

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ



**ÇAPAKÇUR ÇAYININ (BİNGÖL) KARAKTERİZASYONUNA ETKİ EDEN
BAZI FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELERİN TATLI SU SALYANGOZU
(*Viviparus contectus*) VE ELEKTROKİMYASAL PROSESLER
UYGULANARAK ARITIMININ DEĞERLENDİRİLMESİ**

Hayrullah ÖĞEDEY

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Filiz KUTLUYER KOCABAŞ
Prof. Dr. Mehmet KOCABAŞ**

TUNCELİ-2025

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

ÇAPAKÇUR ÇAYININ (BİNGÖL) KARAKTERİZASYONUNA ETKİ EDEN
BAZI FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELERİN TATLI SU SALYANGOZU
(*Viviparus contectus*) VE ELEKTROKİMYASAL PROSESLER
UYGULANARAK ARITIMININ DEĞERLENDİRİLMESİ

Hayrullah ÖĞEDEY
(220106120)

YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Prof. Dr. Filiz KUTLUYER KOCABAŞ
Prof. Dr. Mehmet KOCABAŞ

TUNCELİ-2025

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

**ÇAPAKÇUR ÇAYININ (BİNGÖL) KARAKTERİZASYONUNA ETKİ EDEN
BAZI FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELERİN TATLI SU SALYANGOZU
(*Viviparus contectus*) VE ELEKTROKİMYASAL PROSESLER
UYGULANARAK ARITIMININ DEĞERLENDİRİLMESİ**

**Hayrullah ÖĞEDEY
YÜKSEK LİSANS TEZİ
SU ÜRÜNLERİ ANABİLİM DALI**

Bu tez 26/05/2025 tarihinde aşağıdaki jüri üyeleri tarafından **oybirliği/oyçokluğu** ile kabul edilmiştir.

İmza:.....

İmza:.....

İmza:.....

Prof. Dr. Mine ERİŞİR
(Fırat Üniversitesi)

Prof. Dr. Filiz KUTLUYER
KOCABAŞ
(Munzur Üniversitesi)

Prof. Dr. Volkan KIZAK
(Munzur Üniversitesi)

BAŞKAN

DANIŞMAN

ÜYE

Bu tez, Enstitümüz Su Ürünleri Mühendisliği Anabilim Dalı'nda hazırlanmıştır.

Doç. Dr. Nagihan KARAASLAN AYHAN
Enstitü Müdürü

Bu çalışma, Munzur Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi tarafından desteklenmiştir.

Proje No: YLMUB024-07

NOT: Bu tezde kullanılan özgün ve başka kaynaktan yapılan bildirişlerin, çizelge, şekil ve fotoğrafların kaynak gösterilmeden kullanımı, 5846 sayılı “Fikir ve Sanat Eserleri Kanunu”ndaki hükümlere tabidir.

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ilke ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi ve hiçbir şekilde “intihal içermediğini” beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

İmza

Hayrullah ÖĞEDEY

Danışman

Prof. Dr. Filiz KUTLUYER KOCABAŞ

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışması Munzur Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Su Ürünleri Anabilim Dalı Yüksek Lisans Programı'nda yürütülmüştür. Araştırma giderleri ise MUNİBAP tarafından desteklenen YLMUB024-07 nolu “Çapakçur Çayının (Bingöl) karakterizasyonuna etki eden bazı fizikokimyasal parametrelerin tatlı su salyangozu (*Viviparus contectus*) ve elektrokimyasal prosesler uygulanarak arıtımının değerlendirilmesi” adlı projeden karşılanmıştır.

Bu tez çalışmasında, Çapakçur Çayının (Bingöl) karakterizasyonuna etki eden bazı fizikokimyasal parametrelerin tatlı su salyangozu (*Viviparus contectus*) ve elektrokimyasal prosesler uygulanarak arıtımının değerlendirilmesi amaçlanmıştır.

Tüm bu süreçte benden desteğini esirgemeyen ve her konuda yardımcı olan tez danışmanlarım Sayın Prof. Dr. Mehmet KOCABAŞ ve Prof. Dr. Filiz KUTLUYER KOCABAŞ'a teşekkür ederim.

