile doğru orantılı olarak artmaktadır. Mezbahalarda kullanılmakta olan suyun %80-95'i atıksuya dönüşmektedir. Geri kalan kısımdaki su ise yan ürünler ile atıklar vasıtası ile tutulur ya da buharlaşır. Kırmızı ve beyaz et işleme tesislerinin atıksuları genelde kan, yağ, hayvan dışkısı, sindirilmemiş mide içeriği vb. gibi tipik olarak yüksek oranlarda organik madde ile yine yüksek miktarlarda yağ (uzun zincirli yağ asitleri ve gliserol), azot, fosfor ve tuz (sodyum) içermektedir. Bu atıksular yüksek sıcaklığa sahip olmakla birlikte asidik ve bazik temizlik maddeleri kullanımı nedeniyle pH değerlerinde salınım göstermektedir. Genellikle 5 günlük biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ile ifade edilen organik madde konsantrasyonu atıksu deşarj kalitesini belirleyen önemli parametrelerdir.

1.1. Tezin Amacı ve Önemi

Hayvan besiciliği, mezbaha, et entegre tesisleri ve tavukhaneler gibi endüstriyel faaliyetler sonucunda oluşan atıksular, evsel atıksulara kıyasla genellikle yüksek nutrient konsantrasyonları içerir. Yüksek miktarlarda atıksu oluşumunun olduğu mezbaha endüstrisi atıksuları organik azot bakımından zengin atıksulardır. Bu atıksularda en önemli kirletici ve organik azot kaynağı kandır. Mezbaha atıksuları için en yaygın olarak kullanılan konvansiyonel arıtım yöntemleri anaerobik, aerobik prosesler, çözünmüş hava flotasyonu gibi yöntemlerdir. Bunun yanı sıra ileri oksidasyon prosesleri, elektrokimyasal arıtım ve membran prosesler de uygulanabilmekte, ayrıca bireysel yöntemlerin yetersiz kaldığı durumlarda kombine prosesler de kullanılabilir.

Çözünmüş organik azotun içeriğinde değişik formlar bulunmakta ve bu formların bir kısmı iletildiği sucul ortamlarda bakteriler, doğal alg ve planktonların biyolojik kullanımı için uygun olabilmektedir. Farklı bakteri ile alg türleri ile yapılan inkübasyon deneyleri sonucunda, biyolojik olarak parçalanabilen organik azot ve biyolojik olarak kullanılabilen azot gibi farklı alt fraksiyonlar tespit edilebilmekte ve verildikleri sucul ortamda oluşturabilecekleri problemler hakkında fikir edinilebilmektedir.

Arıtım sonrası yüksek alg ve/veya bakteri kullanımına uygun olan evsel ve endüstriyel atıksular deşarj edildikleri sucul ortamlarda çözünmüş organik azottan kaynaklı, ötrofikasyon, çözünmüş oksijen seviyesinde azalma, membranlarda tıkanarak bozulma ve dezenfektanların varlığında bu maddeler ile birleşmesi durumunda azotlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) meydana gelmesi gibi birçok olumsuz etkiye sebep olabilmektedir. Bu nedenle evsel ve endüstriyel atıksularda organik azotun tayin edilmesi ve arıtım proseslerinde organik azot giderimi ve organik azotun farklı alg ve bakteri kültürleri tarafından biyolojik olarak kullanılabilirliği ve parçalanabilirliğinin belirlenmesi önemli olmaktadır. Evsel atıksu arıtma tesislerinde farklı prosesler için, arıtım akım şemasında farklı noktalarda veya çıkış suyunda çözünmüş organik azotun biyolojik kullanılabilirliği ve bozunabilirliğinin incelendiği çalışmalar mevcuttur. Ancak endüstriyel atıksularda sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'nde mezbaha ve et entegre tesisleri için KOİ, yağ ve gres, pH ve renk; büyükbaş, küçükbaş ve kanatlı hayvan besiciliği için KOİ, askıda katı madde (AKM), amonyum azotu, fosfat fosforu ve pH parametreleri için

deşarj standartları bulunmaktadır. Ancak organik azot miktarları ile ilgili bir sınır değeri verilmemektedir. Bu nedenle söz konusu atıksuların arıtım öncesi ile arıtım sonrası çıkış sularında çözünmüş organik azot miktarlarının incelenmesi ve biyolojik bozunurluklarının takibi önem arz etmektedir.

Bu tez çalışmasında organik azot içeriğine sahip olan kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunda azot türlerinin miktarlarının belirlenmesi, inkübasyon prosedürü uygulanarak çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğinin araştırılması hedeflenmiştir.



2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksuları

Kanatlı hayvan endüstrilerinde, mezbaha temizleme tesisleri, kümes hayvanlarının kesimi ve kümes hayvanlarını işleme sektörlerinden büyük miktarlarda atıksu oluşmaktadır. Büyütülerek kesime hazırlanan kanatlı hayvanlar mezbahanelerde kesildikten sonra piyasa için taze ya da dondurulmuş olarak hazırlanır. Genel hatları ile kanatlı hayvanların hijyenik ve insani şartlarda kesilerek, işlenmesi ve tüketiciye ulaştırılması hedeflenirken, atıklarının çevre ve toplum sağlığı üzerinde olumsuz etki yaratmaması da önemli olmaktadır.

Kanatlı hayvan kesimhanelerinde uygulanan işlemler sırasıyla şoklama (bayıltma), kesme (kanatma), ıslatma (haşlama), tüy yolma, soğutma (buzlu suda), iç çıkarma, soğutma (suda veya soğuk havalı ortamda), paketleme veya parçalama, etiketleme ve depolama aşamalarından oluşmaktadır. Brüt ağırlıkları tartılan hayvanların her biri baş aşağıya gelecek şekilde ayaklarından otomatik olarak dönen bant sistemine asılarak belirlenir.

Kesim hattında kanatlı hayvan, bayıltma, kanın akıtılması, haşlama, tüy yolma ve ayak kesme kısımlarına geçilir. Bayıltmada amaç kanatlı hayvanın mümkün olduğunca acı çekmeden öldürülmesini sağlarken, bayılma noktasına ulaşan piliçlerde kaslar gevşediği için, kanın daha fazla akmasını sağlamakta, böylelikle kesimden sonra tüyler daha kolay yolunmaktadır. Bayıltma karbondioksit veya daha çok elektriksel yöntemlerle yapılabilmektedir. Elektrik akımı uygulanarak bayıltma yapıldığında uygulanan elektrik akımı 40-120 V arasında olup, baygınlık süresi tavuklarda 2-5 s, hindilerde bazen 15 saniyedir. Uygulanan elektrik akımı ıslak ya da kuru yapılabilir. CO₂ uygulaması ile bayıltmada %33-36 veya %65'lik CO₂ konsantrasyonu verilerek broylerlerde uygulama sonrası kalp devre dışı kalmadan 75-90 s veya 20 s sürelik bayılma sağlanır. Bant sistemi ile bayıltma işlemini takiben hemen otomatik ya da elle kesim işlemi yapılmalı ve kan tamamen akıtılmalıdır. Bantlar üzerinde 2-3 dakika aralığında kanın akmasına müsaade edilir. Bu sırada mevcut kanın %30 ila 50'si akmaktadır. İstenilen seviyede kan akmayan tavuklarda tüy yolma işleminden sonra karkas kırmızı bir görünüme sahip olur. Kan akıtmadan sıcak su içerisinden geçirilen kanatlı hayvanlarda tüy follikülleri sıcaklığın etkisi ile gevşer ve buna bağlı olarak makinayla tüy yolma işlemi kolaylaşır. Bu işlem haşlama olarak tabir edilmektedir.

Hayvanın ağırlığı, türü ile hayvana uygulanan kesim sisteminin teknolojisi ve ürünün piyasaya verilmiş şekline göre 50–60°C arasındaki sıcak su içerisinde gövdelerin 75 s ile 100 s arasında batırılması ile gerçekleştirilir. 2.5 kg'dan az karkas ağırlığı olan kanatlı hayvanlarda minimum 1.5 L, 2.5-5 kg ağırlığındaki karkaslarda minimum 2.5 L, 5 kg'dan daha fazla karkas ağırlığı olan kanatlı hayvanlarda ise minimum 3.5 L su ihtiyacı olmaktadır. Kesim prosesinde çok fazla kanatlı hayvanın haşlama tankına girmesi, tavuğun dış yüzeyindeki kirler, kan kalıntıları ve mikro organizmalar karkasların birbirini kontamine etmesi riskini oluşturur. Bu nedenle 0.3 ile 0.9 L arası her bir hayvan için su ilavesi öngörülmektedir.

Tüy yolma işlemi kapalı bir alanda büyük ya da küçük tüy yolma kapasiteli makinalar ile yapılır. Tüylerin yolunma süresi kanatlıları ısılatma suyu sıcaklığına, yaşına ve karkasın büyüklüğüne, tüy yolma makinesinin özelliklerine göre değişkenlik gösterir. Makine ile alınması mümkün olmayan tüyler elle temizlenerek tüy yolma işlemi sonlandırılır. Kanatlıların yolunmuş olan tüyleri çevreye ve ürün kirliliğine sebep olmayacak şekilde korunarak saklanmalıdır. Tüyü yolunmuş olan karkaslar ayakları kesildikten sonra bir soğutma işlemi uygulanır. Soğutma, suyu devir daim edilen ve sürekli buzlu su ilavesi yapılan bir tank içerisinde yapılır.

Daha sonra, iç organları temizlenmek için bir bölümü açılır. Sindirim sistemi, karaciğer ve dalağın gövdeyi kirletmeden dışarı çıkarılması, dışarı çıkarılan organların gövdeden ayrılması işlemlerini kapsamalıdır. Boyun derisi sırttan açılarak deri ile boyun arasında bulunan bezler ve kursak dışarı çıkarılır. İç organlar çıkartıldıktan sonra yenen ve yenmeyen kısımlar ayrılır ve et muayenesi yapıldıktan sonra piyasaya sunulur. İç organların çıkarılması ve karkas etin yıkanması işlemi hareketli bir bant sistemi üzerinde birçok yönden püskürtülen tazyikli su ile ya da devamlı olarak suyu tazelenen tekneler içerisinde yapılır. İç organların çıkarılması elle ya da vakumlu sistemi olan cihazlarla otomatik yapılabilmektedir. Temizlenen karkas etler iki farklı şekilde soğutulurlar. Bunlardan biri buzlu su ile soğutmadır. Yıkanan karkas etler buz eklenerek 4°C'ye kadar soğuması sağlanmış su içerisinde 4 ile 8 saat dinlendirilen karkasların iç sıcaklıkları 4°C'ye indirilir. Yüksek teknoloji kullanılan mezbahalarda bu süreç 30 dakikaya kadar düşürülebilmektedir. Soğuk hava ile soğutmada ise karkas halde bulunan kırmızı ve beyaz etler, soğuk havalı odalarda (yaklaşık 0°C) 20–30 dakikalık zaman aralığında bekletilir. Hava ile soğutmada buzlu suyla soğutmaya kıyasla karkas halde bulunan etler su kaybeder ve böylece ağırlığında azalma olur. Soğutulmuş karkas

halde bulunan etler taze olarak ağırlık sınıflarına göre ayrılır, etiketlenir ve soğuk zincir kırılmadan piyasaya sunulur.

Mezbaha atıkları, kan, baş, tüy, kemik, kıkırdak, bağırsak, kas, ayak ve iç organlar gibi yenilmeyen bölümler ile tesiste oluşan atıksuların arıtılması ile ortaya çıkan arıtma çamurlarından oluşmaktadır. Kanatlı kümes hayvancılığı, çiftlik gübresi ve ölü tavuklar da olmak üzere konsantre yan ürünler ve hızlı bozunmalarından dolayı hızlıca ortamdan uzaklaştırılması gereken atıklar içermektedir.

Tüm kümes hayvanı işleme tesisleri, farklı atıkların veya yan ürünlerin üretildiği benzer işleme adımlarını kullanır. Kesim işlemi sırasında, 1.7-1.8 kg'lık tek bir hayvanın ürettiği atıklar yaklaşık 70 g kan, 80 g tüy, 140 g et kırpıntısı, 80 g kafa, 120 g ayak ve 80 g iç organdır. Tüyler, kan, yağ veya karkas dokuları genellikle sıvı atıklardan ayrılır ve katma değerli ürünlere dönüştürülecek yan ürünler olarak düşünülebilir. Sıvı atıklar, ekipmanların ve karkasların yıkanması, yağların, vücut dokusu kalıntılarının, kanın ve mikroorganizmaların uzaklaştırılması için kullanılan sudan kaynaklanmaktadır (Hilares ve ark., 2021). Kesim ve et işleme süresi boyunca kanatlı hayvan başına 20 ile 40 L arası tipik olarak ortalama 30 L atıksu oluşmaktadır (Eryuruk ve ark., 2018).

Kanatlı hayvan işleme endüstrisi atıksuyu, et parçaları, tüyler, deri ve kan kalıntılarında kaynaklanan yüksek oranlarda protein, yağ ve karbonhidrat içerir. Kanatlı hayvan mezbaha atıksuları, kan, yağ, gres, protein, ağır metaller ve temizlik için deterjanlar gibi farklı kompleks organik ve inorganik maddeleri yanı sıra yüksek konsantrasyonlarda BOİ, KOİ, azot ve fosfor gibi besi maddeleri, toplam askıda katı madde ve patojenler de içerir (Basitere ve ark., 2016; Bustillo-Lecompte ve ark., 2016). Temizlemeden kaynaklı atıksuların yanı sıra kan ve et parçacıklarının kalıntıları, organik ve inorganik fosfatlar fosforun temel kaynaklarıdır (Mittal, 2006). Mezbaha atıksuları, tarım ve gıda endüstrileri kategorisinde endüstriyel atık olarak kabul edilmiş ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından çevreye en zararlı atıksulardan birisi olarak sınıflandırmıştır (Tong ve ark., 2022).

Et işleme endüstrisi atıksularının sahip olduğu özellikler:

- Kan, yağ, hayvan idrarı ve dışkısı, sindirilmemiş mide içeriği gibi yapılar nedeniyle tipik olarak yüksek miktarlarda organik madde
- Fazla miktarda yağ (uzun zincirli yağ asitleri ve gliserol)
- Temizlik işlemleri için kullanılan asidik ve bazik maddeler nedeniyle pH değerlerinde salınım
- Fazla miktarlarda azot, fosfor ve tuz (sodyum)

- Yüksek sıcaklıktır.

Kanatlı hayvan mezbaha atıksuyundaki kirletici parametreler BOI_5 , KOI , AKM, toplam organik karbon (TOK), toplam azot (TA), toplam fosfor (TF) ve pH olarak özetlenebilir ve derleme bir makaleden alınan farklı ülkelerde yapılan çalışmalarda tespit edilen aralık değerler Çizelge 1.1’de gösterilmektedir. Kanatlı hayvan mezbaha atıksuları 0.6’den daha yüksek biyolojik olarak parçalanabilir nitelikler (BOI_5/KOI) göstermektedir. TF ve TA konsantrasyonları oldukça yüksektir. KOI :azot:fosfor oranı veya (azot:fosfor oranı) talepleri biyolojik arıtma prosesi için optimum olduğunu göstermektedir (Baker ve ark., 2021). Farklı bir derleme makalede de (Hilares ve ark., 2021) incelenen çalışmalarda, pH 6.1-7.24, KOI 2360.49 - 6880±1400 mg/L, BOI_5 930±96 – 8700 mg/L aralık değerleri tespit edildiği belirtilmiştir.

Çizelge 1.1. Kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun genel özellikleri (Baker ve ark., 2021)

Ülkeler	BOI_5 (mg/L)	AKM (mg/L)	KOI (mg/L)	TOK (mg/L)	TA (mg/L)	TF (mg/L)	pH
Çin	-	-	2000	-	160	-	-
Kanada	-	1164	4221	546	401	-	6-9
Brezilya	750-1890	300-950	3000-4800	-	-	16-32	7-7.6
Brezilya	750-1890	800-1800	1003-3000		-	-	7.1
Türkiye	1209	1164	4221	546	427	50	6.9
Brezilya	4635	-	11,588	-	8.59	48.4	6.9
Nijerya	1900-2200	2280-2446	3610-4180	-	-	50.3	-
ABD	-	-	2319	-	-	18.1	6.7

Çizelge 1.1’deki değerlere göre BOI_5 , KOI , AKM, TA, TOK ve pH konsantrasyonları Dünya Bankası tarafından izin verilen standart limitleri aşmaktadır (Baker ve ark., 2021).

Hayvan besiciliği ve mezbaha, et entegre tesisleri, tavukhaneler gibi endüstriyel faaliyetler sonucunda oluşan atıksular, evsel atıksulara kıyasla genellikle yüksek nutrient konsantrasyonları içerir. İnorganik azot ve toplam azot tayinleri çiftlik hayvanlarının atıksuları için pek çok çalışmada incelenmiştir, ancak organik azot için yayınlanmış veriler sınırlıdır. Özellikle konsantre hayvan besleme operasyonlarından kaynaklanan atıksular ve akışlar, askıda katı maddeler, besinler, organik maddeler, patojenler, steroid hormonları, ekoparazit öldürücüler, mikotoksinler, ağır metaller,

dioksinler ve antibiyotikler içeren bir nokta kaynaklı kirletici haline gelebilir (Sun ve ark., 2017). Bunun yanı sıra mezbaha endüstrisi tarafından üretilen ham atıksu, yüksek bir organik yüke (hem çözünür hem de partikül fazda), koyu renge (koyu kırmızıdan kahverengiye) ve yüksek besin ve mikrobiyal yüklere sahip yüksek mukavemetli atıklardır, bu nedenle, prosesin aşırı yüklenmesini önlemek için atıksuyun ön arıtması gereklidir. Mezbaha atıksularının kalitesi, kan tutma verimi, kullanılan su miktarı, kesilen hayvan cinsi, uygulanan kesim prosesi ve et işleme miktarı gibi birçok faktöre bağlıdır (Massé ve Masse, 2000; Satyanarayan ve ark., 2005). Bu tür atıksularda patojenlerin (*Salmonella*, *Shigella*, virüsler vb.) varlığı varsayılan bir durumdur. Yüksek oranlarda organik madde, nütrientler, renk, bulanıklık, patojenik ve patojenik olmayan virüsler ile bakterileri bulundurmakla beraber proseslerin temizliğinde kullanılan yüzey aktif maddeler ve dezenfektanlar olmak üzere kalıcı kimyasalları da içeren geniş kapsamlı atıksulardır (Baker ve ark., 2021; Hilares ve ark., 2021).

Mezbaha atıksularının yarattığı çevresel etki büyük endişe kaynağıdır. Bu atıksuların arıtılması çevre ve insan sağlığının sağlanabilmesi ve idame ettirilebilmesi için bir mecburiyet haline gelmiştir. Hayvancılık operasyonlarından kaynaklanan su akışı ve deşarjlar, aşırı miktarda alg büyümesini teşvik ederek sucul ekosistemlerin besin zenginleştirmesine katkıda bulunabilir.

Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının temel çevre sorunları, nehirlerin ve göllerin asitlenmesine, tatlı sular ve deniz sularının ötrofikasyonuna ve azotlu bileşiklerin suda yaşayan organizmalar için doğrudan zehirli olmasına neden olabilen azotlu bileşiklerle kirlenme ile ilişkilidir. İnorganik azottan kaynaklanan su kirliliği aynı zamanda insan sağlığına da zararlı etkiler içermektedir (Lopes ve ark., 2022). Mezbaha atıksularında herhangi bir arıtma işlemi yapılmaksızın alıcı ortama verildiğinde, yüzey sularında ötrofikasyona sebep olurken, yeraltı sularının kirlenmesi gibi çevresel sorunlara neden olabilmektedir (Sun ve ark., 2021; Tong ve ark., 2022). Bundan dolayı atıksuların su ortamına verilmeden önce arıtım prosesi uygulanması gerekmektedir.

2.2. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksularının Arıtım Teknolojileri

Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının karakterizasyonu, deşarj edilen atıksuyun çevreye etkisinin belirlenmesi ve atıksu arıtımı için düşük maliyetli, etkili ve çevreye zarar vermeyen uygun yöntemin belirlenmesi açısından önem taşımaktadır. Mezbaha atıksularının özellikleri dikkate alınarak kirletici düzeylerine göre uygun arıtma yöntemi

uygulanabilmektedir. Atıksu arıtımında temel gereklilik, atıksudaki mikrobiyal yüklerin, deşarj öncesine kabul edilebilir sınırlara indirilmesine ve ayrıca atıksudaki toksisite seviyesinin azaltılmasına yol açacak besin maddelerinin ve ağır metallerin uzaklaştırılmasıdır.

Kanatlı hayvan mezbaha atıksuları organik karbon, azotlu organikler, inorganikler, askıda ve çözünmüş katılar içerir. Genellikle geleneksel yöntemler olarak adlandırılan (çökeltme, koagülasyon-flokülasyon, filtrasyon, biyolojik bozunma vb.) birçok geleneksel arıtım tekniği vardır, ancak bu yöntemler patojenleri veya mikrokirleticiler ve antibiyotikler gibi dirençli bileşikleri tamamen gideremeyebilmektedir. Bileşimlerindeki inatçılık ve heterojenlik ile ilişkili olarak arıtma karmaşıklaşmakta ve atıksuların geri dönüştürülmesi amaçlanıyorsa çeşitli ileri teknolojilerin elektrooksidasyon, kavitasyon bazlı proses veya nanoteknoloji dahil prosesler vb.) uygulanmasını gerekmektedir (Hilares ve ark., 2021).

Arıtma tesisleri genellikle birincil arıtma olarak çözünmüş hava flotasyon (DAF) sistemi ve yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı (UASB) reaktörlerden oluşur. Bununla birlikte, bu yöntemlerin, standart limitlere ulaşmak için nutrient giderimi açısından düşük verimliliği vardır. Bu nedenle geleneksel arıtma süreçleriyle arıtılan atıksuların, güvenli bir şekilde bertaraf edilmesi amacıyla atıksudaki nutrient konsantrasyonlarını azaltmak için ileri arıtmaya tabi tutulması tercih edilmektedir. Arıtma sistemleri fizikokimyasal sistemler, biyolojik arıtma ve karma prosesler olarak kategorize edilebilir. Birincil atıksu arıtma, kesim sırasında üretilen tüm büyük katı parçacıkları atıksudan ayırır. Atıksudaki çapı 10 ila 30 mm arasında değişen büyük boyutlu askıda katılar eleklerde tutulur. Çapı 0.5 mm'den fazla olan maddeler ise, tıkanmaya neden olacağından döner elekler kullanılarak uzaklaştırılır (Baker ve ark., 2021).

Fizikokimyasal prosesler içerisinde en yaygın olanları koagülasyon-flokülasyon (Dassey ve Theegala, 2012), DAF (De Nardi ve ark., 2008; Dlangamandla ve ark., 2018), membran prosesler (Coskun ve ark., 2016; Goswami ve Pugazhenth, 2020) ve elektrokoagülasyon (Bayramoglu ve ark., 2006; Bayar ve ark., 2011) yöntemleridir. Fizikokimyasal atıksu arıtma sistemleri daha çok katıların sıvıdan ayrılmasını içermektedir. DAF atıksuyun fizikokimyasal arıtımının ilk basamağında kullanılırken DAF'ın işletilmesinde iki aşama uygulanmaktadır, bu aşamalar flotasyon hücresi ve basınç tankıdır (De Sena ve ark., 2009). DAF yüksek ve orta seviyelerde NO_3^- ve NO_2^- giderimini gerçekleştirebilmektedir, fakat bunun tersine toplam askıda katı madde gideriminin istenilen seviyede olmaması ve sık arıza oluşturmaları dezavantajdır (Baker

ve ark., 2021). Del Nery ve ark. (2016) kanatlı hayvan mezbaha atıksularının arıtımı için bir DAF sisteminin performansını değerlendirmiş ve DAF sistemindeki ek kimyasalların yetersizliğinin yanı sıra atıksu karakteristiklerinin değişkenliği nedeniyle giderim veriminde dalgalanmalar gözlemlenmiştir. DAF'ın atıksudan askıda katı maddeleri giderimi %38-70 arasında değişirken, yağların giderilmesi %63-95 arasındadır. Buna karşılık, DAF'a yumaklaştırıcıların veya polimerlerin eklenmesi askıda katı maddelerin ve yağ giderimini %99 oranında artırabilir (Ong ve ark., 2005). DAF prosesi aracılığıyla atıksudaki KOİ ve BOİ's'in maksimum giderimi, atıksuyun ön arıtılmasıyla %90 olmuştur. Çalışma, yağların uzaklaştırılmasında %63-95 oranında bir giderim oluşturmuştur.

Fonkwe ve ark. (2001) kanatlı hayvan proses atıksularının arıtımı için 300 kPa atıksu basıncı altında yumaklaştırıcı olarak polialüminyum klorür kullanan DAF sistemini incelemiş ve askıda katı madde giderimi %43 iken yağ-gres giderimi %49 olduğunu belirtmiştir. Çalışma, 450 kPa'da yağ-gres gideriminin %99 ve %74 askıda katı madde giderimine ulaştığını ortaya koymuştur.

DAF ile ön işleme tabi tutulmuş kanatlı hayvan mezbaha atıksuyundan artık amonyum azotunun geri kazanımı, laboratuvar ölçekli bir çalışmada magnezyum amonyum fosfat heksahidrat (MAP) çökeltme yoluyla incelenmiştir. Maksimum geri kazanım değerleri pH 9.5'te $MgCl_2 \cdot 6H_2O + KH_2PO_4$, $NaH_2PO_4 \cdot 2H_2O + MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ve $MgOHCO_3 + \%85 H_3PO_4$ ilavesiyle sırasıyla %80.2, %97.1 ve %53.6 olarak elde edilmiştir. Büyük ölçekli kanatlı hayvan mezbaha tesislerinde reaksiyon hızının çok hızlı olduğu, birkaç dakika içinde tamamlandığı ve uygun maliyetli olduğu görülmüştür (Yetilmezsoy ve ark., 2011).

Elektrokoagülasyon (EK) sistemi mezbaha atıksularının arıtılması için kullanılan ileri bir teknolojidir. EK prosesinin, kimyasal katkı olmadan elektrik akımını kullanarak atıksudan besinlerin, ağır metallerin ve patojenlerin uzaklaştırılmasında farklı endüstriyel atıksular için etkili bir teknoloji olduğu belirtilmiştir (Qin, ve ark., 2013; Aquino ve ark., 2016). Bu teknolojiye akımın, pıhtılaştırıcı olarak hareket eden metal iyonlarının salınmasıyla sonuçlanan Al veya Fe elektrotlarına uygulandığı bir süreçtir. Asidik ortamda H^+ iyonları elektrotlarla, alkali ortamda ise OH iyonlarıyla etkileşime girer (Koby ve ark., 2006). Kullanılan elektrokimyasal teknolojilerde maliyet, arıtma süresi ile verimlilik açısından diğer teknolojilerle karşılaştırılabilir. Bu yöntemin çeşitli atıksu türlerinin arıtılmasında etkili olduğu gösterilmiştir. EK sistemini etkileyen

etkenlerden biri atıksuyun pH'ıdır. Çalışmalar, EK reaktörünün yüksek performansının düşük pH'ta kaydedildiğini göstermiştir (Koby ve ark., 2006).

Yapılan bir çalışmada (Bayar ve ark., 2014) kanatlı hayvan mezbaha atıksularının alüminyum plaka elektrotlar kullanılarak elektrokoagülasyon yöntemiyle arıtılması araştırılmıştır. Sistem toplu ve galvonostatik modda çalıştırılmıştır. Atıksuyun başlangıç pH'ının etkisi ağırlıklı olarak KOİ giderme verimliliği üzerine araştırılmış, ancak bulanıklık ve yağ-gres giderme verimlilikleri de değerlendirilmiştir. Operasyonel parametreler 150 rpm karıştırma hızında, 1 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 293 K çözelti sıcaklığında sabit tutulmuştur. Öte yandan atıksuyun başlangıç pH'ı 2-8 aralığındadır. Atıksuyun başlangıç pH'ı beklediği gibi KOİ giderme verimliliği üzerinde etkili bir parametre olmuştur. Atıksuyun başlangıç pH'ı 3 ila 4 aralığında olduğunda, daha yüksek KOİ giderme oranları elde etmek mümkün olmuştur. Bu çalışmada, atıksuyun başlangıç pH'ı 3 ve akım yoğunluğu 1 mA/cm² olduğunda sistem 20 dk'da %85 KOİ giderim verimi vermektedir. Bu arada sistem yukarıdaki koşullar altında 2.14 kWsa/m³ enerji tüketmektedir (Bayar ve ark., 2014).

EC prosesiyle kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun arıtımının incelendiği bir çalışmada (Bayramoglu ve ark., 2006), alüminyum elektrot, 3 gibi düşük başlangıç pH'sında ve 150 A/m² akım yoğunluğunda %93'lük bir KOİ giderim verimliliğiyle daha iyi performans göstermiştir. Öte yandan demir elektrotun başlangıç pH'ından bağımsız olarak yağ-gres gideriminde %98 verimle daha başarılı olduğu görülmüştür.

Membran prosesler mezbaha atıksularının arıtımında alternatif bir seçenektir. Mikrofiltrasyon (MF), ters ozmoz (TO) ve ultrafiltrasyon (UF) sistemleri makromolekülleri, parçacıkları, kolloidleri ve mikroorganizmaları uzaklaştırma kapasitesine sahiptir. Fakat membran teknolojisi pahalıdır. Membran arıtım sistemi ile yüksek oranlarda organik madde giderimi sağlanabilirken bazı organikler giderilememektedir. Membran, mezbaha atıksuyu gibi yüksek organik konsantrasyonlu akışlarda, membran yüzeyleri üzerinde kalın biyolojik kirlenme katmanlarının oluşması nedeniyle kirlenerek tıkanmalara yol açtığından önemli bir sorun oluşturur. Tıkanma problemini aşabilmek için jet loop reaktör modifiye edilerek tasarlanan membran biyoreaktörlerle de mezbaha atıksularının arıtımının yapıldığı çalışmalar mevcuttur (Uzuner, 2021).

Sakarya (Türkiye)'de bulunan bir kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunda membran performansının incelendiği bir çalışmada, en yüksek KOİ giderme verimliliği NF için %90 ve TO için %97.4 olarak elde edilmiş ve iletkenlikler NF için %51.7 ve TO için

%96.6 oranında azalmıştır. UF kullanılmadığında, TO ve NF'nin uzun vadeli membran akışları keskin bir şekilde azalmış ve bu da bu proseslerin işletme maliyetlerini artırmıştır. Bu nedenle ön arıtma yapılmayan ve UF içeren TO ve NF bu atıksu için etkili olmamıştır. Ekonomik analiz sonuçlarına göre TO ve NF'nin UF sonrası, tek başına UF ve konvansiyonel arıtma prosesinin işletme maliyetleri sırasıyla 0.66, 0.70, 0.79 ve 1.66 \$/m³ olarak gerçekleşmiştir. Geleneksel arıtma prosesinin işletme maliyeti, UF ile ön arıtma sonrasında TO'ya göre 2.5 kat daha fazla olduğundan, bu membran proses kombinasyonunun kanatlı hayvan mezbahası atıksularının arıtılması için uygun bir arıtma alternatifi olduğu sonucuna varılmıştır (Coskun ve ark., 2016).

Biyolojik arıtma prosesleri üç sistem içerir: aerobik, anaerobik ve sulak alanlar. Biyolojik proseslerde oksijenin indirgenmesinde mevcut olan aerobik veya anaerobik bakterilerin biyoorganizma olarak kullanılması gerekir. Başlıca biyolojik arıtma sistemlerine göre kanatlı hayvan kesimhane atıksularının arıtılarak giderilmesinde aktif çamur, dengeleme havuzları ve anaerobik reaktörler kullanılmaktadır. Sürekli karışimli tank reaktörler (CSTR), statik granül yataklı reaktörler (SGBR), yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktörler anaerobik arıtım sistemleri olarak kullanılmaktadır (Martinez, 2003; Ellis ve March., 2004, Ramakrishman ve Gupta, 2008). SGBR anaerobik sistemler içerisinde daha düşük işletme maliyetlerine sahiptir. Havalandırmada fazla miktarda çamur üretmek için yüksek enerji gereksiniminin olması biyolojik arıtma sistemlerinin maliyetini arttırmaktadır. Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının anaerobik arıtımı reaktördeki askıda katılar ile yüzen yağlardan dolayı yavaşlayarak bozulur. Biyolojik proseslerin yüksek verimliliğe sahip olması ve ekonomik olması uzun hidrolik bekleme süresi ve büyük hacimde biyoreaktör ihtiyacı oluşturmasından dolayı bazen bu prosesler kısa bekleme süresi gerektiren fizikokimyasal arıtma sistemlerinden daha az tercih edilmektedirler.

Biyolojik sistemlerin uygulanması için geniş alana ihtiyaç duyması havalandırma maliyetinin fazla olması ve fazla miktarlarda atık çamur oluşması gibi dezavantajlara sahipken aynı zamanda mikroorganizmaların bazı zararlı ve biyolojik olarak parçalanmayan organik maddelere karşı hassas olmaları ve yüksek hidrolik kalış sürelerinde çalıştırılmalarından dolayı her zaman uygun değildirler.

Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının arıtımında arazi uygulamasında biyolojik olarak parçalanabilen maddeler içeren atıksuların ön arıtmadan sonra uygulanan arıtma yöntemlerinden bir tanesidir. Arazi uygulamalarında bu tür biyolojik olarak parçalanabilen maddeler, toprak besinlerini doğrudan toprağa vererek desteklemek için

kullanılır. Son zamanlarda arıtma sistemleri açık arazilerdir, çünkü bu uygulama kolayca ölçeklendirilebilir ve inşa edilmesi nispeten ucuzdur. Bazı arazi uygulamaları, karbondioksit gazı erişimi yoluyla yakındaki enerji santrallerini geliştirmek için tarıma elverişli olmayan alanlar üzerinde inşa edilirken, diğerleri besin kaynaklarına kolayca erişim sağlamak için atıksu arıtma tesislerinin yakınında inşa edilmektedir. Toprak ve yeraltı suyunun kirlenme olasılığı dezavantaj olurken buna karşılık, saha uygulamalarının faydaları arasında kanatlı hayvan mezbaha atıksuyu ve gübre kaynağından elde edilen yan ürünlerin yeniden kullanılması yer alır (Baker ve ark., 2021).

Aktif çamur, stabilizasyon havuzları ve anaerobik reaktörler kullanan geleneksel sistemlerin aşağıdaki gibi dezavantajları vardır: havalandırma için yüksek enerji talebi (aktif çamur), mikroorganizmaların yönetimi ve bakımı gereklilikleri (bozunamayan bileşikler üzerinde verimsiz veya toksik bileşikler mevcut olduğunda; yavaş proses (kinetik problemler), bazı moleküllerin biyolojik olarak parçalanabilirliğinin düşük olması, olası çamur birikmesi ve köpük oluşumu; biyolojik çamur ve kontrolsüz bozunma ürünlerinin oluşması, ayrışma süreci sırasında değişebilen karışık kültürlerin bileşimi ve mikrobiyolojik mekanizmaların karmaşıklığı. Geleneksel yöntemler aynı zamanda hava kirliliğine de katkıda bulunur ve ilgili emisyonlarla birlikte ek enerji/materyal girdisine ihtiyaç duyar. Atıksu arıtımındaki bu geleneksel teknolojilere alternatif olarak, kavitasyon bazlı süreç, ileri oksidasyon prosesleri (İOP), fotoelektro-Fenton süreci ve nanoteknoloji (nanopartiküller ve nanokabarcıklar) süreci gibi prosesin yoğunlaştırılması amacıyla geliştirilmiş birçok potansiyel teknoloji bulunmaktadır. Ancak mezbaha atıksuyu için uyarlanan teknolojiler, geleneksel teknolojilerle karşılaştırıldığında hala sınırlıdır, ancak son yıllarda ilginç ve etkili yaklaşımları kapsayacak şekilde çeşitlendirilmiştir (Hilares ve ark., 2021).

Elektrokimyasal ileri oksidasyon prosesleri (EİOP'ler) kirlenici maddelerin yüksek oranda giderilmesini ve mineralleşmelerini sağlamaktadır. EİOP'ler, kullanılan elektrik akımı ve katalizörün optimal koşulları altında hidroksil radikal üretimini mümkün kılan çevreci teknolojilerdir. Farklı prosesler ile karşılaştırıldığında, yeni bir atık oluşumuna neden olmamakta, yüksek organik içeriğine sahip atıksularda kullanılabilen, ancak geleneksel sistemlere göre yüksek enerji tüketimine neden olabilmektedir (Ozturk ve ark., 2021).

Yapılan bir çalışmada, gerçek bir kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun UV-C ışığı (254 nm) altında arıtılması için hidrojen peroksit, potasyum persülfat, titanyum

dioksit ve demir tuzları gibi farklı kimyasal türler kullanılmıştır. Deneyler 150 dakika sürmüş ve TOK giderimi açısından en verimli çalışma koşullarını araştırmayı amaçlayan bir fotoreaktörde gerçekleştirilmiştir. UV fotolizi veya Fe katkılı TiO_2 fotokatalizi pratikte verimsiz olurken katkısız TiO_2 uygulaması, 60 dakikalık UV ışınımının ardından %44 TOK giderimiyle sonuçlanmıştır. UV ışığı altında 98 mM H_2O_2 kullanımı, 150 dakika sonra %74 TOK giderimi sağlamıştır. Bu sisteme Fe(II) iyonlarının eklenmesi ve başlangıçtaki pH'ın 3'e ayarlanması, TOK giderimini 150 dakika sonra %82.5'e yükseltmiştir. Son olarak UV'nin 15 mM $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ile kombinasyonu %85 TOK giderimiyle sonuçlanmıştır. UV/ $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ arıtımının çıkış suyu kalitesi, gelişmiş ülkelerin deşarj suyu kalite standartlarına uygundur. Bu nedenle, deşarj suyu standartlarının karşılanması ve atıksuyun yeniden kullanılması amacıyla atıksuyun biyolojik arıtılmasından sonra UV/ $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ prosesinin son arıtma olarak kullanılmasının mümkün olduğu sonucuna varılmıştır (Kanafin ve ark., 2022).