Hayrullah ÖGEDEY
TUNCELİ – 2025

İÇİNDEKİLER

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	İV
TEŞEKKÜR.....	V
İÇİNDEKİLER.....	VI
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	VII
TABLolar LİSTESİ.....	VIII
KISALTMALAR LİSTESİ	IX
ÖZET	X
ABSTRACT	XI
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Atıksu Arıtımı.....	2
1.1.1. Atıksu artım prosesleri.....	4
1.1.2. Atıksu Arıtım Teknolojileri	8
1.1.3. Elektrokimyasal koagülasyon.....	8
1.2. <i>Viviparus contectus</i>	10
2. MATERYAL VE YÖNTEM.....	11
2.1. Su Örneklerinin Alınması ve Analizler	11
2.1.1. Fiziksel analizler	12
2.1.2. Kimyasal Analizler	13
2.1.3. Biyolojik analizler	14
2.2. Örnek Toplama ve Deney Protokolü	14
2.3. Elektrokoagülasyon Deneyleri	16
2.7. Kinetik Analizler	20
2.7.1. Yalancı birinci mertebe kinetiği	20
2.7.2. Yalancı ikinci mertebe kinetiği.....	21
2.8. Veri Analizi	21
3. BULGULAR	22
3.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Karakteristik Özellikleri	22
3.2. Biyolojik Ön Arıtma Performansının Değerlendirilmesi	23
3.3. Elektrokoagülasyon prosesi ile KOİ Giderimi	23
3.3.1. Akım yoğunluğunun etkisi	23
3.4. Maliyet Hesaplamaları.....	27
3.5. Kinetik Analiz.....	28
4. TARTIŞMA	30
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	36
6. KAYNAKLAR.....	37

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 1.1. Fiziksel arıtma uygulamaları (Kınık ve Aykaç, 2021).	5
Şekil 1.2. Kimyasal arıtma uygulamaları a) elektrokimyasal prosesler, b) membran prosesler, c) adsorpsiyon prosesi, d) iyon değiştirme prosesi	6
Şekil 1.3. Biyolojik atıksu arıtma uygulamaları: a) klasik AÇ, b) piston akımlı AÇ, c) kontakt stabilizasyon, d) uzun havalandırmalı AÇ	7
Şekil 1.4. Elektroflotasyon prosesinin mekanizması ve şematik görünüşü (Atasoy, 2024).	9
Şekil 1.5. <i>Viviparus contectus</i> (Orijinal)	10
Şekil 2.1. Suyun fiziksel ve kimyasal analizleri	11
Şekil 2.2. Amonyak analizi kalibrasyon eğrisi	14
Şekil 2.3. Demirköprü Baraj Gölü'nden <i>Viviparus contectus</i> örnekleme.	15
Şekil 2.4. <i>Viviparus contectus</i> 'un deneme ortamına adaptasyonu.	15
Şekil 2.5. Deneme ortamlarının hazırlanması.	16
Şekil 2.6. Elektrokoagülasyon deneyleri.	17
Şekil 2.7. Elektrokoagülasyon işlemlerinin gerçekleştirilmesi.	18
Şekil 3.1. <i>Viviparus contectus</i> ile biyolojik ön işlemden sonra KOİ giderim verimliliği üzerine akım yoğunluğu ($0,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 1 mA cm^{-2} , $1,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 2 mA cm^{-2}) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.	23
Şekil 3.2. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde KOİ giderim verimliliği üzerine akım yoğunluğu ($0,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 1 mA cm^{-2} , $1,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 2 mA cm^{-2}) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.	24
Şekil 3.3. Başlangıç pH'nın (5, 7, 8,3 ve 9) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dakika) KOİ giderim verimliliğinin için <i>Viviparus contectus</i> ile biyolojik ön işlemden sonraki etkisi	25
Şekil 3.4. Başlangıç pH'nın (5, 7, 8,3 ve 9) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dakika) KOİ giderimi için Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerindeki etkisi	25
Şekil 3.5. <i>Viviparus contectus</i> ile biyolojik ön işlemden sonra KOİ giderim verimliliği üzerine elektrot mesafesinin (2 cm ve 4 cm) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.	26
Şekil 3.6. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde KOİ giderim verimliliği üzerine elektrot mesafesinin (2 cm ve 4 cm) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.	27
Şekil 3.7. Kinetik analizler, A) Yalancı 1. mertebe <i>V. contectus</i> , B) Yalancı 1. mertebe Çapakçur Çayı, C) Yalancı 2. mertebe <i>V. contectus</i> , D) Yalancı 2. mertebe Çapakçur Çayı	29

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 3.1. Çapakçur Çayı fiziko-kimyasal karakteristik özellikleri.....	22
Tablo 3.2. Elektrokoagülasyon ile KOİ gideriminde maliyet hesaplamaları.	27
Tablo 3.3. Elektrokoagülasyon prosesi ile KOİ giderimine ait hız sabiti ve R^2 değerleri.....	28



KISALTMALAR LİSTESİ

AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
EK	: Elektrokoagülasyon
GSH	: Glutathione
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MDA	: Malonaldehyde
NH₃-N	: Amonyak Azotu
TDS	: Toplam Çözülmüş Askıda Katı Madde
TKM	: Toplam Katı Madde
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde



ÖZET

Sürdürülebilir çevre koruması için uygun ve finansal olarak uygulanabilir bir arıtma yöntemi belirlemek kritik öneme sahiptir. Çalışmada, Çapakçur Deresi'ne uygulanan elektrokoagülasyon (EK) ile tatlı su salyangozu bazlı biyolojik arıtmayı birleştiren çift aşamalı bir arıtma yaklaşımı değerlendirilmiştir. Elektrokoagülasyon, *Viviparus contectus*'u içeren ilk aşamanın ardından ikincil arıtma olarak uygulanmıştır. Doğrudan deşarj yönetmeliklerine uymak için, Çapakçur Deresi'ndeki KOİ konsantrasyonunu ($204,5 \text{ mg L}^{-1}$) azaltmak için elektrokoagülasyon (EK) kullanılmıştır. Elektrokoagülasyon koşullarının optimizasyonu, akım yoğunluklarının ($0,5, 1, 1,5$ ve 2 mA cm^{-2}), başlangıç pH'nın 5 olması ve 5 ila 20 dakika arasında değişen reaksiyon sürelerinin değerlendirilmesiyle gerçekleştirilmiştir. Arıtma ve işletme giderlerinin değerlendirilmesi, optimum proses parametreleri doğrultusunda gerçekleştirilmiştir. *V. contectus* tarafından optimum KOİ giderim performansı (%86,71), 20 dakikalık işletme süresiyle pH 5'te gerçekleşmiştir. *V. contectus*'un alüminyum elektrotlarla optimum koşullar altında $1,25 \text{ \$ / kg COD}$ işletme maliyet etkinliği elde edilmiştir. Sonuç olarak, hibrit bir arıtma prosesi kullanmak atık sudan hem organik hem de inorganik maddelerin uzaklaştırılmasını sağlar.

Anahtar kelimeler: *Viviparus contectus*, Çapakçur Çayı, elektrokoagülasyon.

ABSTRACT

Evaluation of some physicochemical parameters affecting the characterization of Çapakçur Stream (Bingöl) using freshwater snail (*Viviparus contectus*) and electrochemical processes

For sustainable environmental protection, it is critical to determine a proper and financially viable treatment method. The study evaluated a dual-stage treatment approach, combining freshwater snail-based biological treatment with electrocoagulation (EC) applied to the Çapakçur Stream. Electrocoagulation was applied as the secondary treatment following an initial stage involving *Viviparus contectus*. To comply with direct-discharge regulations, electrocoagulation (EC) was used to reduce the COD concentration (204.5 mg L^{-1}) in the Çapakçur Stream. The optimization of electrocoagulation conditions was carried out by assessing current densities (0.5, 1, 1.5, and 2 mA cm^{-2}), an initial pH of 5, and reaction durations ranging from 5 to 20 minutes. The evaluation of treatment and operational expenses was performed in line with the optimal process parameters. The optimal COD removal performance (86.71%) by *V. contectus* occurred at pH 5 with 20 minutes of operational time. An operating cost efficiency of 1.25 \$/kg COD was achieved by *V. contectus* under optimal conditions with aluminum electrodes. In conclusion, using a hybrid treatment process enables the removal of both organic and inorganic substances from wastewater.

Key words: *Viviparus contectus*, Çapakçur Stream, electrocoagulation.