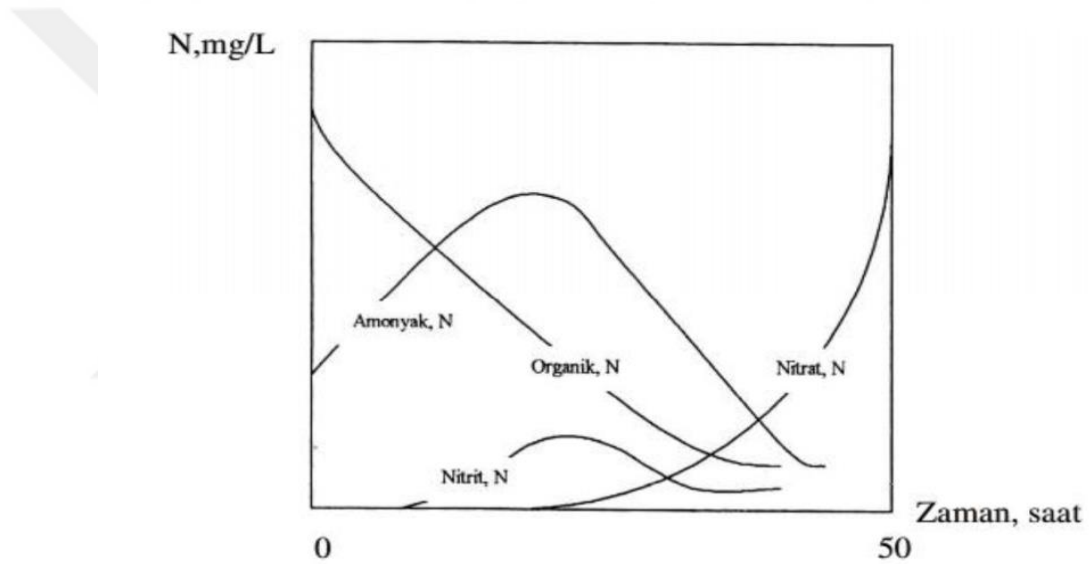
İleri teknolojilerin farklı atıksu kaynaklarında uygulanabilirliği ve fizibilitesine odaklanan birçok çalışma bulunmaktadır. Ancak bunların çoğu hâlâ laboratuvar ölçeğindedir ve pilot ve hatta ticari ölçeklere yükseltildikten sonra performansları tamamen farklı olabilir. Ancak hidrodinamik kavitasyon, elektrokimyasal ileri oksidasyon ve nanoteknolojinin kullanımı her türlü atıksu için başarıyla uyarlanabilecek seçeneklerdir (Hilares ve ark., 2021).

2.3. Atıksularda Azot İçeriği

Azot bileşikleri, ötrofikasyondaki rolleri, alıcı suların oksijen içeriği üzerindeki etkileri ve insanlar da dahil olmak üzere suda yaşayan omurgasızlar ve omurgalı türleri üzerindeki toksik etkileri nedeniyle atıksuların en önemli kirleticileri arasında yer almaktadır. Bununla birlikte, bu bileşikler aynı zamanda yabancı hayvanların üretimini teşvik eden bitki büyümesinin arttırılmasında oynayabilecekleri faydalı rol nedeniyle de ilgi çekicidir (Paredes ve ark., 2007).

Atıksularda bulunan azotun %60'ı biyolojik döngüden ve doğal taşınımından kaynaklanırken %40'ı da insan faaliyetlerinden kaynaklı atıklardan ileri gelmektedir. Toprakta bulunan azot bileşiklerinin menbaı gübreler ve topraktaki organik maddelerin mineralleşmesidir. Oluşan bileşikler topraktan kolaylıkla yıkanması ile suya geçmekte, böylelikle deşarj suyunda kayda değer oranlarda azot bileşikleri bulunmaktadır. Tarımsal faaliyetin yoğun yapıldığı alanlarda azotun büyük çoğunluğu bu alandan, diğer

kısmı ise atıksulardan ileri gelmektedir. Sularda ve atıksularda bulunan başlıca azot bileşikleri azalan oksidasyon seviyesine göre nitrat azotu ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrit azotu ($\text{NO}_2\text{-N}$), amonyum azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) ve organik azot (Org-N) olarak yer almaktadır. Azot türlerinin yanı sıra azot gazı ($\text{N}_2\text{-N}$) da azot döngüsünde bulunmaktadır. Azot çevriminde yer alan türler, biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda birbirlerine dönüşebilmektedir. Atıksuyun tazelik derecesi, amonyak miktarı ile ölçülmektedir. Sulardaki organik azot fazlalığı doğrudan fekal bulaşma sonucu olabilir. Zaman içerisinde organik azot, amonyak azotuna dönüşür ve ortam aerobik iken amonyak da nitrit ve nitrata dönüşür (Toröz, 2013). Azot formlarının aerobik şartlarda zamana bağlı değişimi Şekil 1.1’de gösterilmiştir.



Şekil 1.1. Aerobik şartlarda, kirletilmiş sularda mevcut azot formlarındaki zamanla oluşan değişimler (Samsunlu, 1999)

Farklı azot türleri (diğerlerinin yanı sıra amonyum, nitrit ve nitrat gibi) ve ayrıca farklı dönüşüm mekanizmaları arasında çok karmaşık ilişkiler mevcuttur. Organik azot, amino asitler, amino şekerler, üre ve ürik asit ile pürinler ve pirimidinler dahil olmak üzere çeşitli bileşiklerden oluşur. Hidroliz ve mineralizasyon yoluyla organik azot, amonyum azotuna dönüştürülür. Amonyum, üç nedenden dolayı yüzey suları ve diğer ekosistemlerdeki en önemli azot bileşiklerinden biridir: (i) Çoğu bitki türü ve ototrofik bakteriler için azotun tercih edilen besin formudur; (ii) kimyasal olarak indirgenir ve bu nedenle doğal suda kolayca oksitlenebilir, bu da çözünmüş oksijenin tüketimine ve azalmasına neden olur; ve (iii) iyonize olmayan amonyak, düşük konsantrasyonlarda (>

0.2 mg/L) halihazırda sudaki yaşamın birçok formu için toksiktir. Uçucu amonyak ile amonyum iyonları arasındaki dönüşüm, büyük ölçüde pH'a ve sıcaklığa bağlıdır. Daha düşük pH ve sıcaklık seviyelerinde dönüşüm önemli ölçüde azalır. 25 °C'lik normal bir koşulda ve 7'lik bir pH'ta iyonize olmayan amonyak, mevcut toplam amonyağın yalnızca %0.6'sını oluşturur. 9.5 pH'da ve 30 °C sıcaklıkta, iyonize olmayan formda bulunan toplam amonyak yüzdesi %72'ye yükselir (Paredes ve ark., 2007).

Aerobik koşullar altında, amonyum mikroorganizmalar tarafından nitrata oksitlenir ve ara ürün olarak nitrit kullanılır. Nitrifikasyon adımı iki farklı bakteri grubu rol oynar: amonyum oksitleyiciler ve nitrit oksitleyiciler. Amonyağın oksidasyonunda ara ürün olarak nitrit oluşur. Karasal ve sucul ortamlarda nadiren birikebileceği düşünülmektedir. Ancak bazı raporlar nitritin ekosistemlerde birikebileceğini göstermektedir. Kimyasal gübrelerin eklenmesi veya idrar yoluyla yüksek konsantrasyonlarda ürenin toprağa eklendiği durumlarda toprak nitrit birikimi rapor edilmiştir. Laboratuvar ölçeğinde bazı nehir ağızı çökeltilerinin gözenek sularında ve bazı arıtma tesislerinde de nitrit birikimi gözlenmiş, bu da nitrit oksitleyicilerin oksijene amonyum oksitleyicilere göre daha düşük afinitesine atfedilmiştir. Bu oksidasyon seviyesinde nitritin organik karbon, amonyak, H₂S gibi elektron donörleri tarafından denitrifikasyon aşaması mümkün olmasına rağmen, arıtma tesislerinde genellikle nitrata toplam oksidasyon gerçekleştirilir. Organik karbon ile denitrifikasyon maddeleri nitrata nitrit aracılığıyla azot gazına indirger. Arıtma tesislerinde arıtılmamış atıksuyun bir kısmının organik karbon yükü ile nitrat azaltılır (Paredes ve ark., 2007).

Organik azot; (-3) değerlikli oksidasyon basamağında organik olarak bağlı olan azottur. Organik azot konsantrasyonu, göl sularında birkaç yüz µg/L'den kanalizasyon sularında ise 20 mg/L'ye kadar uzanan geniş bir aralık bandında bulunabilmektedir.

Amonyak azotu; yüksek miktarda organik azot bulunan bileşiklerin deaminasyonu ve ürenin hidrolizi sonucunda meydana gelmektedir. Amonyak azotu konsantrasyonu, yüzey ile yer altı sularında 10 µg/L'den atıksulardaki 30 mg/L'ye kadar farklı aralık bandında bulunabilmektedir. Analizler ile organik azot ve amonyak azotu birlikte ölçülebilmekte ve Toplam Kjeldahl Azotu (TKA) olarak isimlendirilmektedir.

Nitrit azotu; azotun oksidasyonu esnasında hem amonyumun nitrata oksitlenmesi hem de nitratin indirgenmesi aşamalarında ara ürün olarak oluşur. Bu tür indirgenme ve oksidasyon reaksiyonları; atıksu arıtma, su iletim sistemleri ile doğal kaynaklarda oluşur. Nitrit iyonunun mevcudiyeti ortamdaki aktif biyolojik bir olayı

ifade ederken daha düşük değerlerde bulunması dahi kirliliğin başladığını biyolojik olayların devam ettiğini gösterir.

Nitrat azotu; azot döngüsünde azotun en yüksek yükseltgenme basamağında oluşur. Yüzey sularında çok az miktarda nitrat bulunmasına karşın yer altı sularında daha fazla miktarlarda karşılaşılabılır. Sudaki nitratın menbaı volkanik kayaçlardır. İçme sularında 5-10 mg/L bandında bulunması halinde kirlenmeden şüphe edilmelidir.

2.3.1. Atıksularda Organik Azot İçeriği ve Organik Azotun Biyolojik Bozunabilirliği

Organik azot, -3 değerlikli oksidasyon basamağında organik olarak bağlı bulunan azottur. Organik azot protein, peptid, nükleik asit ve üre gibi doğal maddelerin yanı sıra fazla miktarda sentetik organik maddeyi de yapısında bulundurur. Organik azot konsantrasyonu, göl sularında birkaç yüz $\mu\text{g/L}$ 'den kanalizasyon sularında ise 20 mg/L'ye kadar geniş bir aralıkta miktar olarak var olabilmektedir. Kjeldahl metodu, organik azotu belirlemenin bir yöntemidir. Kjeldahl metodunda suda mevcut bulunan organik azot parçalanarak amonyağa dönüştürülür, böylece suda zaten mevcut olan amonyak ile beraber ölçülerek toplam Kjeldahl azotu olarak isimlendirilen TKA bulunur. TKA ile amonyak azotu analizinde elde edilen tüm sonuçlar arasındaki fark organik azotu verir.

Sulardaki organik azotun 0.45 μm gözenek çapından geçebilen kısmı çözülmüş organik azot (ÇOA) olarak sınıflandırılmaktadır. ÇOA'yı sık kullanılan analitik yöntemler ile tanımlamadaki zorluklar, mikrobiyal bozulmaya karşı direncin bir sonucu olarak biyolojik arıtma esnasında yoğunlaşan karmaşık yapıların varlığından kaynaklanabilir. Çözülmüş organik azotun içerisinde farklı formların bulunması ve bu formların bir kısmının ulaştığı sucul ortamda bakteriler, doğal alg ve planktonların biyolojik olarak kullanımı için uygun olabilmektedir. Bu da, çözülmüş organik azotun, iletildiği sucul ortamlarda, ötrofikasyon, membranlarda tıkanma ve dezenfektan maddeler ile birleşmesi halinde azotlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin meydana gelmesine sebep olması gibi pek çok olumsuz etkisi vardır. Çözülmüş organik maddelerin bir parçası olarak çözülmüş organik azot, su arıtımı üzerindeki etkileri ve yüksek kanserojenite ve toksisiteye sahip azotlu dezenfeksiyon yan ürünlerinin (N-DYÜ) potansiyel oluşumundaki rolü sebebiyle bir endişe yaratmaktadır. Ayrıca ÇOA, membran tıkanması ve kirlenmesine neden olabilirken dezenfektan tüketimini kayda

değer ölçüde artırabilir. ÇOA'nın, sadece miktarları değil, aynı zamanda oluşturduğu DYÜ türleri de etkileyebilir. ÇOA'nın geleneksel atıksu ve su arıtma prosesleri ile giderimi zordur. Bu nedenle dezenfeksiyon sırasında N-DYÜ'lerin öncüleri olarak tutulabilir.

Atıksu arıtma tesisi çıkışında mevcut çözünmüş azotun büyük bir çoğunluğunu çözünmüş organik azot oluşturmaktadır. Klasik atıksu arıtma tesisleri çıkış sularında, çözünmüş azotun yaklaşık %65'lik bölümünü çözünmüş organik azot oluşturmaktadır. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon sistemlerinde bu oran daha da fazla olabilmektedir. Atıksu arıtma tesisi çıkışındaki ÇOA, biyolojik arıtma sırasında giderime dayanıklı olan ham kanalizasyondaki inert ÇOA, arıtma esnasında tamamen giderilmeyen biyolojik olarak parçalanabilen ÇOA ve arıtma işlemi sırasında üretilen ÇOA'yı içerir (Parkin ve McCarty, 1981). Atıksuyun çözünmüş organik azot havuzunda incelenen ilk spesifik bileşikler, üre ve serbest amino asitlerdir (Hanson ve Lee, 1971). Ham kanalizasyonda, organik azotun %80'i, atıksu toplama sisteminde hidroliz yoluyla normalde amonyağa dönüştürülen üreden oluşur. Küçük topluluklardan kaynaklanan atıksu (yani 1000'den az kişiye hizmet veren arıtma tesisleri), atıksu toplama sistemindeki kısa bekleme süreleri nedeniyle genellikle daha yüksek bir üre konsantrasyonuna sahiptir (Hanson ve Lee, 1971). Metilamin, dimetilamin, piperidin ve pirolin gibi düşük moleküler ağırlıklı alifatik aminler, kompleks organik azot bileşiklerinin oksidasyonu sırasında oluşabilmektedir (Sacher ve ark., 1997). Bu bileşiklerin atıksudaki ÇOA'nın önemli bileşenleri olmaları muhtemel olsa da, proteinler ve amino asitlere göre ölçülmesi daha zor olduğu için oluşumları ve akıbetleri hakkında daha az bilgi mevcuttur. Atıksu çıkışındaki tanımlanabilir azot içeren organik bileşikler genellikle ÇOA'nın %10'undan daha azını oluşturur.

Bu nedenle, ÇOA'un geneli doğal organik bileşiklerden türetilen karmaşık organik bileşiklerden oluşur. Bu karmaşık organik bileşiklerin bir alt grubu, asidik çözeltilerdeki çözünürlüklerine göre tanımlanan ve genellikle XAD reçine ekstraksiyonu ile ölçülen hümik maddelerdir. Biyolojik olarak kullanılabilen ve parçalanabilen ÇOA, ÇOA'nın bakterili veya bakterisiz alg türleri tarafından belirli bir süre içinde kullanılabilen bir kısımdır. Bu fraksiyonların ölçümü için doğrudan bir yöntem yoktur, ancak başlangıç ve son ÇOA değerleri arasındaki farktan inkübasyon prosedürleri ile hesaplanabilir (Khan ve ark., 2009; Simsek ve ark., 2013).

2.4. Organik Azotun Biyolojik Bozunabilirliği Konusunda Yapılan Çalışmalar

Aerobik arıtım, heterotrofik ve ototrofik mikroorganizmaların karışık kültürünün yardımıyla oksijen varlığında gerçekleşir. Heterotrofik bakteriler, karbon kaynağı olarak organik bileşikler kullanırken, ototrofik bakteriler, CO₂ gibi inorganik karbonu tüketir. Karışık aerobik konsorsiyum, organik maddeyi ve amonyağı CO₂, H₂O, nitrit (NO₂⁻) ve nitrat (NO₃⁻) gibi daha az zararlı bileşiklere ve önemli miktarda yeni hücre üretimine indirger. Genel olarak, sentez ile oksidasyon ve endojen solunum, aerobik bozunmanın iki ana adımıdır. Geleneksel biyolojik azot giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon ile sağlanırken, fosfor giderimi, anaerobik ve aerobik döngülerde gelişmiş biyolojik fosfor giderimi ile gerçekleştirilir. Nitrifikasyon, inorganik azot (NH₃/NH₄⁺) aerobik koşullar altında ototrofik mikroorganizmalar (amonyak oksitleyici ve nitrit oksitleyici bakteriler) tarafından nitrite (NO₂⁻) ve ardından nitrate (NO₃⁻) oksidasyonudur. Daha sonra NO₃⁻ anoksik koşullar altında heterotrofik mikroorganizmalar (denitrifikasyon bakterileri) tarafından NO₂⁻, N₂O ve NO gibi ara bileşiklerle azot gazına (N₂) dönüştürülür. Nitrifikasyon oksijen talebi gerektirirken, denitrifikasyon bazen ek karbon kaynağı gerektirir (Aziz ve ark., 2019).

Kesim endüstrisi prosesi büyük miktarlarda su talep eder ve büyük miktarlarda atıksu üretir. Bu tür atıksular, önemli miktarlarda KOİ, BOİ, AKM, toplam organik karbon, toplam azot ve toplam fosfor içeriğine sahiptir (Bustillo-Lecompte ve Mehrvar, 2015; Ng ve ark., 2022). Artık kan, hayvansal yağ ve dışkı, organik maddenin başlıca kaynaklarıdır. Azot içeriği, esas olarak organik azot olarak kan, idrar ve dışkıdan gelir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği'ne göre mezbaha ve et entegre tesislerinde oluşan atıksuların alıcı ortama deşarjında sadece KOİ, yağ ve gres, pH ve renk parametreleri için sınır değerler belirtilmiştir. Azot türleri için herhangi bir sınırlandırma bulunmamaktadır. Bu nedenle bu tür atıksuların arıtımı sonrasında çıkış sularında azot ve fosfor türlerinin mevcudiyeti mümkündür.

Biyolojik olarak kullanılabilen ÇOA (BKÇOA), ÇOA'un doğrudan veya bakteriyel bozunmadan sonra algler için biyoyararlı olan bir kısmıdır (Ürgün-Demirtaş ve ark., 2008; Simsek ve ark., 2013). Biyolojik olarak parçalanabilen ÇOA (BÇOA), karanlık koşullarda (yosunsuz) bakteriler tarafından mineralize edilen ÇOA'un bir parçasıdır (Sattayatewa ve diğerleri, 2009; Simsek ve ark., 2013). Atıksu çıkışı BKÇOA ve BÇOA, alıcı sulardaki fazla besin maddelerinin kontrolü için önemlidir. ÇOA'un alıcı sulardaki alg ve bakterilere biyoyararlanımı, kalma süresi, sıcaklık, çözünmüş

oksijen (ÇO) seviyesi, pH ve canlı organizmaların türü gibi çeşitli çevresel koşullara bağlıdır. Doğal ve antropojenik kaynaklarda ÇOA hakkında çok sayıda çalışma olmasına rağmen (Bushaw ve ark., 1996; Seitzinger ve Sanders, 1997; Vähätalo ve Zepp, 2005; Berman ve Bronk, 2003), atıksularda sınırlı sayıda çalışma mevcuttur (Pehlivanoglu ve Sedlak, 2004; Urgan-Demirtaş ve ark., 2008; Simsek ve ark., 2013). Atıksudan türetilen ÇOA'un biyoyararlanımı %19 ile %83 arasında geniş bir aralıkta değişebilir. Bu konularda yapılan çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Yapılan bir çalışmada (Sun ve ark., 2017) bir hayvan besi yeri atıksu depolama tankı ve bir koyun atıksu depolama lagünü olmak üzere iki farklı kaynaktan toplanan hayvan atıksularındaki ÇOA ve BKÇOA seviyeleri belirlenmiştir. BKÇOA tayini için aşilar, ayrı türlerden iki alg (*Chlamydomonas reinhardtii* ve *Chlorella vulgaris*) ve bir karışık bakteri kültürünü içeren çeşitli kombinasyonlardan oluşturulmuştur. İlk ÇOA'un başlangıçtaki toplam çözünmüş azota oranı, besi yeri atıksu numunelerinde %18 ve lagün atıksu numunelerinde %70 olarak belirlenmiştir. Sonuçlar, yemlik numunelerinde 1.6 ila 4.5 mg-N/L ÇOA (başlangıç ÇOA'un %45-79'u) ve lagün numunelerinde 3.4 ila 7.5 mg-N/L ÇOA'un (başlangıç ÇOA'unun %36-%79'u) test edilen aşı ile biyolojik olarak kullanılabilir olduğunu göstermiştir. Bu sonuçlar bize hayvan atıksularının ötrofikasyon potansiyeli göz önüne alındığında, amonyak ve nitrata ek olarak organik azotun dahil edilmesi gerektiğini göstermektedir.

Bir diğer çalışmada (Hu ve Ren, 2019) BKÇOA'nın membran biyoreaktörlerle (MBR) giderimi araştırılmış (membran tipi: hidrofilik poliviniliden florür ve membran gözenek boyutu: 0.04-0.1 µm) ve sonuçlar BKÇOA konsantrasyonlarının her MBR'de giriş ve çıkış arasında önemli ölçüde farklı olmadığını göstermiştir ($p = 0.067-0.614$, t-testi). BKÇOA'un düşük uzaklaştırma veriminin (<%0-%14.0) olası nedenlerinden biri olan, biyolojik işlemler sırasında ÇOA moleküler bileşiminin ultra yüksek çözünürlüklü kütle spektrometrisi yoluyla analizi, biyolojik işlemler sırasında BKÇOA'u üretilen/salgılayan bakteriyel biyokütle MBR işleminde meydana gelmiştir. Arıtma sonrası olarak MBR'ler BKÇOA'u ayırmada etkisiz olduğu, çünkü alg büyümesini teşvik eden ÇOA'un önemli bir kısmının bu arıtma ile giderilemediği, bu nedenle bu arıtmanın alıcı sulardaki birincil üretkenlik üzerinde beklenenden daha küçük bir etkisi olacağı belirtilmiştir.

Başka bir çalışmada (Kucukcongar ve ark., 2023), yoğurt ve peynir üretim endüstrilerinden elde edilen atıksu örneklerinin biyobozunurluğu incelenmiştir. Atıksu numunelerinin biyobozunurluğu, karışık bir bakteri kültürü kullanılarak belirlenmiş ve

yoğurt üretimi atıksuyu için %72.2-81.7 arasında ve peynir üretimi atıksuyu için %19.1–20.1 olarak belirlenmiştir. BÇOA'nın toplam çözünmüş azota (TÇA) oranı yoğurt ve peynir üretimi atıksuları için sırasıyla %65.4–71.9 ve %16.5–17.5 aralığında bulunmuştur. Her ikisi de süt ürünleri üretiminden açığa çıkmasına rağmen beyaz peynir üretimi atıksularının yoğurt üretimi atıksularına göre çok düşük biyobozunurluğa sahip olduğu belirlenmiştir.

Başka bir araştırmada (Urgun-Demirtas ve ark., 2008), pilot ölçekli bir nitrifikasyon tesisinden ve laboratuvar ölçekli bir toplam azot uzaklaştırma tesisinden gelen atıksularda çözünmüş organik nitroazotunjen biyolojik olarak kullanımı incelenmiştir. ÇOA biyoyararlanımı, bakteri ve alg aşılarını içeren 14 günlük bir inkübasyon protokolü kullanılarak değerlendirilmiş ve azot türleri, çözünmüş organik karbon, klorofil a ve biyokütle (toplam askıda katı maddeler ve kültürlenebilir hücre sayıları olarak) konsantrasyonları, ÇOA biyoyararlanımını değerlendirmek için ölçülmüştür. Sonuçlar, zamanla alg biyokütlesinde eşzamanlı bir artışla birlikte alg klorofil konsantrasyonunda bir artış göstermiş; zamanla artan bakteri sayısı ve ÇOA konsantrasyonunda bir azalma ve 14 günlük inkübasyon sonunda artan karbon-azot oranı, atık ÇOA'un yosunlara ve bakterilere karşı biyoyararlanımını göstermektedir. Düşük toplam azot atıksu çıkışında, başlangıç ÇOA'un yaklaşık %18 ila %61'i numune biyoyouyulanabilir olduğunu göstermiştir. Sonuçlar büyüme sırasında bakteri ve yosun alındığını göstermektedir.

Azotla sınırlı sistemlerde ötrofikasyonu kontrol etmeye yönelik son girişimler, inorganik ve organik azotun eşit derecede biyolojik olarak kullanılabilir olduğu varsayımıyla tüm azot formlarının eşzamanlı kontrolüne odaklanmıştır. Bu varsayımın geçerliliğini değerlendirmek için, atık alan yüzey suyundan izole edilmiş bakterilerin varlığında ve yokluğunda, denitrifiye edilmiş atıksu numuneleri üzerinde alg büyümesi deneyleri gerçekleştirilmiştir (Pehlivanoglu ve Sedlak, 2004). Deney sonuçları, atıksudan türetilen çözünmüş organik azotun, bakteri yokluğunda Selenastrum Capricornutum türü için biyolojik olarak kullanılabilir olmadığını göstermiştir. Bununla birlikte, atıksudan türetilen organik azotun yaklaşık yarısı, 2 haftalık bir inkübasyon sırasında bakterilerin varlığında alger için mevcut bulundurulmuştur. Bu sonuçlar, atıksu kaynaklı ÇOA'un ötrofikasyona neden olamayacağını varsaymak uygun olmasa da, inorganik azot kadar ötrofikasyona neden olmayacağını göstermektedir. Atıksudan türetilen organik azotun biyolojik olarak kullanılabilir formlarının atıksu arıtma tesisleri

tarafından deşarjını en aza indirecek yöntemler geliştirmek için ek araştırmalara ihtiyaç olduğu kanaati getirilmiştir.

Yapılan bir çalışma (Hu ve ark., 2020), evsel atıksuları arıtan bir biyolojik nutrient giderme (BNR) prosesinde çamur alkali fermentasyon sıvısı (SAFL) ilavesinin atık ÇOA özellikleri ve mikrobiyal topluluk dinamikleri üzerindeki etkisini araştırmıştır. SAFL'nin performansı, diğer iki reaktörle (yani, harici bir karbon kaynağı olmadan ve sodyum asetat ilavesiyle) karşılaştırılmıştır. Sonuçlar SAFL ilavesinin atık ÇOA'u önemli ölçüde azaltabileceğini göstermiştir ($p < 0.05$). Atık ÇOA, SAFL ile sodyum asetatın biraz daha yüksektir, ancak iki reaktörün biyolojik olarak kullanılabilir ÇOA'u benzerdir. (1.06 ± 0.11 'e karşı 1.04 ± 0.12 mg/L, sırasıyla, $p > 0.05$). SAFL ilavesi, düşük moleküler ağırlıklı ÇOA yüzdesinin azalmasına ($p < 0.05$) ayrıca fulvik benzeri ve hümkik benzeri maddelerin protein benzeri maddelere oranının artmasına neden olduğu gözlemlenmiştir. Ayrıca, SAFL ilavesi, proteinlere/amino şekerlere benzeyen maddelerin yüzdesinin daha düşük olmasına ve sodyum asetatın daha yüksek oranda lignin benzeri moleküllerin oluşmasına neden olmuştur. Bu özellikler, düşük ÇOA biyoyararlanımından sorumludur. Bu çalışma, SAFL'nin bir BNR karbon kaynağı olarak kullanılmasının sadece ÇOA'nın uzaklaştırılmasını iyileştirmekle kalmayıp, aynı zamanda atık ÇOA'u ve özellikle ÇOA biyoyararlanımını da azalttığını göstermektedir.

İçme suyunda çözünmüş organik azotun (ÇOA) biyolojik olarak bozunabilirliği üzerine yapılan bir çalışmada suda klorlamadan önce ve sonra biyolojik olarak parçalanabilen ÇOA'un (BÇOA) varlığı, dağıtım sisteminde azotlu dezenfektan yan ürünlerinin oluşumunu ve mikroorganizmaların büyümesini teşvik edebilir. Bir çalışmada (Wadhawan ve ark., 2014) atıksudaki BÇOA'u belirlemek için bir prosedür uyarlanmış ve optimize edilmiş ve uygulaması, ozonlama ve biyolojik olarak aktif filtrasyon dahil olmak üzere bir su arıtma tesisinin dört arıtma aşamasından alınan numuneler üzerinde test edilmiştir. Optimize edilmiş yöntem, glisin ve glutamik çözeltilerde 50 mg N /L BÇOA tespit edebilmiştir. 2 yıllık bir örnekleme periyodunda ham suda ($144\text{--}275$ µg N/L), yumuşatılmış suda ($59\text{--}226$ µg N/L), ozonlanmış suda ($190\text{--}254$ µg N/L) ve biyolojik olarak filtrelenmiş su numunelerinde ($17\text{--}103$ µg N/L) BÇOA değeri belirtilen aralık değerlerde belirlenmiştir. Tesis ortalama olarak ÇOA'un %30'unu ve BÇOA'un %68'ini gidermiş ve ozonlama, BÇOA miktarının artmasında (%31) önemli bir rol oynamıştır ve biyolojik olarak aktif filtrasyon, ozonlanmış sudaki BÇOA'un %71'ini uzaklaştırmıştır.

Yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2013) damlatmalı filtre ve aktif çamur atıksu arıtma tesislerinin (AAT'ler) son çıkış suyunda çözünmüş organik azotun (ÇOA) fotokimyasal bozunması incelenmiştir. İnorganik azot, çoğunlukla nitrit, her iki AAT'den alınan numuneler için ÇOA'un fotodegradasyonundan üretilmiştir. Fotobozunur ÇOA (FÇOA), biyobozunur ÇOA (BÇOA) ve örtüşen fotobozunur-biyobozunur ÇOA (FBÇOA) belirlenmiştir. BÇOA, FÇOA ile olduğu kadar FÇOA olmayanlarla da ilişkilendirilerek, nihai atıksu numunelerindeki BÇOA ve FÇOA konsantrasyonları, damlatma filtre tesisi için 4.71 ve 4.62 mg N/L ve aktif çamur tesisi için 3.95 ve 3.73 mg N/L bulunmuştur; bu, atık ÇOA'un mineralizasyonunda fotodegradasyonun biyolojik bozunma kadar önemli olduğunu gösterir. Işık veya bakteri veya her ikisi ile mineralize edilebilmesi nedeniyle su ortamında daha problemli olan FBÇOA, damlatmalı filtre ve aktif çamur tesislerinden alınan nihai atıksu örneklerinde sırasıyla 3.68 ve 2.64 mg N/L (toplam ÇOA'un %57 ve %43'ü) olmuştur. Biyobozunmaya ve ışıkla bozunmaya dirençli ÇOA fraksiyonu, toplam ÇOA'un %10 ila %20'si kadar olduğu sonucuna varılmıştır.

Bir diğer çalışmanın (Czerwionka, 2016) amacı, evsel atıksu arıtma tesislerinde (AAT'ler) biyolojik olarak arıtılmış atıksularda bulunan çözünmüş organik azotun (ÇOA) su ortamında biyolojik olarak parçalanabilirlik ve biyoyararlanım konusundaki duyarlılığını belirlemektir. Ek olarak, biyolojik olarak kullanılabilir ÇOA dahil olmak üzere bu organik azot fraksiyonunun Baltık Denizi için azot dengesine katılımı hakkında bir değerlendirme yapılmıştır. Kuzey Polonya'da bulunan iki büyük atıksu arıtma tesisinden alınan ikincil atıksu numunelerine dayanarak ÇOA biyoyararlanım ve biyobozunurluk testleri gerçekleştirilmiştir. Test edilen numunelerdeki ÇOA konsantrasyonunun ortalama olarak 1.5 ila 2.0 g N/m³ olduğu sonucuna varılmıştır. Bu fraksiyon, arıtılmış atıksudaki organik azotun %50'sini ve toplam azotun %15-18'ini oluşturmuştur. Biyolojik olarak parçalanabilen ÇOA'un aktif çamur testlerine katılımı ortalama %24-35'tir. Biyoyararlanım testlerinde *Selenastrum capricornutum* ÇOA'un %19'dan %26'sına kadar kullanabilmiş, ancak kontrol testi sonuçları dikkate alındığında bu değerler %3-4'e düşürülmüştür. Öte yandan, bakteri ve alglerin birleşik etkisi göz önüne alındığında, ÇOA konsantrasyonunu yaklaşık %40 oranında azaltmak mümkün olmuştur. 2010 yılında arıtılmış biyolojik atıksuyun bertarafı yoluyla Polonya'dan Baltık Denizi sularına getirilen tahmini yıllık BDON yükü 1.7 bin ton N'a ulaşmıştır.

Azot türleri, özellikle, düşük toplam azot (TA) çıkışları üreten 4 aşamalı bir Bardenpho proses biyoreaktöründe organik azotun (OA) akıbeti ve oluşumu yapılan bir

çalışmada (Sattayatewa, 2009) araştırılmıştır. Sonuçlar, birincil anoksik bölgede OA salınımını ve işlemin ilk aerobik bölgesinde OA salınımı olmadığını göstermiş ve araştırma, çözünmüş organik azotun atıksuyun biyolojik olarak parçalanabilirliği/biyoyararlanımının araştırılmasını içermektedir. Nihai atık ÇOA kullanımı, nitrat varlığında ve yokluğunda iki farklı protokol ile değerlendirilmiştir. Biyolojik olarak kullanılabilir/biyolojik olarak bozunabilir ÇOA, kullanılan test protokolünün türünden bağımsız olarak %28 ile 57 arasındadır. Tanımlanamayan atık ÇOA fraksiyonunun hem bakteriler hem de algler için kısmen biyolojik olarak kullanılabilir olduğu sonucuna varılabilir. Biyoyararlı (yosun ve bakterilere) ÇOA (BKÇOA) ve biyolojik olarak parçalanabilen (bakterilere) ÇOA (BÇOA) testinin sonuçları göstermiştir ki maksimum biyoyararlanım olarak rapor edilen ÇOA kullanım miktarına göre iki prosedür arasında hiçbir fark yoktur. Sonuç olarak, algler ve bakteriler arasındaki simbiyotik ilişki nedeniyle BKÇOA'un biyolojik olarak kullanılabilir fraksiyonu uygulamak için daha kısa bir zamana ihtiyacı vardır. Nitrat içeren örneklerde, nitratin hem BKÇOA hem de BÇOA protokollerinde mikroorganizmalara nitrojen kaynağı olarak kararsız ÇOA ile rekabet ettiği görülmektedir.

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Kimyasal Maddeler ve Cihazlar

KOİ analizleri için standart potasyum dikromat çözeltisi ($K_2Cr_2O_7$), sülfürik asit reaktifi (H_2SO_4), ferroin indikatör çözeltisi, demir amonyum sülfat kimyasalları kullanılmıştır. Amonyum azotu tayini için sodyum hidroksit, metil kırmızısı ve metilen mavisi indikatörleri, borik asit, sülfürik asit, fenol çözeltisi, sodyum nitroprusit ve sodyum hipoklorit kullanılmıştır. Nitrat azotu analizi için brusin sülfat, sülfürik asit kullanılmıştır. Nitrit azotu analizi için renk reaktifinin hazırlanmasında fosforik asit, sülfanilamid, N-(1-naftil)-etilendiamin dihidroklorür kullanılmıştır. Stok nitrit çözeltisinin hazırlanmasında sodyum nitrit kullanılmıştır. Toplam Kjeldahl Azotu (TKA) analizi için sülfürik asit, potasyum sülfat, bakır sülfat, sodyum hidroksit, sodyum tiyosülfat, borik asit kimyasalları kullanılmıştır. Laboratuvarında yapılan çalışmalarda kullanılan cihazlar ait bilgiler Çizelge 3.1’de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Tez çalışmalarında kullanılan cihaz bilgileri

Cihazın Adı/Modeli	Kullanım Amacı
Saf su cihazı / MP Minipure dest	Saf su temin edilmesi
pH metre / Hach multi HQ40d	pH ölçümlerinin yapılması
Spektrofotometre / Hach DR2800	KOİ ve renk tayininde spektrofotometrik okumaların yapılması
Etüv / Binder	Malzemelerin kurutulması
Hassas terazi / Sartorius TE 214 S	Numunelerin tartımı
İletkenlik ölçer / Hach multi HQ40d	İletkenlik ölçümlerinin yapılması
Termoreaktör / Velp Scientifica	KOİ tayininde kullanılması
Otomatik pipet / Brand	Çözeltilerin hazırlanması
Distilasyon düzeneği	Azot analizlerinin yapılması

3.1.2. Atıksu Temini ve Özelliklerinin Belirlenmesi

Kanatlı hayvan mezbaha atıksuları Konya’da faaliyet gösteren kümes hayvanları kesimi ve işlenmesi faaliyetlerini gerçekleştirmekte olan bir tesisin arıtma tesisi

girişinden ve çıkışından temin edilmiştir. Tesiste kesimhaneye getirilen kümes hayvanlarının kesim işlemi, tüy yolma ve iç temizleme işlemleri gerçekleştirilmekte, sonrasında gramajlama, paketlenme, soğuk hava deposuna iletim ve sevkiyat yapılmaktadır. Tesiste oluşan proses atıksuları kümes hayvanlarının yıkanması işlemlerinden, haşlama kazanlarının yıkanmasından kaynaklı atıksulardır ve yaklaşık 150 m³/gün miktarında atıksu oluşmaktadır. Tez çalışması boyunca iki farklı zamanda tesisten atıksu numunesi temin edilmiştir. İlk alınan numunede ham mezbaha atıksuyu alınarak laboratuvarda yöntem başlığında detayları verilen inkübasyon prosedürü uygulanmıştır. İnkübasyon öncesinde ve sonrasında ihtiyaç duyulan atıksu analizleri yapılmıştır. İkinci sette ise hem arıtma tesisi girişinden arıtılmamış ham atıksu hem de arıtma tesisi çıkışından arıtılmış atıksu numunesi temin edilmiş ve bir önceki sette uygulanan işlemlerin aynısı arıtılmış atıksu için de uygulanmıştır.