1. GİRİŞ

Katı atık sorunu ülkemizde çevre kirliliğinin önemli bir bölümünü oluşturmaktadır. Bu sorun aynı yerküreyi paylaşan insanların artan nüfus ve ilerleyen teknolojik gelişim süreçlerine bağlı olarak büyüyen tüketim ihtiyaçlarının sonucu ortaya çıkan sorundur. Katı atık miktarını azaltmak ve etkili bir şekilde bertarafını sağlamak amacıyla günümüzde en yaygın kullanılan ve maliyeti en az olan metotlardan biri düzenli depolama yöntemidir. Düzenli depolama sahasının belli prensiplere göre verimli bir şekilde işletilmesi atık bertarafının başarısını etkileyen önemli bir husus teşkil etmektedir. Düzenli depo alanları; katı atıklardan meydana gelen sızıntı sularının ve depo gazının olumsuz etkilerinin kontrol edilebildiği, sızdırmazlık ve gaz kontrolü sisteminin tertiplendiği alanlarda, katı atıkların kademeli olarak depolanarak bertaraf edilmesi işlemidir (Kentish ve Stevens, 2001; Cox ve ark., 2007; Sharma ve Sanghi, 2012; Khalaf, 2016; Rathoure ve Dhatwalia, 2016; Morin-Crini ve Crini, 2017).

Kentsel katı atık depolama sahalarındaki sızıntı suları oldukça kirli ve tehlikeli olarak tanımlanmaktadır. Depolama sahasının yaşına bağlı olarak genç, orta ve olgun sızıntı suları olarak üç gruba ayrılabilir. Sızıntı suyu oluşumunda çeşitli fiziksel, kimyasal, biyokimyasal etkileşimler, atıktaki yüksek nem içeriği, yağmur suyu süzülmesi ve suyun katı atıklarla teması gibi çeşitli faktörler etkilidir. Sızıntı suyu, karmaşık ve çok değişken içeriğe sahip bir atık su olduğundan, atık suların arıtılması en zor olanıdır. Katı atık düzenli depolama sahalarında sızıntı suyu arıtma işlemleri depo içi arıtım ve depo dışı arıtım olarak iki grupta sınıflandırılabilir. Yüksek miktarlarda biyolojik olarak parçalanabilir organik maddeler içerebildiği gibi aynı zamanda biyodegradasyon açısından dirençli olan maddeleri de önemli derecede içerir. Bu nedenle klasik arıtma yöntemleri ile istenilen düzeyde yeterli arıtım sağlanamamakta, fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım yöntemlerinin bir veya birkaçının birlikte kullanıldığı prosesler tercih edilmektedir (Rathoure ve Dhatwalia, 2016; Morin-Crini ve Crini, 2017).

Kombine arıtma prosesleri bu tür sorunların çözümünde tercih edilen en umut verici yöntemler arasında yer almaktadır. Bu yöntemler iki veya daha fazla prosesin bir arada uygulanması ile yürütülmektedir. Biyolojik arıtmadan önce fizikokimyasal arıtım veya farklı fizikokimyasal, elektrokimyasal, membran proses türleri, filtrasyon ve ileri oksidatif proseslerin biyolojik süreçlerle entegre edilmesi şeklinde uygulamaları sağlanmaktadır. Fiziksel prosesler genel olarak atıksu içerisinde katı, yüzebilen veya çökebilen maddeleri

diğer ünitelerdeki ekipmanlara zarar vermemesi ve bu ünitelere fazla yük gelmemesi için uygulanan yöntemleri içerir. Adsorpsiyon süreci, kararlı yapıdaki kirlilik parametrelerini uzaklaştırma verimliliği nedeniyle son zamanlarda tercih edilmektedir. Adsorpsiyon, ekonomik olarak tercih edilen bir yöntem olmasına karşılık oldukça yavaş işleyen bir süreçtir. Elektrokimyasal teknolojiler, çevresel uyumluluk bakımından pek çok avantaj sağlar. Bu teknolojiler içerisinde elektrooksidasyon prosesi, sızıntı suyu gibi karmaşık yapıda olan atıksuların arıtımında yüksek etkinlik göstermiş olmasıdır. Bunlardan en önemlisi oksidasyon işlemine katılan ana türler (serbest radikaller, peroksitler, ozon ve klor) yerinde üretilen elektronlar ve oksidan maddelerden oluşmaktadır. Diğer avantajları ise basit ekipman, kolay kullanım, etkinlik, çok yönlülük ve otomasyona duyarlılıktır. Elektrokimyasal teknolojiler arasında, elektrokoagülasyon (EK), düzenli depolama sahası sızıntı suyu arıtımı için en çok çalışılan proseslerden biridir ve sızıntı suyu arıtımında başarılı bir şekilde uygulanmaktadır (Kentish ve Stevens, 2001; Cox ve ark., 2007).