3.2. Yöntem

3.2.1. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi

Kimyasal oksijen ihtiyacı analizleri SM 5220 C kapalı Reflux titrimetrik yöntemiyle ölçülmüştür (APHA/AWWA/WEF, 2005). KOİ tayininde vial, 2.5 mL atıksu örneği, 1.5 mL standart potasyum dikromat çözeltisi (0.01667 M) ve 3.5 mL asit reaktifi ilave edilerek, 150 °C ± 2 ayarlı termoreaktörde 2 saat bekletilmiştir. Oda sıcaklığına gelen numuneler ferroin indikatörü kullanılarak, demir amonyum sülfat çözeltisi (0.1 M) ile titre edilerek, Eşitlik 3.1'e göre hesaplama yapılmıştır. KOİ giderimi ise Eşitlik 3.2 ile hesaplanmıştır.

$$KOİ \left(\text{mg} \frac{\text{O}_2}{\text{L}} \right) = \frac{(A - B)}{V} \times M \times 8000 \quad (3.1)$$

A : Şahit için tüketilen titrant hacmi, mL

B : Numune için tüketilen titrant hacmi, mL

V : Atıksu numune hacmi, mL

M : Titrantın molaritesi, M

$$\text{KOİ giderim (\%)} = \frac{\text{arıtılmamış numune KOİ değeri} - \text{arıtılmış numune KOİ değeri}}{\text{arıtılmamış numune KOİ değeri}} \times 100 \quad (3.2)$$

3.2.2. Renk Analizi

Renk analizi için spektrofotometrik-tek dalga boyu yöntemi (Standart Metot 2120 C) kullanılmıştır (APHA/AWWA/WEF, 2005). Potasyum kloroplatinat (K_2PtCl_6), kobalt klorür ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ve hidroklorik asit (HCl) kullanılarak stok renk çözeltisi hazırlanmış ve spektrofotometrede 456 nm dalga boyunda okumalar yapılarak kalibrasyon denklemi oluşturulmuştur. Renk giderim verimleri Eşitlik 3.3'e göre hesaplanmıştır.

$$\text{Renk giderim (\%)} = \frac{\text{Arıtılmamış Numune Renk Değeri} - \text{Arıtılmış Numune Renk Değeri}}{\text{Arıtılmamış Numune Renk Değeri}} \times 100 \quad (3.3)$$

3.2.3. Azot Analizleri

Amonyum azotu analizleri Standart Metot 4500 NH_3 B-C ve 4500 NH_3 B-F metotlarına, nitrat azotu analizleri EPA 352.1 metoduna, nitrit azotu analizleri Standart Metot 4500 NO_2 B metoduna ve Toplam Kjeldahl azotu tayinleri Standart Metot 4500 NH_{org} B metoduna göre yapılmıştır (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Amonyum azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$) analizi;

$\text{NH}_3\text{-N}$ analizleri atıksudaki konsantrasyonuna bağlı olarak Standart Metot 4500 NH_3 B-C ve Standart Metot 4500- NH_3 B-F yöntemleri ile tayin edilmiştir (APHA/AWWA/WEF, 2005). Standart Metot 4500 NH_3 B distilasyon basamağıdır. Numuneye borat tampon çözeltisi ile alkali ortamda distilasyon uygulanmıştır. Elde edilen distilata 4500 NH_3 C titrimetrik metot veya 4500 NH_3 fenat metodu uygulanmıştır. Titrimetrik metotta indikatör olarak metil kırmızısı ve metilen mavisi eklenen distilat 0.02 N H_2SO_4 ile titre edilerek amonyum azotu miktarı hesaplanmıştır. Fenat metodunda fenol çözeltisi, sodyum nitroprusit çözeltisi ve oksitleyici çözelti ilave edilen numunenin ağzı kapatılarak karanlık bir alanda 1 saat dinlendirildikten sonra 640 nm'de spektrofotometrik yöntemle ölçülmüştür. Distilasyon ve titrasyon metodu 5 mg/L

amonyum azotundan daha yüksek konsantrasyonlar için uygundur, fenat metodu ise daha düşük konsantrasyonlar için uygulanmaktadır.

Nitrat azotu (NO₃-N) analizi;

Nitrat azotu analizinde EPA 352.1 kolorimetrik brusin metodu kullanılmıştır. Bu yöntem, nitrat iyonunun brusin sülfat ile 100°C sıcaklıkta 13 N H₂SO₄ çözeltisi içerisinde reaksiyonuna dayanmaktadır. Ortaya çıkan kompleksin rengi 410 nm'de ölçülmektedir.

Nitrit azotu (NO₂-N) analizi;

Atıksu numunelerimizde nitrit azotu, Standart Metot 4500 NO₂ B kolorimetrik metodu yöntemiyle tayin edilmiştir (APHA/AWWA/WEF, 2005). Kullanılan bu standart yöntemde, nitrit anyonunun pH 2-2.5 değerinde N-(1-naftil)-etilendiamin dihidroklorür ile diazolandırılmış sülfanilamid çiftinin verdiği rengin spektrofotometrede tayini prensibine dayanan metottur. Numunelerden 50 mL alınarak üzerlerine 2 mL renk reaktifi ilave edilmekte ve spektrofotometrede 543 nm dalga boyunda absorbans okuması yapılmaktadır.

Toplam Kjeldahl azotu (TKA) analizi;

TKA analizleri Standart Metot 4500 N_{org} B Makro Kjeldahl metodu kullanılarak tayin edilmiştir. Seyreltilerek hazırlanan atıksu numuneleri Kjeldahl balonlarına belirlenen hacimde konulmuştur. K₂SO₄, CuSO₄ ve H₂SO₄ içeren çözelti eklenerek parçalama işlemi uygulanmış, sonrasında soğutulularak distilasyon işlemi için sodyum hidroksit-tiyosülfat çözeltisi ilave edilmiştir. Borik asitte toplanan distilat 0.02 N H₂SO₄ çözeltisi ile titre edilerek TKA değeri hesaplanmıştır.

3.2.4. İnkübasyon Prosedürü

Kanatlı hayvan mezbaha tesisi çıkışından herhangi bir arıtım yapılmadan temin edilen ham atıksu ve arıtma tesisi çıkışından temin edilen arıtılmış atıksu numuneleri laboratuvar ortamına getirilmiştir. Ham atıksuda KOİ, renk, iletkenlik ve pH analizleri

yapılmıştır. Sonrasında sırasıyla 1.2 μm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 μm gözenek çaplı hidrofilik polietersülfon membran filtrelerden süzölmüştür (Şekil 3.1-2). Filtrelenmiş numuneler yıkandıktan sonra deiyonize sudan geçirilip etüvde kurutulan 250 mL'lik inkübasyon şişelerinin her birine 200'er mL hacminde 3 set halinde eklenmiştir. Filtrelenmiş numunelerde de KOİ, renk, iletkenlik ve pH analizleri yapılmış, bununla birlikte amonyak azotu, nitrit azotu, nitrat azotu ve Kjeldahl azotu analizleri yapılmıştır. Biyolojik olarak parçalanabilen azot fraksiyonlarının belirlenebilmesi için, Khan ve ark. (2009) tarafından geliştirilen ve Simsek ve ark. (2013) tarafından modifiye edilen inkübasyon prosedürü uygulanmıştır. Bu amaçla inkübasyon şişelerine koyulan 200 mL hacmindeki filtrelenmiş numunelere Konya atıksu arıtma tesisinden Bardenpho prosesi havalandırma havuzu aerobik bölümünden temin edilen 2 mL karışık bakteri kültürü ilave edilerek 28 gün karanlıkta 20 °C'de inkübe edilmiştir. İnkübasyon süresi boyunca her gün prosedüre uygun olarak numune şişelerinin kapakları açılarak bir süre bekletilerek havalandırılması sağlanmıştır. Oda sıcaklığında ve karanlıkta inkübasyondan sonra numunelerde toplam çözünmüş azot, Kjeldahl azotu, amonyak azotu, nitrit azotu ve nitrat azotu analizleri yapılmıştır. Başlangıç numunlerinde analiz edilmiş olan KOİ, pH, iletkenlik ve renk parametreleri de aynı şekilde takip edilmiştir. Atıksu numunelerine uygulanan işlemler şahit numune olarak kullanılacak olan deiyonize su için de yapılmıştır.

Kanatlı hayvan mezbaha tesisinden temin edilen arıtma tesisi çıkışından alınan numuneler için de yukarıda ham atıksu için belirtilen işlemlerin aynısı uygulanmıştır.



Şekil 3.1. Ham atıksuyun süzme düzeneği



Şekil 3.2. 0.2 µ'luk mikrofiltreden geçirilen atıksu

Çözünmüş organik azot miktarları, toplam Kjeldal azotu ölçüm sonuçlarından amonyak azotu ölçüm sonuçlarının çıkarılması suretiyle hesaplanmıştır. Biyolojik olarak bozunabilirlik ise, inkübasyondan sonraki ve önceki çözünmüş organik azot ölçüm sonuçları farkından, aynı işlemin şahit için yapılması ile elde edilen farkın çıkarılması ile hesaplanmıştır.

İnkübasyon sonrasında biyolojik olarak parçalanabilen çözünmüş organik azot (BÇOA) hesaplamaları Eşitlik 3.4'e göre yapılmıştır.

$$B\dot{C}OA = (\dot{C}OA_a - \dot{C}OA_b) - (\dot{C}OA_{ka} - \dot{C}OA_{kb}) \quad (3.4)$$

$\dot{C}OA_a$ ve $\dot{C}OA_b$ sırasıyla inkübasyon işleminden önce ve sonra atıksu numunelerinde analiz edilen $\dot{C}OA$ konsantrasyonudur. $\dot{C}OA_{ka}$ ve $\dot{C}OA_{kb}$ ise sırasıyla inkübasyon işleminin öncesi ve sonrasında doğrulama numuneleri için analiz edilen $\dot{C}OA$ konsantrasyonudur.

4. ARAŞTIRMA SONUÇLARI VE TARTIŞMA

4.1. Tesis Bilgisi ve Atıksuların Genel Özellikleri

Kanatlı hayvan mezbaha atıksuları Konya’da faaliyet gösteren kümes hayvanları kesimi ve işlenmesi faaliyetlerini gerçekleştirmekte olan bir tesisin arıtma tesisi girişinden ve çıkışından temin edilmiştir. Tesiste kesimhaneye getirilen kümes hayvanlarının kesim işlemi, tüy yolma ve iç temizleme işlemleri gerçekleştirilmekte, sonrasında gramajlama, paketlenme, soğuk hava deposuna iletim ve sevkiyat yapılmaktadır. Kesim işleminde askıya alınan kümes hayvanlarının kesimi, kan akıtma ve yıkama işlemleri yapılmaktadır. Kan akıtma ve yıkama esnasında atıksu oluşumu gerçekleşmektedir. Sonrasında 51-54 °C sıcaklıkta ıslatma kazanına alınan kümes hayvanlarının tüy yumuşatma ve ardından tüy yolma işlemleri yapılmaktadır. Bacak ve boyun kesme işlemlerinin ardından iç organ temizleme bölümüne alınmakta ve yıkanmaktadır. Buradaki yıkama işlemi esnasında da atıksu oluşumu gerçekleşmektedir. Yıkama sonrasında soğutma ve suyunu alma bölümlerinden de bir miktar atıksu çıkışı olmaktadır. Bu kısımdan sonra tasnif hattında gramajlama işlemi uygulanmakta ve ambalajlama sonrasında sevkiyatı yapılmaktadır.

Kesim sonrasında oluşan ve gıda olarak kullanılamayacak olan kafa, iç organ, et parçaları, tüy vb. atıklar rendering işlemiyle hayvan yemi haline getirilmekte ve bu işlem esnasında oluşan yağ ise hayvan yemlerinde kıvam artırıcı olarak kullanılmaktadır. Rendering işlemi atıkların en az 3 bar basınç altında 133 °C sıcaklıkta 20 dk boyunca işlenmesidir.

Tesiste oluşan proses atıksuları kümes hayvanlarının yıkanması işlemlerinden, haşlama kazanlarının yıkanmasından kaynaklı atıksulardır ve yaklaşık 150 m³/gün miktarında atıksu oluşmaktadır. Bununla birlikte çalışan personelin kullanımından kaynaklı 14 m³/gün debisinde atıksu oluşmaktadır. Atıksular kaba ve ince ızgara, çözünmüş hava flotasyonu, klasik aktif çamur ve klor ile dezenfeksiyon proseslerinden oluşan bir atıksu arıtma tesisinde arıtmakta ve bir alıcı ortama verilmektedir. Izgaradan geçen atıksular boru tipi mikser karıştırıcıda kostik ve demir (3) klorür dozlandıktan sonra oluşan floklar flotasyon ünitesinde ayrılmaktadır. Flotasyon ünitesinde askıda katı maddeler, yağ ve kolloidlerden oluşan çamur yüzeyden sıyrılır ve tabanda biriken çamurla birlikte uzaklaştırılır. Klasik aktif çamur prosesinin uygulandığı havalandırma tankında biyolojik arıtmaya tabi tutulan atıksu, sonrasında 1 sa boyunca son çökeltme

tankında çökelmeye bırakılmaktadır. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yapılan arıtılmış atıksu klor ile dezenfekte edildikten sonra alıcı ortama deşarj edilmektedir.

Bu tez çalışmasında öncelikle ham atıksudaki çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğini incelemek amacıyla deneysel çalışmaların yapılması (birinci deney seti), ikinci aşamada ise atıksu arıtma tesisinde arıtılmış atıksuyun (tesis çıkış suyunun) içerisinde bulunan çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğinin incelenmesi (ikinci deney seti) hedeflenmiştir. Bu amaçla birinci deney seti için alınan atıksuya ait parametrik değerler Çizelge 4.1’de, ikinci deney seti için alınan atıksuya ait parametrik değerler Çizelge 4.2’de verilmiştir. Söz konusu deneysel çalışmalar için tesisten alınan atıksu numuneleri laboratuvara getirilerek pH, renk, iletkenlik ve KOİ analizleri yapılmıştır. İnkübasyona hazırlamak için atıksu örnekleri 1.2 µm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 µm gözenek çaplı hidrofilik polieter sülfon membran filtreden geçirilmiştir. Filtrelerden geçirilen numunelerde pH, renk, iletkenlik ve KOİ analizlerinin yanısıra, çözünmüş formda bulunan TKA, amonyak, nitrit, nitrat azotu tayinleri yapılmıştır. Sonrasında inkübasyon işlemi uygulanmıştır. 28 günlük inkübasyon işlemi uygulandıktan sonra, atıksu numunelerinde aynı analizler tekrarlanmıştır.

Çizelge 4.1. Birinci deney setinde kullanılan kanatlı hayvan mezbaha atıksularının genel özellikleri

Parametre	Birim	Değer	
		Ham atıksu*	Filtrelenmiş atıksu**
pH		6.86	5.44
Renk	Pt-Co birimi	9320	1133
İletkenlik	µS/cm	1292	1703
KOİ	mg/L	1952	832
Çözünmüş amonyum azotu	mg/L	-	50.4
Çözünmüş nitrat azotu	mg/L	-	<0.1
Çözünmüş nitrit azotu	mg/L	-	<0.002
Çözünmüş organik azot	mg/L	-	58.6

* Arıtma tesisine girişten alınan arıtılmamış mezbaha atıksuyu

** 1.2 µm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 µm gözenek çaplı hidrofilik polieter sülfon membran filtreden süzölmüş ham mezbaha atıksuyu

- Analiz yapılmamıştır.

Çizelge 4.2. İkinci deney setinde kullanılan kanatlı hayvan mezbaha atıksularının genel özellikleri

Parametre	Birim	Değer		
		Ham atıksu*	Aritılmış atıksu**	Filtrelenmiş arıtılmış atıksu***
pH		6.76	8.02	8.5
Renk	Pt-Co birimi	2308	134	44
İletkenlik	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1731	1000	991
KOİ	mg/L	1712	64	30.4
Çözünmüş amonyum azotu	mg/L	-	-	14.2
Çözünmüş nitrat azotu	mg/L	-	-	<0.1
Çözünmüş nitrit azotu	mg/L	-	-	0.004
Çözünmüş organik azot	mg/L	-	-	0.6

* Arıtma tesisine girişten alınan arıtılmamış mezbaha atıksuyu

** Arıtma tesisi çıkışından alınan arıtılmış mezbaha atıksuyu

*** 1.2 μm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 μm gözenek çaplı hidrofilik polieter sülfon membran filtreden süzölmüş arıtılmış mezbaha atıksuyu

- Analiz yapılmamıştır.

Çizelge 4.1 ve 4.2 incelendiğinde kanatlı hayvan mezbaha ham atıksuyunda farklı zamanlarda alınan örneklerde pH değerleri 6.76-6.86, renk 2308-9320 Pt-Co birimi, iletkenlik 1292-1731 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve KOİ 1752-1952 mg/L değerlerinde bulunmuştur. Bu durum kesim işlemi sonrasında alınan atıksu örneklerinin aynı tesiste bile değişkenlik gösterdiğini ortaya koymaktadır.

Kanatlı hayvanı mezbaha atıksuyunda bulunan tipik bileşikler şunlardır: KOİ 4221 mg/L, AKM 835 mg/L, yağ ve gres 457 mg/L, TKA 185 mg N/L ve toplam fosfat fosforu 25 mg/L (Lopes ve ark., 2022). Daha önce Türkiye’de yapılan çalışmalar incelendiğinde Gebze (Türkiye)’de bulunan, günlük yaklaşık 480 m³ atıksu üreten ve günlük 45,000 tavuk kapasiteli yerel bir kümes hayvanı mezbaha tesisinden alınan atıksuyun özellikleri 26,000-29,000 mg/L KOİ, 840-1200 mg/L toplam AKM, 10,000-12,000 mg/L BOİ, 550-600 NTU bulanıklık, 1500-1800 mg/L yağ-gres, 1.99 mS/cm iletkenlik ve 6.7 pH değeri olarak belirlenmiştir (Bayramoglu ve ark., 2006). İstanbul’daki bir kanatlı hayvan mezbaha atıksuyundan alınan örnek için kirlilik parametreleri KOİ 2380 $\pm$ 175 mg/L, toplam AKM 720 $\pm$ 20 mg/L, amonyum azotu 182 $\pm$ 14 mg/L, alkalinite 715 $\pm$ 70 mg CaCO₃/L, pH 8.1 $\pm$ 0.20 olarak tespit edilmiştir (Yetilmezsoy ve ark., 2011). Erzincan’daki bir kanatlı hayvan mezbaha atıksuyu için KOİ 2171 mg/L, BOİ 1123 mg/L, AKM 750 mg/L, iletkenlik 2858 $\mu\text{S}/\text{cm}$, TKA 148 mg N/L, pH 6.73 olarak tespit edilmiştir (Bayar ve ark., 2014). Sakarya’daki bir kanatlı hayvan mezbaha atıksuyundan alınan örnek için kirlilik parametreleri KOİ 7.97 $\pm$ 0.14 g/L, toplam AKM 2.76 $\pm$ 0.70 g/L, iletkenlik 2.75 $\pm$ 0.10 mS/cm, pH 6.6 $\pm$ 0.1 olarak tespit edilmiştir (Coskun ve ark., 2016).

Görüldüğü üzere bu çalışmalar dikkate alınarak yorumlandığında pH değeri 6.6-8.1 aralığında, iletkenlik 2858 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -2.75 mS/cm aralığında, KOİ ise çok daha geniş bir aralıkta (2171-29,000 mg/L) olabilmektedir. Bu tez çalışmasında yapılan atıksu analizleri sonuçları diğer çalışmalardaki kirlilik yükleriyle benzerlik göstermektedir. Genellikle kanatlı hayvan mezbaha atıksuyu, yüksek kimyasal oksijen ihtiyacı ve yüksek protein ve yağ içeriği nedeniyle orta kuvvette bir atıksudur. Ayrıca atıksu özellikleri ve hacmi kesim prosesiyle ilgilidir ve her tesis için farklılık gösterebilir. Kanatlı hayvan mezbaha atıksuyu, genellikle DAF işleminden sonra geleneksel bir biyolojik aktif çamur işlemi kullanılarak arıtılır. Türkiye'de de aynı arıtım kombinasyonu kullanılmaktadır. Ancak kanatlı mezbaha atıksularının arıtılmasında farklı arıtma alternatifleri kullanılmış ve literatürde rapor edilmiştir (Coşkun ve ark., 2016). Bir mezbaha tesisinin atıksu kalitesi, kümes hayvanı işleme tesisinin büyüklüğü, kesilen tavukların sayısı, kan yakalamanın verimliliği, üretim miktarı ve endüstriyel proseste kullanılan suyun yönetimi gibi çeşitli işletme faktörlerine bağlı olarak önemli ölçüde değişebilmektedir (Yetilmezsoy ve ark., 2011). Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının pH'sı ileri arıtımda oluşan oksitleyici türlerin konsantrasyonunu ve stabilitesini etkilediğinden, organik maddelerin ayrışması üzerinde olumlu ve olumsuz bir etki yaratabilmektedir (Ozturk ve Yilmaz, 2019; Ozturk ve ark., 2021).

Çizelge 4.1 ve 4.2 incelendiğinde ham mezbaha atıksuyunda çözünmüş amonyum azotu ve çözünmüş organik azot konsantrasyonlarının sırasıyla 50.4 ve 58.6 mg/L olduğu, çözünmüş nitrit ve nitrat azotunun ise tespit limitlerinin altında olduğu görülmektedir. Arıtılmış mezbaha atıksuyunun inkübasyon prosedürü için filtrelenmiş halinde yine benzer şekilde düşük çözünmüş nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonları tespit edilmiş, çözünmüş amonyum azotu 14.2 mg/L , çözünmüş organik azot ise 0.6 mg/L gibi çok düşük bir değerde bulunmuştur. Bu değerler çözünmüş azot formlarıdır.

Yapılan çalışmalarda evsel ham atıksularda toplam azot konsantrasyonu 20-85 mg/L , organik azot konsantrasyonu 8-35 mg/L , amonyak azotu konsantrasyonu 12-50 mg/L aralığında değişir; nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonları ise oldukça düşüktür (Toprak, 2000). Ham evsel atıksu ile kıyaslandığında endüstriyel atıksuda organik azot miktarlarının çözünmüş formunun bile daha yüksek olduğu görülmektedir. Organik azot bileşiklerinin çoğunluğunu kan ve üre oluştururken, kalan kısmını proseste kullanılan sulardan kaynaklanan organik azot bileşikleri ve önemsiz bir kısmının evsel atıksudan kaynaklanan organik azotun olduğu tahmin edilmektedir. Nitrat konsantrasyonu fosforla yakından ilişkilidir; Henze ve Comeau (2008) tarafından yapılan çalışmalarda, nitrat

konsantrasyonu yüksek olduğunda biyolojik fosfor gideriminin yapılamayacağını göstermiştir. Atıksudaki nitrat konsantrasyonu 0.5 mg/L'yi aştığında yüksek aralık olarak sınıflandırılmıştır (Henze ve Comeau, 2008). Nitrit ve nitrat, nitrifikasyon sürecinden kaynaklanan azotun oksitlenmiş formlarıdır ve atıksudaki aşırı nitrit ve nitrat miktarı, zararlı alg çoğalmasına, oksijenin tükenmesine, denizdeki canlılar için zehire ve kötü kokuya yol açabilir (Yaakob ve ark., 2018).

Çizelge 4.2 incelendiğinde arıtma tesisi çıkış suyunda ise pH değerinin 8.02'ye yükseldiği ve iletkenlik değerinin ise 1712'den 1000 μ S/cm değerine düştüğü görülmüştür. Atıksu arıtma tesisinde %94.2 renk giderimi, %96.3 KOİ gideriminin gerçekleştirildiği Çizelge 4.2'deki değerlere göre söylenebilir.

Kanatlı mezbaha endüstrisi atıksuları yüksek konsantrasyonlarda kirlilik içeren atıksuları deşarj etmeden önce arıtmalı ve uygulanan arıtma sonucunda alıcı ortama deşarj edilmelidir. Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği (SKKY) (Resmî Gazete 2009) “Gıda Sanayii Sektöründe” “mezbahalar ve entegre et tesisleri”, “hayvan kesimi yan ürünleri işleme ve benzeri tesisler” ve “büyükbaş, küçükbaş hayvan besiciliği ve tavukhaneler” için alıcı ortama deşarj standardı tabloları mevcuttur. Her üçünde de KOİ ve pH ortak parametrelerdir. Bunun dışında AKM, yağ-gres, renk, amonyum azotu ve fosfat fosforu parametreleri için sınırlar da bulunmaktadır. Bu tez kapsamında incelenen tesis “hayvan kesimi yan ürünleri işleme ve benzeri tesisler” kategorisinde olup yönetmelikte ilgili atıksular için alıcı ortama deşarj standartları Çizelge 4.3'te verilmiştir.

KOİ değerinde giriş suyuna kıyasla oldukça başarılı bir arıtım yapılmış olup KOİ değeri Türkiye'deki deşarj standartları seviyesine indirilmiştir. Burada uygulanan DAF sistemi ile belirli bir oranda giderim sağlanırken klasik aktif çamur ile KOİ değeri sınır değer altına inmiştir. Atıksudaki askıda katı maddelerin kaba ve ince ızgaradan geçirildiğinde renk giderimini önemli ölçüde sağlar.

Çizelge 4.3. Gıda sanayi (hayvan kesimi yan ürünleri işleme ve benzeri tesisler) atıksularının alıcı ortama deşarj standartları

Parametre	Birim	2 saatlik kompozit numune
KOİ	mg/L	160
AKM	mg/L	100
Yağ ve gres	mg/L	30
Renk	Pt-Co	280
pH		6-9

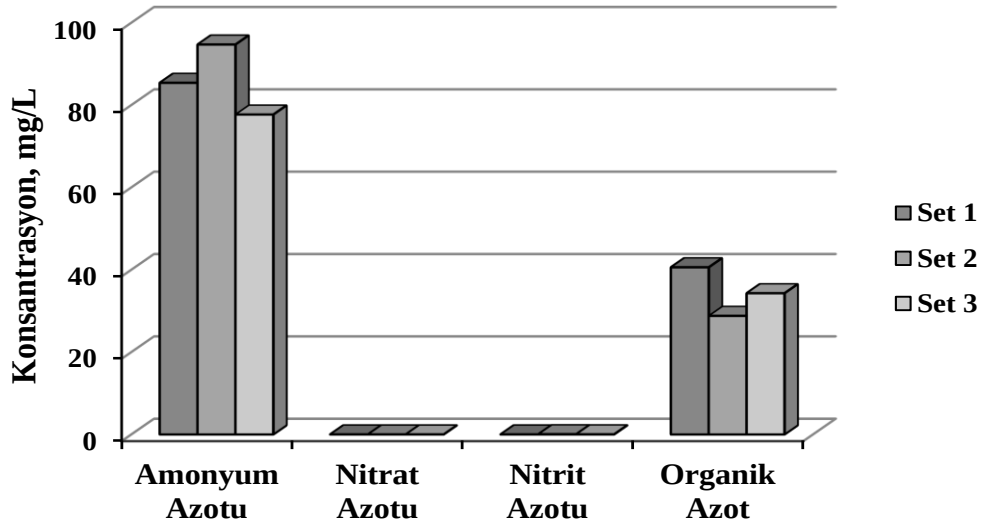
4.2. Kanatlı Hayvan Mezbaha Atıksularında Çözünmüş Organik Azotun Biyolojik Parçalanabilirliği

Atıksudaki çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğinin belirlenebilmesi için, Khan ve ark. (2009) tarafından geliştirilen ve Şimşek ve ark. (2013) tarafından modifiye edilen inkübasyon prosedürü uygulanmıştır. 3 set halinde uygulanan 28 günlük inkübasyon prosedürünün tamamlanmasının ardından örneklerde pH, renk, iletkenlik, KOİ ve azot türlerinin analizleri yapılmıştır. Atıksuların inkübasyon sonrası değerleri Çizelge 4.4'te verilmiştir. Başlangıçta 5.44 olan pH değerinin 7.81'e yükseldiği, KOİ değerinin ise 832 mg/L'den 270.4 mg/L'ye düştüğü belirlenmiştir.

Çizelge 4.4. Birinci deney setinde kullanılan mezbaha atıksularının (1.2 µm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 µm gözenek çaplı hidrofilik polieter sülfon membran filtreden süzölmüş) inkübasyon sonrasında genel özellikleri

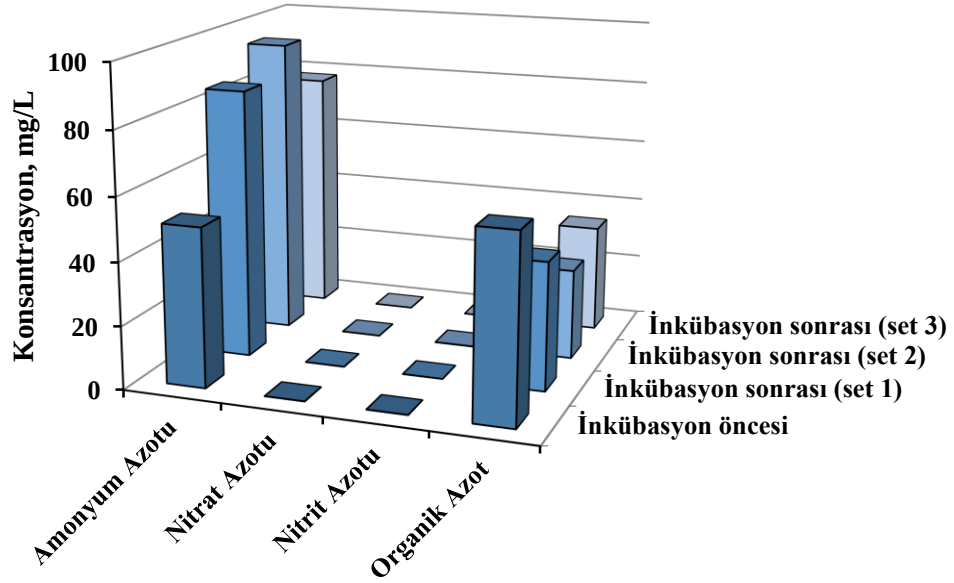
Parametre	Birim	Değer
pH		7.81
Renk	Pt-Co birimi	1516
İletkenlik	µS/cm	1541
KOİ	mg/L	270.4

Şekil 4.1'de inkübasyon sonrasında her üç set için azot türlerinin dağılımı verilmiştir. Çözünmüş amonyum azotu 77.7-94.7 mg/L aralığında, çözünmüş nitrat azotu <0.1 mg/L, çözünmüş nitrit azotu en yüksek 0.053 mg/L, çözünmüş organik azot ise 28.8-40.6 mg/L aralığında tespit edilmiştir. İnkübasyon işlemi sonrasında en baskın görölen azot türü tüm setler için çözünmüş amonyum azotudur.



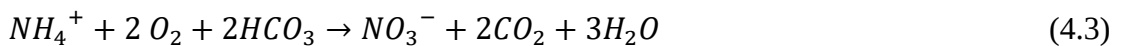
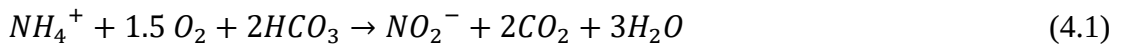
Şekil 4.1. Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının inkübasyon sonrasında azot türlerinin dağılımı

Yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2013), inkübasyon işlemi ayrı ayrı bakteri ve alg kültürü; bunun yanı sıra bakteri kültürü ve alglerle birlikte gerçekleştirilmiş, yapılan deney sonucu yalnızca alg kültürünün kullanıldığı inkübasyon sonrasında kalıntı amonyak tespit edilmiştir ve bunun sebebinin inkübasyon boyunca alg kültürünün kullanamayacağı amonyaktan ileri geldiği belirtilmiştir. İnkübasyon sonrasında nitrat ve nitrit konsantrasyonları belirlenen limitlerinin altında kalmıştır. İnkübasyon işlemi yapıldıktan sonra numunelerde daha fazla görülen azot türü amonyum azotudur. Şekil 4.2’de inkübasyon öncesi ve sonrasına ait azot türlerinin dağılımı kıyaslamalı olarak verilmiştir. Şekilden her üç set için de inkübasyon sonrasında başlangıca göre amonyum azotu konsantrasyonlarının yükseldiği, organik azot konsantrasyonlarının düştüğü, nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonlarında ise belirgin bir değişiklik olmadığı görülmektedir. Bu durum çözünmüş organik azotun bozunumunun gerçekleştiğini, ancak başarılı bir nitrifikasyonun olmadığını göstermektedir.



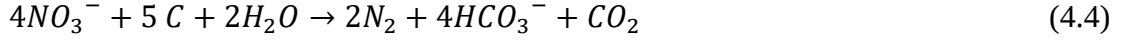
Şekil 4.2. Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının inkübasyon öncesi ve sonrasında azot türlerinin değişimi

Amonyum, aerobik koşullar altında amonyum oksitleyen bakteriler tarafından nitrite dönüştürülür. Atıksudaki bikarbonatın varlığıyla kısmen nötrleştirilebilen bir asitleştirme işlemidir (Eşitlik 4.1-2). Amonyumun nitrite oksidasyonu için her mol amonyum için 2 mol bikarbonat gerekir. Bu nitrifikasyon için önemlidir, çünkü düşük alkalilik içeriği pH'ta bir azalmaya ve reaksiyonun tamamen durmasına neden olabilir. 6.5'ten daha düşük bir pH'ta nitritleme gerçekleşmez. Amonyum oksitleyiciler için, NH_4^+ yerine asıl substrat NH_3 'tür ve HNO_2 engelleyici bileşendir. HNO_2 ve NO_2^- arasındaki denge büyük oranda pH'a bağlıdır. Yeterli oksijen varsa ve çevre koşulları yeterliyse, nitriti oksitleyen bakteriler nitrifikasyonun ikinci adımını gerçekleştirebilir (Eşitlik 4.2) (Paredes ve ark., 2007). Eşitlik 4.3, Eşitlik 4.1 ve 4.2'nin birleştirilmiş halidir.



Denitrifikasyon prosesinde nitrat nitrite, daha sonra nitroz oksit ve nitrik okside ve son olarak da azot gazına dönüştürülür (Eşitlik 4.4) ve her aşamada KOİ tüketilir.

Eğer denitrifikasyon sonrası düşünülürse, nitrite kısmi nitrifikasyon, yani nitratın kısa yolu, denitrifikasyon için gereken toplam KOİ'de bir azalma anlamına gelecektir, çünkü nitratın nitrite dönüşümü için KOİ'ye gerek yoktur (Ruiz ve ark., 2003).



Bu tez çalışmasında filtrelenmiş atıksuyun inkübasyon öncesi pH değeri 5.44 olarak belirlenmiştir. Asidik pH değerinde düşük alkalinite pH'da azalmaya ve reaksiyonun tamamen durmasına sebep olabilir, 6.5'ten daha düşük pH'da nitrifikasyon gerçekleşmez (Paredes ve ark., 2007). Ruiz ve ark. (2003) çalışmalarında, tam nitrifikasyonun incelenen geniş bir pH aralığında (pH 6.45 ile 8.95 arasında) gerçekleştiğini belirlemişlerdir. 6.45'in altındaki ve 8.95'in üzerindeki pH değerlerinde nitrit birikimi olmadan nitrifikasyonun tamamen engellendiği gözlenmiştir. Çalışmada, hem amonyak hem de nitrit oksitleyen bakterilere karşı serbest amonyak inhibisyonu nedeniyle bu sonuçların beklendiğini; daha önce yapılan çalışmalarda asit pH'ında sadece nitriti oksitleyen bakterilerin serbest nitroz asit tarafından inhibe edildiğini, ancak çalışmalarında her iki bakteri grubunun da inhibe edildiğini belirtmişlerdir. Bu, serbest nitroz asidin, amonyak oksitleyen bakterilerin daha önce bildirilmemiş bir inhibisyonunu üretebileceği anlamına gelebileceğini söylemişlerdir (Ruiz ve ark., 2003). Nitrifikasyon için ideal pH aralığı 7.0-8.0'dır, 6.8'den daha düşük değerler bakterilerin aktivitelerini önemli oranda düşürmektedir (Manav, 2006).

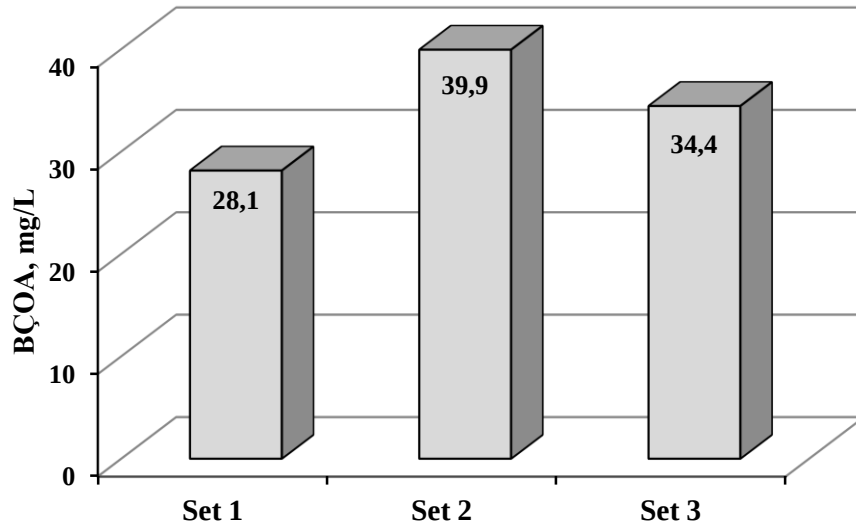
Nitrifikasyon, atıksu arıtma tesislerinin işletilmesi esnasında ve planlanmasının yapılması aşamasında da önemlidir. Atıksudaki ağır metallerin yüksek seviyesi, atıksuyun pH değerlerini düşürür bu durumda suyun oldukça toksik ve kirli olduğunu gösterir (Johansson ve ark., 1995). Atıksuyun pH, toksisite, ağır metal ve serbest amonyak içeriği nitrifikasyon hızını etkilemektedir. Serbest amonyak (NH₃) ve serbest nitrit asidi de (HNO₂) nitrifikasyon bakterilerini inhibe edebilmektedir (Manav, 2006).