Tatlısu salyangozları, çevresel kirliliklere duyarlı olmalarının yanında uzun süre rahatsızlık göstermemesi, insan ölümlerine neden olan iz metal kirliliğinin çabuk bir şekilde belirlenebilmesi, bu organizmalarda numune alımı ve laboratuvar şartlarında kirlilik analizlerinin kolay olması, geniş sıcaklık ve tuzluluk şartlarında yaşayabilmesi nedeniyle biyolojik izleme organizmaları olarak kabul edilmiştir. Bu nedenlerden dolayı, bu çalışmada *V. contectus* kapalı bir evsel çöp sahası sızıntı suyunun tahliyesinde bir arıtma yöntemi olarak elektrokoagülasyon prosesinin etkinliğinin belirlenmesi için seçilmiştir.

1.1. Atıksu Arıtımı

Kimyasal kirliliğin artması kritik bir sorun olarak ortaya çıkmış ve özellikle sanayi sektörlerinde hem topluluklar hem de devlet kurumları için birinci öncelik olarak dikkat çekmiştir (Sonune ve Ghate, 2004; Crini, 2005; Cox ve ark., 2007; Sharma, 2015; Rathoure ve Dhatwalia, 2016). Su kirliliği, bir veya daha fazla zararlı maddenin suya salınması sonucu ortaya çıkmakta ve bu maddeler çevrenin yanı sıra insan ve hayvan sağlığı açısından da tehdit oluşturabilmektedir. Bu kirliliğin birçok farklı sınıflandırması bulunmaktadır (Morin-Crini ve Crini, 2017). Esasen, kirleticilerin kökeni iki ana türe ayrılabilir: nokta kaynaklı kirleticiler olarak bilinen, tanımlanabilir tek bir yerden gelenler ve noktasal olmayan kaynak kirleticiler olarak adlandırılan birden fazla yaygın kaynaktan kaynaklananlar. Nokta kaynaklar genellikle endüstriyel tesislerden doğrudan suya salınan kirleticileri ifade ederken, noktasal olmayan kaynaklar ise birçok farklı kaynaktan yayılan kirleticilerdir (Tchobanoglous ve ark., 1991).

Gelişmiş ülkelerde endüstriyel sıvı atıklarla ilgili düzenlemeler her geçen yıl daha sıkı hale geliyor. Bu değişiklikler atık suyun çevreye verilmeden önce arıtılması gerektiğini belirtmektedir. Avrupa'da 1970'lerin sonlarından itibaren bu alandaki yasalar giderek katılaşmış ve 2020 yılına kadar sıfır atık hedefi belirlenmiştir. Günümüzde Avrupa'nın su politikasının temeli, 2000 yılında kabul edilen ve yüzey suyu kalitesinin korunmasına yönelik kuralları belirleyen Su Çerçeve Direktifi'dir (WFD).

WFD, kimyasalları iki ana kategoride listelemektedir: “Kara Liste” ve “Gri Liste”. Kara Liste, doğada kalabilen ve biyolojik birikime neden olabilen tehlikeli maddeleri kapsar. Gri Liste, çevreye büyük risk oluşturan kimyasalları içerir. Bu maddeler kimyasal gruplara veya belirli endüstriyel sektörlere göre tanımlanabilir. Avrupa şu anda sanayicilerden bu zararlı maddelerin atık sulara salınımını azaltmalarını veya ortadan kaldırmalarını sağlayacak çözümler geliştirmelerini talep etmektedir (Logan, 2005).

Sürdürülebilir kalkınma hedeflerinin bir parçası olarak atık suyun geri dönüştürülmesi, çevrenin korunması, yeşil kimya ve yenilenebilir kaynakların kullanımı gibi konularda giderek önem kazanmaktadır. Bu bağlamda endüstrinin su yönetimi süreçlerinde atık suyun geri dönüştürülmesine olan ilgisinin artması dikkat çekicidir. Bu eğilim, atık su arıtmanın endüstriyel dünyada öncelikli bir konu haline gelmesine neden olmuştur (Kentish ve Stevens, 2001; Cox ve ark., 2007; Sharma ve Sanghi, 2012; Khalaf, 2016; Rathoure ve Dhatwalia, 2016; Morin-Crini ve Crini, 2017).