Nitrifikasyon prosesinde hidrojen iyonunun açığa çıkması atıksuyun pH değerini düşürmektedir ve suda pH'ı tamponlamak için yeterli alkalinite olmaması durumunda, asit inhibisyonu oluşmaktadır (Manav, 2006). Yapılan bir çalışmada (Simsek ve ark., 2012) inkübasyon sonrası amonyak azotunun bazı numuneler haricinde tamamında nitrifikasyona uğradığı tespit edilmiştir.

Bu tez çalışmasında inkübasyon işleminden önce çözünmüş organik azot miktarı 58.6 mg/L olarak tayin edilmiş ve inkübasyon sonucu bu değer 28.8-40.6 mg/L

aralığında elde edilmiştir. İnkübasyon yapılmasından sonra çözünmüş organik azot seviyesinde azalmanın artması çözünmüş organik azotun biyolojik olarak kullanılabilirliğinin fazla olması veya kolaylıkla parçalanamayan çözünmüş organik azot formunun daha az seviyelerde olduğunu göstermektedir (Simsek ve ark., 2013).

Şekil 4.3'de inkübasyon prosedürü ile belirlenen BÇOA konsantrasyonları verilmiştir. Birinci set için 28.1 mg/L biyolojik olarak çözünmüş organik azot bulunurken, ikinci ve üçüncü setler için sırasıyla 39.9 mg/L ve 34.4 mg/L BÇOA konsantrasyonu bulunmuştur. Çözünmüş organik azotun ortalama biyolojik bozunabilirliği 33.7 mg/L elde edilmiştir.



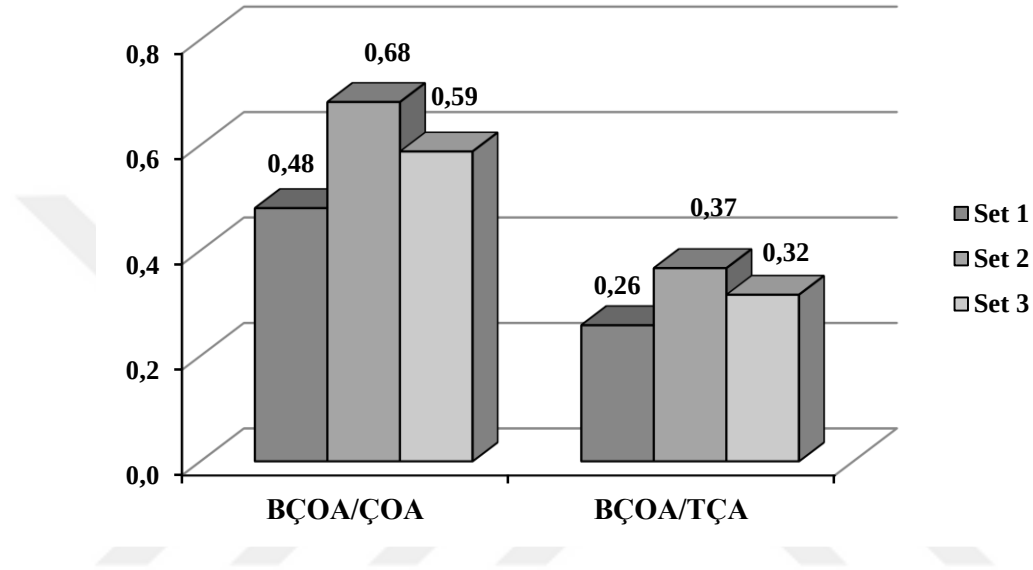
Şekil 4.3. Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının BÇOA konsantrasyonları

2012 yılında yapılan bir çalışmada Simsek ve arkadaşları tarafından iki kademeli damlatmalı filtre tesisinde ham atıksuda ve tesis çıkışında ilk 6.2 ve sonra 1.8 mg/L BÇOA değerleri bulunmuştur. Yapılan çalışmada BÇOA gideriminin BOİ damlatmalı filtrelerinde, nitrifikasyon damlatmalı filtrelerinde ve klorlama ünitesinde olduğu belirtilmiştir.

2013 yılında yapılan bir diğer çalışmada (Simsek ve ark., 2013), saf oksijenli aktif çamur ve hareketli yatak biyofilm reaktör bulunan bir atıksu arıtma tesisinde BÇOA giderimi %68 olarak bulunmuştur. İçme suyunda çözünmüş organik azotun (ÇOA) biyolojik olarak bozunabilirliği üzerine yapılan bir çalışmada suda klorlamadan önce ve sonra biyolojik olarak parçalanabilen ÇOAN'un (BÇOA) varlığı, dağıtım

sisteminde azotlu dezenfektan yan ürünlerinin oluşumunu ve mikroorganizmaların büyümesini teşvik edebilir.

Birinci, ikinci, üçüncü setler için belirlenen BÇOA konsantrasyonlarının çözünmüş organik azota oranları Şekil 4.4’de gösterilmiştir. Organik azotun biyolojik parçalanabilirliği birinci, ikinci, üçüncü setler için sırasıyla %48, %68 ve %59 olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.4. Kanatlı hayvan mezbaha atıksularının BÇOA konsantrasyonlarının COA ve TÇA konsantrasyonlarına oranları

Literatürde yapılan bir çalışmada iki kademeli damlatmalı filtre tesisinde değişik arıtım basamaklarında BÇOA/COA oranı %51-69 arasında bulunmuştur (Simsek ve ark., 2012). Tesisin çıkış suyunda ise biyolojik parçalanabilirlik %52 (Simsek ve ark., 2012) ve %45 (Simsek ve ark., 2013) olarak saptanmıştır. Literatürde biyolojik parçalanabilirliğin arıtım hattı boyunca kademeli olarak düştüğü ortaya konmuştur. (Simsek ve ark., 2012; Simsek ve ark., 2013)

Aynı zamanda Şekil 4.4 toplam çözünmüş azot içerisinde biyolojik parçalanabilme özelliğine sahip organik azot yüzdeleri göstermektedir. Üç set için bu değer %26-37 aralığında elde edilmiştir.

Yapılan bir çalışmada (Sun ve ark., 2017) bir hayvan besi yeri atıksu depolama tankı ve bir koyun atıksu depolama lagünü olmak üzere iki farklı kaynaktan toplanan hayvan atıksularındaki COA ve BKÇOA seviyeleri belirlenmiştir. BKÇOA tayini için aşılarda, ayrı türlerden iki alg ve bir karışık bakteri kültürünü içeren çeşitli

kombinasyonlardan oluşturulmuştur. İlk ÇOA'un başlangıçtaki toplam çözünmüş azota oranı, besi yeri atıksu numunelerinde %18 ve lagün atıksu numunelerinde %70 olarak belirlenmiştir. Sonuçlar, yemlik numunelerinde 1.6 ila 4.5 mg N/L ÇOA (başlangıç ÇOA'un %45-79'u) ve lagün numunelerinde 3.4 ila 7.5 mg N/L ÇOA'un (başlangıç ÇOA'unun %36-79'u) test edilen aşı ile biyolojik olarak kullanılabilir olduğunu göstermiştir. Bu sonuçlar bize hayvan atıksularının ötrofikasyon potansiyeli göz önüne alındığında, amonyak ve nitrata ek olarak organik azotun dahil edilmesi gerektiğini göstermektedir.

Yapılan bir çalışmada (Kucukcongar ve ark., 2023), yoğurt ve peynir üretim endüstrilerinden elde edilen atıksu örneklerinin biyobozunurluğu incelenmiştir. Atıksu numunelerinin biyobozunurluğu, karışık bir bakteri kültürü kullanılarak belirlenmiş ve yoğurt üretimi atıksuyu için %72.2-81.7 arasında ve peynir üretimi atıksuyu için %19.1–20.1 olarak belirlenmiştir. BÇOA/TÇA oranı yoğurt ve peynir üretimi atıksuları için sırasıyla %65.4–71.9 ve %16.5–17.5 aralığında bulunmuştur. Her ikisi de süt üretiminden ortaya çıkmasına rağmen beyaz peynir üretimi atıksularının yoğurt üretimi atıksularına göre çok düşük biyobozunurluğa sahip olduğu belirlenmiştir. BÇOA/TÇA oranlarında görülen eğilim, verilen BÇOA/ÇOA oranları ile benzerlik göstermektedir.

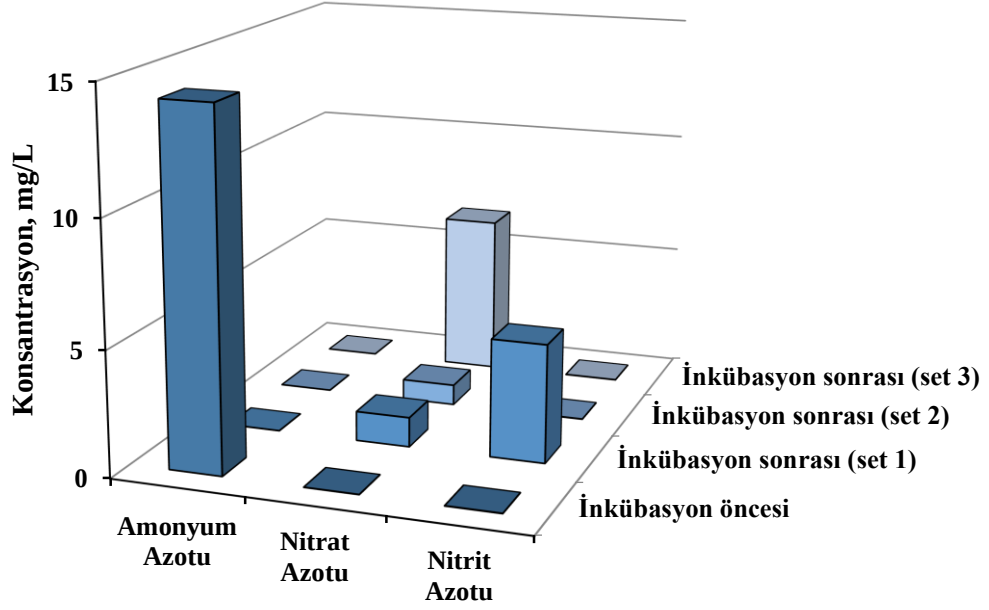
4.3. Kanatlı Hayvan Mezbaha Arıtılmış Atıksularında Çözünmüş Organik Azotun Biyolojik Parçalanabilirliği

Bu tez çalışması kapsamında kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun arıtma tesisi öncesinden (ham atıksu) ve arıtma tesisi çıkışından temin edilen numunelere inkübasyon prosedürü uygulanarak, çözünmüş organik azotun biyolojik parçalanabilirliğinin kıyaslanması hedeflenmiştir. Bu amaçla bir önceki başlıkta belirtilen ham mezbaha atıksuyuna uygulanan prosedürün aynısı arıtılmış atıksuya da uygulanmıştır. 3 set halinde uygulanan 28 günlük inkübasyon prosedürünün tamamlanmasının ardından örneklerde pH, renk, iletkenlik, KOİ ve azot türlerinin analizleri yapılmıştır. Atıksuların inkübasyon sonrası değerleri Çizelge 4.5'te verilmiştir. Başlangıçta 8.5 olan pH değerinin 7.64'e düştüğü, KOİ değerinde ise herhangi bir değişiklik olmadığı belirlenmiştir.

Çizelge 4.5. İkinci deney setinde kullanılan arıtılmış mezbaha atıksularının (1.2 µm gözenek çaplı cam mikrofiber ve 0.2 µm gözenek çaplı hidrofilik polietilen sülfon membran filtreden süzülmesi) inkübasyon sonrasında genel özellikleri

Parametre	Birim	Değer
pH		7.69
Renk	Pt-Co birimi	21.8
İletkenlik	µS/cm	983
KOİ	mg/L	30.4

Şekil 4.5'te inkübasyon öncesi ve sonrasına ait azot türlerinin dağılımı kıyaslamalı olarak verilmiştir. Çözünmüş organik azot değeri zaten 0.6 mg/L gibi oldukça düşük bir değerde olduğu için, inkübasyon sonrasında her üç set için de kayda değer bir değişiklik olmamıştır, bu nedenle grafikte gösterilmemiştir. Başlangıçta 14.2 mg/L konsantrasyonunda ölçülen çözünmüş amonyum azotu, inkübasyon sonrasında tüm setler için tespit limitinin altında (<0.01 mg/L) bulunmuştur. Başlangıçta tespit limitinin altında bulunan çözünmüş nitrat azotu konsantrasyonu (<0.1 mg/L), inkübasyon sonrası 0.83-6.45 mg/L aralığına; başlangıçta 0.004 mg/L konsantrasyonundaki çözünmüş nitrit azotu ise inkübasyon sonrası 0.007-4.72 mg/L aralığına yükselmiştir. Sonuçlar başlangıçta çok düşük konsantrasyonda olması sebebiyle, çözünmüş organik azot konsantrasyonunun biyolojik bozunabilirliği konusunda bize bilgi veremese de, inkübasyon esnasında amonyak azotunun tamamının nitrifikasyona uğradığını göstermektedir.



Şekil 4.5. Kanatlı hayvan mezbaha arıtma tesisi çıkışı atıksularının inkübasyon öncesi ve sonrasında azot türlerinin değişimi

Kanatlı hayvan mezbaha sektörünün önemine rağmen, tam ölçekli atıksu arıtma sistemlerine ilişkin bilgiler oldukça azdır, bu da kullanılan teknolojilerin değerlendirilmesini zorlaştırmakta ve sınırlamaktadır. Kümes hayvanı kesim endüstrisi yüksek oranda su tüketen ve atıksu üreten bir sektör olduğundan, atıksu yönetimi büyük önem arz etmektedir. Bu tez çalışmasında kullanılan tesisteki atıksu arıtma tesisinde atıksular kaba ve ince ızgaradan geçtikten sonra, kostik ve demir (3) klorür dozlandıktan sonra oluşan floklar DAF ünitesinde ayrılmaktadır. Flotasyon ünitesinde askıda katı maddeler, yağ ve kolloidlerden oluşan çamur yüzeyden sıyrılır ve tabanda biriken çamurla birlikte uzaklaştırılır. Klasik aktif çamur prosesinin uygulandığı havalandırma tankında biyolojik arıtmaya tabi tutulan atıksu, son çökeltme tankında çökelmeye bırakılmaktadır. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım yapılan arıtılmış atıksu klor ile dezenfekte edildikten sonra alıcı ortama deşarj edilmektedir. Uygulanan bu arıtım sistemine benzer çalışmalar oldukça kısıtlıdır. Buradaki DAF ve biyolojik arıtım proseslerinin etkili bir şekilde organik azot giderimini sağladığı deneylerin sonucuna da yansımış ve incelenen mevcut çalışmalar da bu prosesin etkinliğini desteklemektedir.

Yapılan bir çalışmada (Del Nery ve ark., 2016), atıksu ıslahına yönelik süreçlerin optimize edilmesi açısından kanatlı hayvan mezbaha atıksularından organik madde ve nutrientlerin uzaklaştırılması için kullanılan teknolojiler bir arıtma tesisi

özelinde değerlendirilmiştir. Arıtma tesisi döner ve sabit ızgaralar, birincil DAF sistemi, bir UASB reaktörü ve ardından bir havalandırmalı fakültatif havuz (AFP) ve bir kimyasal DAF sisteminden oluşmaktadır. Ortalama TKN değerleri arıtılmamış atıksu, DAF çıkışı, ASB çıkışı, AFP çıkışı ve kimyasal DAF çıkışı için sırasıyla 176, 166, 188, 46 ve 43 mg N/L olarak bulunmuştur. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon testleri sonuçları, AFP'nin ilk bölümünde mekanik havalandırmayla sağlanan oksijenin, amonyak ve nitriti oksitleyen mikroorganizmaların büyümesini desteklediğini göstermiştir. Tüm testlerde amonyaktan nitrite oksidasyon hızı, nitritten nitrata oksidasyon oranından daha yüksek bulunmuş ve nitritin birikmesine neden olmuştur. Daha düşük nitrit oksidasyon oranlarının, AFP'deki yetersiz havalandırma nedeniyle nitrit oksitleyen mikroorganizmaların zayıf gelişimi ve stabilizasyon havuzlarının çeşitli mikrobiyal topluluklar içermesi gerçeğiyle ilişkili olabileceği belirtilmiştir.

DAF prosesi genellikle birincil arıtma olarak kullanılır, özellikle flokülanların eklenmesiyle, atıksudaki proteinleri denatüre etmek ve yüksek bir ayırma verimliliği elde etmek için kullanılabilir. DAF sisteminin biyolojik arıtmadan önce birincil arıtma olarak kullanılması, askıda kalan ve/veya yağlı parçacıkların sıvıdan ayrılmasına olanak sağlar. Büyük ölçekli mezbaha atık su uygulamalarında DAF sistemi, KOİ, TA, TF ve yağ-greste sırasıyla %70, %55, %70 ve %85 oranında azalma sağlayabilir (Philipp ve ark., 2021).

Kimyasal koagülasyonun gerçekleştirilmesi amacıyla kullanılan demir (III) iyonları bir hidroliz reaksiyonuna girmekte ve reaksiyon sonucunda kompleks iyonlar oluşmaktadır. Negatif yüklü kolloidal partiküller, oluşan çok değerlikli katyonik metal kompleksleri adsorplayabilir. Yüksek oranda bir renk ve KOİ giderimi ortama negatif yüklü bir polimerik koagülant eklenmesiyle oluşturulabilir (Hsu ve ark., 1998).

DAF'ın askıda katı maddeleri kümes hayvanı mezbahası atıksuyundan giderimi %38 ila 70 arasında değişirken, yağların giderilmesi %63 ila 95 arasındadır. Buna karşılık, DAF'a pıhtılaştırıcıların veya polimerlerin eklenmesi askıda katı maddelerin ve yağ giderimini %99 oranında artırabilir (Ong ve ark., 2005).

Yapılan bir çalışmada (Özyonar ve Karagözoğlu 2011) kanatlı mezbaha endüstrisi atıksularının, ön arıtımı olarak kimyasal koagülasyon ve flokülasyon sistemi ile arıtımı araştırılmış ve Sivas şehrinde bulunan bir mezbaha endüstrisine ait atıksu örneği alınmıştır. Koagülasyon için demir (III) klorür ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), alüminyum sülfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) ve demir sülfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) olmak üzere 3 farklı koagülant kullanılarak; KOİ, yağ giderimi ve bulanıklık parametreleri giderim verimlerine olan

etkileri incelenmiştir. Sonuç olarak yüksek KOİ giderim verimi demir (III) klorür koagülant maddesiyle %37.4 yağ ve bulanıklık parametrelerinde ise sırasıyla %89.9 ve %75.6 arıtım sağlanmıştır. Yüksek oranda yağ ve bulanıklık giderimi ise alüminyum sülfat koagülant maddesiyle sırasıyla %93.6 ve %89.8 oranlarında bulunmuştur.