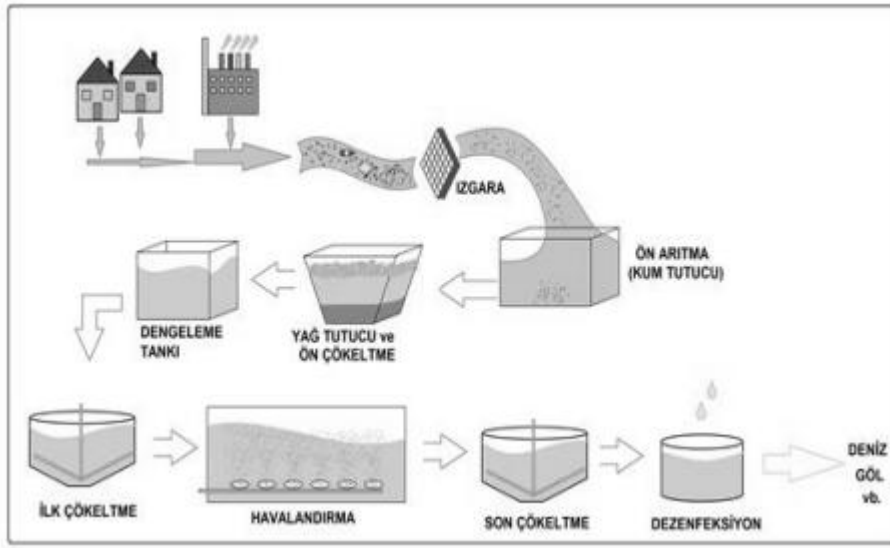
Son otuz yılda, atık suyun arıtılmasına yönelik biyolojik, kimyasal ve fiziksel yöntemleri kapsayan çeşitli tekniklerin araştırılmasına yönelik önemli miktarda araştırma yapılmıştır. Bu stratejiler, hepsi su kalitesinin iyileştirilmesinde ve kirlilik kontrolünde rol oynayan biyolojik bozunma, fitoremediasyon, elektrokimyasal arıtma, membran filtrasyonu, iyon değişimi, karbon adsorpsiyonu, solvent ekstraksiyonu, buharlaştırma, oksidasyon, yüzdürme ve çökeltme gibi süreçleri içerir (Cox ve ark., 2007; Rathoure ve Dhatwalia, 2016; Morin-Crini ve Crini, 2017). Hangi yöntem daha verimli? Bu soruya kesin bir cevap vermek zordur çünkü her bir saflaştırma tekniğinin, yalnızca maliyet açısından değil aynı zamanda etkinlik, uygulanabilirlik ve çevresel etkiler açısından da kendine özgü avantajları ve sınırlamaları vardır. Kirleticiler genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik yollarla uzaklaştırılır. Endüstriyel atıkların karmaşık bileşimi nedeniyle tek bir yöntemle etkin arıtım sağlanması mümkün değildir. Bu nedenle sıklıkla farklı tekniklerin birleştirilmesiyle en uygun ve ekonomik çözüm elde edilmeye çalışılmaktadır (Spinoza ve Vesilind, 2001).

Su kirliliğinin başlıca nedenleri arasında endüstriyel atıklar, madencilik işlemleri, kanalizasyon ve atık su, pestisit ve kimyasal gübre kullanımı, enerji üretimi, radyoaktif atıklar ve kentsel gelişim yer almaktadır. Su kullanımı sıklıkla kirlenmeye neden olur. Evsel ve tarımsal faaliyetlerin yanı sıra endüstriyel süreçler de suyu kirleten toksik maddeleri çevreye salmaktadır. Bu nedenle su kaynaklarının korunmasına yönelik sürekli dikkat ve çaba gerekmektedir (Khalaf, 2016; Rathoure ve Dhatwalia, 2016; Morin-Crini ve Crini, 2017).

1.1.1. Atıksu arıtım prosesleri

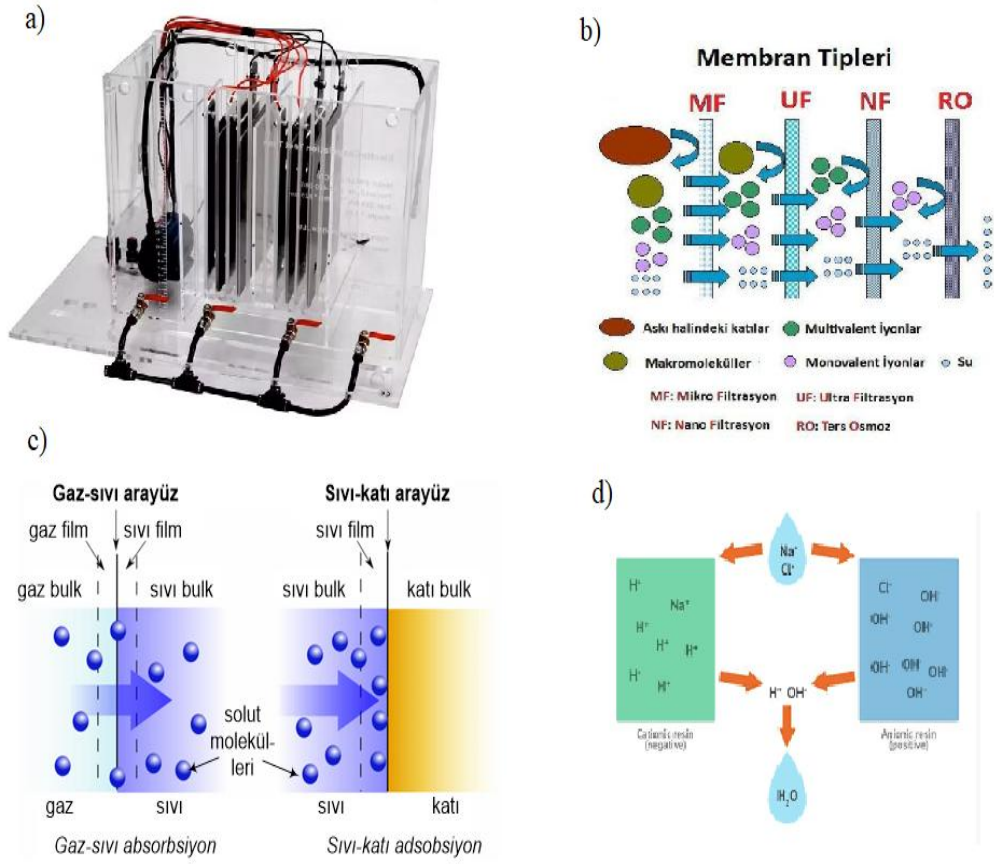
Su kirliliği oluştuğunda hedeflenen dekontaminasyon seviyelerine ulaşmak için en uygun arıtma yöntemi seçilmeli ve suyun temizlenmesi gerekmektedir. Arıtma süreci, genellikle fiziksel ve mekanik yöntemlerle gerçekleştirilen ön arıtma aşamasından başlayıp, fiziko-kimyasal ve kimyasal işlemlerle yapılan birincil arıtma aşamasına geçer. İkincil arıtma daha sonra kimyasal ve biyolojik yöntemler kullanılarak gerçekleştirilir. Bu aşamayı takiben fiziksel ve kimyasal işlemlerle üçüncül arıtma uygulanır. Son olarak çamur, arıtma sürecinin bir parçası olarak ele alınır; bu kontrollü bir şekilde bertaraf edilebilir, geri dönüştürülebilir veya yakılabilir. İlk iki aşama genellikle tedavi öncesi veya başlatıcı adımlar olarak birlikte değerlendirilir (Anjaneyulu ve ark., 2005).

Su arıtımında, ön arıtma ilk olarak katı parçacıkların ve tüm askıda kalan maddelerin atık sudan uzaklaştırılmasını (yüzen) içerir. Bu işlem fiziksel veya mekanik yollarla yapılabilir (Şekil 1.1) ve ikincil saflaştırma aşamasından önce yapılması gereken bir adımdır. Çünkü askıda katı maddeler (SS), kolloidler, yağlar vb. gibi partikül kontaminasyonu sonraki arıtma proseslerinin etkinliğini azaltabilir veya dekontaminasyon prosesine zarar verebilir. Ek olarak, siyanürü ortadan kaldırmak için oksidasyon ve krom (VI) indirgeme, pH ayarlamaları ve yüksek organik yüklerin önceden uzaklaştırılması gibi birincil kimyasal işlemler de gerekli olabilir. Örneğin kağıt fabrikalarından çıkan atık su, lifler, dolgu maddeleri ve diğer katı parçacıklar gibi büyük miktarda askıda katı madde (SS) içerir (Pokhrel ve Viraraghavan, 2004; Anjaneyulu ve ark., 2005; Sharma, 2015). Ayrıca tekstil fabrikalarından çıkan atık sular genellikle alkalidir ve pH'ları oldukça değişken olmasına rağmen yüksek organik yükler içerir. Bu nedenle bu atık suyun ikincil arıtmadan önce ön arıtmaya tabi tutulması gerekmektedir. Ancak çoğu durumda bu süreçler mevzuatın gerekliliklerini karşılamada tek başına yeterli olmamaktadır.