5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

5.1. Sonuçlar

Bu tez çalışmasında endüstriyel faaliyetler içerisinde yüksek organik azot içeriğine sahip olan kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunda azot türlerinin miktarlarının belirlenmesi, inkübasyon prosedürü uygulanarak çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliğinin araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla atıksu arıtma tesisinden arıtım öncesi ham atıksu ve arıtım sonrası tesis çıkışından atıksu örnekleri alınarak inkübasyona tabi tutulmuştur.

Kanatlı hayvan mezbaha ham atıksuyunda farklı zamanlarda alınan örneklerde pH değerleri 6.76-6.86, renk 2308-9320 Pt-Co birimi, iletkenlik 1292-1731 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve KOİ 1752-1952 mg/L değerlerinde bulunmuştur. Ham mezbaha atıksuyunda çözünmüş amonyum azotu ve çözünmüş organik azot konsantrasyonlarının sırasıyla 50.4 ve 58.6 mg/L olduğu, çözünmüş nitrit ve nitrat azotunun ise tespit limitlerinin altında olduğu görülmektedir. Arıtılmış mezbaha atıksuyunun inkübasyon prosedürü için filtrelenmiş halinde yine benzer şekilde düşük çözünmüş nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonları tespit edilmiş, çözünmüş amonyum azotu 14.2 mg/L, çözünmüş organik azot ise 0.6 mg/L gibi çok düşük bir değerde bulunmuştur.

Ham atıksuyun inkübasyonu sonrasında çözünmüş amonyum azotu 77.7-94.7 mg/L aralığında, çözünmüş nitrat azotu <0.1 mg/L, çözünmüş nitrit azotu en yüksek 0.053 mg/L, çözünmüş organik azot ise 28.8-40.6 mg/L aralığında tespit edilmiştir. Inkübasyon işlemi sonrasında en baskın görülen azot türü tüm setler için amonyum azotudur. Her üç set için de inkübasyon sonrasında başlangıca göre çözünmüş amonyum azotu konsantrasyonlarının yükseldiği, çözünmüş organik azot konsantrasyonlarının düştüğü, nitrit ve nitrat azotu konsantrasyonlarında ise belirgin bir değişiklik olmadığı görülmektedir. Bu durum çözünmüş organik azotun bozunumunun gerçekleştiğini, ancak başarılı bir nitrifikasyonun olmadığını göstermektedir. Bu durumun inkübasyon öncesindeki düşük pH değerinden kaynaklandığı düşünülmektedir.

Inkübasyon prosedürü ile belirlenen BCOA konsantrasyonları birinci set için 28.1 mg/L olarak bulunurken, ikinci ve üçüncü setler için sırasıyla 39.9 mg/L ve 34.4 mg/L olarak tespit edilmiştir. BCOA/COA oranları %48-68 aralığında, BCOA/TCA oranları ise %26-37 aralığında elde edilmiştir.

Bu tez çalışması kapsamında kanatlı hayvan mezbaha atıksuyunun arıtma tesisi öncesinden (ham atıksu) ve arıtma tesisi çıkışından temin edilen numunelere inkübasyon prosedürü uygulanarak, çözünmüş organik azotun biyolojik parçalanabilirliğinin kıyaslanması hedeflenmiştir. Bu amaçla ham mezbaha atıksuyuna uygulanan prosedürün aynısı arıtılmış atıksuya da uygulanmıştır. Çözünmüş organik azot değeri zaten 0.6 mg/L gibi oldukça düşük bir değerde olduğu için, inkübasyon sonrasında her üç set için de kayda değer bir değişiklik olmamıştır. Başlangıçta 14.2 mg/L konsantrasyonunda ölçülen çözünmüş amonyum azotu, inkübasyon sonrasında tüm setler için tespit limitinin altında (<0.01 mg/L) bulunmuştur. Başlangıçta tespit limitinin altında bulunan çözünmüş nitrat azotu konsantrasyonu (<0.1 mg/L), inkübasyon sonrası 0.83-6.45 mg/L aralığına; başlangıçta 0.004 mg/L konsantrasyonundaki çözünmüş nitrit azotu ise inkübasyon sonrası 0.007-4.72 mg/L aralığına yükselmiştir. Sonuçlar başlangıçta çok düşük konsantrasyonda olması sebebiyle, çözünmüş organik azot konsantrasyonunun biyolojik bozunabilirliği konusunda bize bilgi veremese de, inkübasyon esnasında amonyak azotunun tamamının nitrifikasyona uğradığını göstermektedir. Atıksu arıtma tesisinde bulunan kimyasal arıtım, DAF, klasik aktif çamur ünitelerinin çözünmüş organik azot gideriminde oldukça başarılı olduğu söylenebilir.

5.2 Öneriler

Bu tez çalışmasında kanatlı hayvan mezbaha tesisinde oluşan atıksuların arıtıldığı bir örnek arıtma tesisinin giriş ve çıkışından alınan numunelerde çözünmüş organik azotun biyolojik bozunabilirliği incelenmiştir. Bu çalışma özelinde kimyasal DAF ve klasik aktif çamur prosesiyle biyolojik arıtım proseslerinde organik azotun etkin bir şekilde giderildiği belirlenmiş ve tesis çıkışındaki biyolojik bozunabilirlik belirlenememiştir.

Günümüzde azot türlerinden kaynaklı kirlilik, hem kirletici miktarlarının artması hem de global kuraklık kaynaklı kullanılabilir su miktarlarının azalması nedeniyle sucul ortamları tehdit eden problemler içerisinde daha da fazla önem arz etmektedir. Bu nedenle özellikle endüstriyel atıksulardan kaynaklanan azot kirliliği içerisinde yasal sınırlandırmalarda da inorganik türler kadar yer bulamayan organik azot ile ilgili sınırlı sayıda çalışmanın bulunması, bu alandaki çalışmaların daha da artırılması gerektiğini göstermektedir. Bu tez çalışmasının devamında, çözünmüş organik azotun biyolojik

bozunabilirliğinin her bir arıtma prosesi için belirlenmesi ve tesisteki arıtım prosesleri bazında giderime katkısı ve etkinliği hakkında fikir sahibi olunmasına katkı sağlayacaktır. Bunun yansıra organik azot içeriği yüksek olan endüstriyel tesislerde benzer çalışmaların yapılması, endüstriyel atıksulardaki çözünmüş organik azotun takibinin yapılması, akıbetinin belirlenmesi ve sucul ortmaların korunarak yasal sınırlandırmalarda yapılacak güncellemeler konularında katkı sağlayacaktır.



KAYNAKLAR

- APHA/AWWA/WEF, 2005, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. *American Public Health Association*, Washington DC.
- Aquino, J. M., Pereira, G. F., Rocha-Filho, R. C., Bocchi, N., & Biaggio, S. R. (2016). Combined coagulation and electrochemical process to treat and detoxify a real textile effluent. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 1-12.
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the total environment*, 686, 681-708.
- 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.
- Basitere, M., Williams, Y., Sheldon, M. S., Ntwampe, S. K. O., De Jager, D., & Dlangamandla, C. (2016). Performance of an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor coupled with anoxic and aerobic bioreactors for treating poultry slaughterhouse wastewater. *Water Practice and Technology*, 11(1), 86-92.
- Bayar, S., Yıldız, Y. Ş., Yılmaz, A. E., & İrdemez, Ş. (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.
- Bayar, S., Yildiz, Y., Yilmaz, A., & Koparal, A. S. (2014). The effect of initial pH on treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *Desalination and Water Treatment*, 52(16-18), 3047-3053.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Eyvaz, M., & Senturk, E. (2006). Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. *Separation and Purification Technology*, 51(3), 404-408.
- Berman, T., & Bronk, D. A. (2003). Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. *Aquatic microbial ecology*, 31(3), 279-305.
- Bushaw, K. L., Zepp, R. G., Tarr, M. A., Schulz-Jander, D., Bourbonniere, R. A., Hodson, R. E., ... & Moran, M. A. (1996). Photochemical release of biologically available nitrogen from aquatic dissolved organic matter. *Nature*, 381(6581), 404-407.
- 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., Mehrvar, M., & Quiñones-Bolaños, E. (2016). Slaughterhouse wastewater characterization and treatment: an economic and public health necessity of the meat processing industry in Ontario, Canada. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4(4), 175-186.
- Chan, Y. J., Chong, M. F., & Law, C. L. (2010). Biological treatment of anaerobically digested palm oil mill effluent (POME) using a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor (SBR). *Journal of environmental management*, 91(8), 1738-1746.
- Coskun, T., Debik, E., Kabuk, H. A., Manav Demir, N., Basturk, I., Yildirim, B., ... & Kucuk, S. (2016). Treatment of poultry slaughterhouse wastewater using a membrane process, water reuse, and economic analysis. *Desalination and Water Treatment*, 57(11), 4944-4951.
- Czerwionka, K. (2016). Influence of dissolved organic nitrogen on surface waters. *Oceanologia*, 58(1), 39-45.
- Dassey, A. J., & Theegala, C. S. (2012). Evaluating coagulation pretreatment on poultry processing wastewater for dissolved air flotation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(13), 2069-2076.
- De Nardi, I. R., Fuzi, T. P., & Del Nery, V. (2008). Performance evaluation and operating strategies of dissolved-air flotation system treating poultry slaughterhouse wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(3), 533-544.
- De Sena, R. F., Tambosi, J. L., Genena, A. K., de FPM Moreira, R., Schröder, H. F., & José, H. J. (2009). Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC-MS and LC-MS. *Chemical Engineering Journal*, 152(1), 151-157.
- Del Nery, V., Damianovic, M. H. Z., Moura, R. B., Pozzi, E., Pires, E. C., & Foresti, E. (2016). Poultry slaughterhouse wastewater treatment plant for high quality effluent. *Water Science and Technology*, 73(2), 309-316.
- Dlangamandla, C., Ntwampe, S. K. O., & Basitere, M. (2018). A bioflocculant-supported dissolved air flotation system for the removal of suspended solids, lipids and protein matter from poultry slaughterhouse wastewater. *Water Science and Technology*, 78(2), 452-458.
- ELLIS, T.G., MARCH, K.E., Statik granular bed reaktor, United States Patent and Trademark Office, U.S., Patent.6, 709, 591, 2004.
- Eryuruk, K., Un, U. T., Ogutveren, U. B. (2018). Electrochemical treatment of wastewaters from poultry slaughtering and processing by using iron electrodes. *Journal of cleaner production*, 172, 1089-1095.
- Fonkwe, L. G., Singh, R. K., & Lee, J. H. (2001). Utilization of poultry processing wastes. *Preventive Nutrition and Food Science*, 6(4), 257-262.

- Goswami, K. P., & Pugazhenth, G. (2020). Treatment of poultry slaughterhouse wastewater using tubular microfiltration membrane with fly ash as key precursor. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101361.
- Hanson, A. M., & Lee, G. F. (1971). Forms of organic nitrogen in domestic wastewater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2271-2279.
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). Wastewater characterization. *Biological wastewater treatment: Principles modelling and design*, 27.
- Hilares, R. T., Atoche-Garay, D. F., Pagaza, D. A. P., Ahmed, M. A., Andrade, G. J. C., & Santos, J. C. (2021). Promising physicochemical technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105174.
- Hsu, Y. C., Yen, C. H., & Huang, H. C. (1998). Multistage treatment of high strength dye wastewater by coagulation and ozonation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 71(1), 71-76.
- Hu, H., & Ren, H. (2019). Removal of bioavailable dissolved organic nitrogen in wastewater by membrane bioreactors as posttreatment: implications for eutrophication control. *Bioresource technology*, 271, 496-499.
- Hu, H., Ma, S., Zhang, X., & Ren, H. (2020). Characteristics of dissolved organic nitrogen in effluent from a biological nitrogen removal process using sludge alkaline fermentation liquid as an external carbon source. *Water Research*, 176, 115741.
- Johansson, K., Bringmark, E., Lindevall, L., & Wilander, A. (1995). Effects of acidification on the concentrations of heavy metals in running waters in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 779-784.
- 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.
- Khan E, Awobamise M, Jones K, Murthy S (2009) Method development for measuring biodegradable dissolved organic nitrogen in treated wastewater. *Water Environ Res* 81:779–787.
- Koby, M., Senturk, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 133(1-3), 172-176.
- Kucukcongar, S., Gok, Z., Oden, M. K., & Dursun, S. (2023). Biodegradability of dissolved organic nitrogen in yoghurt and cheese production wastewaters. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(4), 4031-4040.

- Lopes, C. L., de Assis, T. M., Passig, F. H., de Lima Model, A. N., Mees, J. B. R., Cervantes, F. J., ... & Gomes, S. D. (2022). Nitrogen removal from poultry slaughterhouse wastewater in anaerobic-anoxic-aerobic combined reactor: integrated effect of recirculation rate and hydraulic retention time. *Journal of Environmental Management*, 303, 114162.
- Manav, N. (2006). Ardişik kesikli reaktör ile evsel atıksulardan azot ve fosfor giderimi. Yüksek lisans tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı.
- Martinez, J. A. (2003). *Influence of aluminum ion on the anaerobic treatment of a poultry slaughterhouse wastewater*. Master Thesis, Mississippi State University.
- Massé, D. I., & Masse, L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *Canadian Agricultural Engineering*, 42(3), 139-146.
- Mittal, G. S. (2006). Treatment of wastewater from abattoirs before land application—a review. *Bioresource technology*, 97(9), 1119-1135.
- Ng, M., Dalhatou, S., Wilson, J., Kamdem, B. P., Temitope, M. B., Paumo, H. K., ... & Kane, A. (2022). Characterization of slaughterhouse wastewater and development of treatment techniques: a review. *Processes*, 10(7), 1300.
- Ong, S. A., Toorisaka, E., Hirata, M., & Hano, T. (2005). Treatment of azo dye Orange II in aerobic and anaerobic-SBR systems. *Process biochemistry*, 40(8), 2907-2914.
- Ozturk, D., & Yilmaz, A. E. (2019). Treatment of slaughterhouse wastewater with the electrochemical oxidation process: Role of operating parameters on treatment efficiency and energy consumption. *Journal of Water Process Engineering*, 31, 100834.
- Ozturk, D., Yilmaz, A. E., & Sapci Ayas, Z. (2021). Electrochemical mineralization of abattoir wastewater with continuous system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(12), 3761-3776.
- ÖZYONAR, F., & KARAGÖZOĞLU, B. (2011). Mezbahane atıksularından KOI, yağ-gres ve bulanıklık giderimi üzerine bir çalışma: kimyasal koagülasyon prosesiyle ön arıtımı. *Fen Bilimleri Dergisi*, 32(1).
- Paredes, D., Kuschik, P., Mbvette, T. S. A., Stange, F., Müller, R. A., & Köser, H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment—a review. *Engineering in Life Sciences*, 7(1), 13-25.
- Parkin, G. F., & McCarty, P. L. (1981). Production of soluble organic nitrogen during activated sludge treatment. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 99-112.

- Pehlivanoglu, E., & Sedlak, D. L. (2004). Bioavailability of wastewater-derived organic nitrogen to the alga *Selenastrum Capricornutum*. *Water Research*, 38(14-15), 3189-3196.
- Philipp, M., Masmoudi Jabri, K., Wellmann, J., Akrou, H., Bousselmi, L., & Geißen, S. U. (2021). Slaughterhouse wastewater treatment: A review on recycling and reuse possibilities. *Water*, 13(22), 3175.
- Qin, X., Yang, B., Gao, F., & Chen, G. (2013). Treatment of restaurant wastewater by pilot-scale electrocoagulation-electroflotation: optimization of operating conditions. *Journal of environmental engineering*, 139(7), 1004-1016.
- Ramakrishnan, A., & Gupta, S. K. (2008). Effect of hydraulic retention time on the biodegradation of complex phenolic mixture from simulated coal wastewater in hybrid UASB reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1-2), 843-851.
- Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water research*, 37(6), 1371-1377.
- Sacher, F., Lenz, S., & Brauch, H. J. (1997). Analysis of primary and secondary aliphatic amines in waste water and surface water by gas chromatography-mass spectrometry after derivatization with 2, 4-dinitrofluorobenzene or benzenesulfonyl chloride. *Journal of Chromatography A*, 764(1), 85-93.
- Samsunlu, A. (1999). *Çevre mühendisliği kimyası*. Sam-Çevre Teknolojileri Merkezi Yayınları.
- Sattayatewa, C., Pagilla, K., Pitt, P., Selock, K., & Bruton, T. (2009). Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON. *Water research*, 43(18), 4507-4516.
- Satyanarayan, S., Ramakant, & Vanerkar, A. P. (2005). Conventional approach for abattoir wastewater treatment. *Environmental Technology*, 26(4), 441-448.
- Seitzinger, S. P., & Sanders, R. W. (1997). Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 159, 1-12.
- Simsek, H., Kasi, M., Wadhawan, T., Bye, C., Blonigen, M., & Khan, E. (2012). Fate of dissolved organic nitrogen in two stage trickling filter process. *water research*, 46(16), 5115-5126.
- Simsek H, Kasi M, Ohm J-B, Blonigen M, Khan E (2013) Bioavailable and biodegradable dissolved organic nitrogen in activated sludge and trickling filter wastewater treatment plants. *Water Res* 47:3201–3210.
- Sun, J., Khan, E., Simsek, S., Ohm, J. B., & Simsek, H. (2017). Bioavailability of dissolved organic nitrogen (DON) in wastewaters from animal feedlots and storage lagoons. *Chemosphere*, 186, 695-701.

- Tong, S., Zhang, S., Zhao, Y., Feng, C., Hu, W., & Chen, N. (2022). Hybrid zeolite-based ion-exchange and sulfur oxidizing denitrification for advanced slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 113, 219-230.
- Toröz, İ. (2013). Çevre Mühendisliği ve Bilimi için Kimya/ Chemistry for Environmental Engineering and Science (Çeviri). Nobel Akademik Yayıncılık, Ankara, 593.
- Urgun-Demirtas, M., Sattayatewa, C., & Pagilla, K. R. (2008). Bioavailability of dissolved organic nitrogen in treated effluents. *Water Environment Research*, 80(5), 397-406.
- Uzuner, S. (2021). Yüksek organik kirliliğe sahip mezbaha endüstrisi atıksularının arıtımı için membran entegre biyoreaktör geliştirilmesi. Doktora tezi, Balıkesir Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı.
- Vähätalo, A. V., & Zepp, R. G. (2005). Photochemical mineralization of dissolved organic nitrogen to ammonium in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology*, 39(18), 6985-6992.
- Wadhawan, Tanush; Simsek, Halis; Kasi, Murthy; Knutson, Kristofer; Prüß, Birgit; McEvoy, John; Khan, Eakalak (2014). Dissolved organic nitrogen and its biodegradable portion in a water treatment plant with ozone oxidation. *Water Research*, 54(), 318–326.
- Yaakob, M. A., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A. A. S., & Kassim, A. H. M. (2018). Characteristics of chicken slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Transactions*, 63, 637-642.
- Yetilmezsoy, K., Turkdogan-Aydinol, I., Gunay, A., & Ozis, I. (2011). Post treatment of poultry slaughterhouse wastewater and appraisal of the economic outcome. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 10(11).