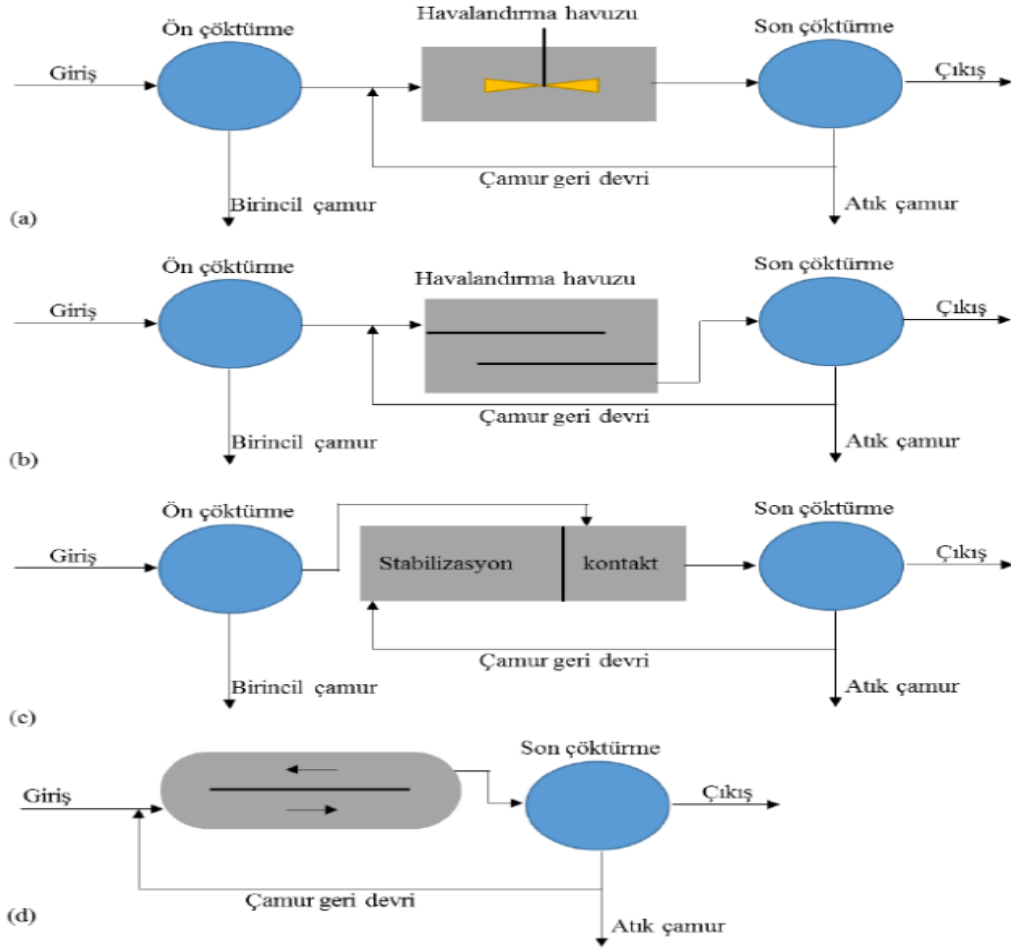


Şekil 1.1. Fiziksel arıtma uygulamaları (Kınık ve Aykaç, 2021).

Atık su çevreye deşarj edilmeden veya yeniden kullanılmadan önce kimyasal kirleticileri tamamen ortadan kaldırmak için, mevcut en uygun kimyasal (Şekil 1.2) veya biyolojik yöntemler (Şekil 1.3) kullanılarak ikincil arıtmaya tabi tutulmalıdır. Bazı durumlarda, ikincil arıtma işlemi sırasında kalan kirletici maddeler veya organik maddenin mineralizasyonu sonucu oluşan tuzlar gibi yan ürünlerin uzaklaştırılması için üçüncül arıtma gerekli olabilir. Avrupa'da üçüncül arıtma yaygın değildir, ancak bu süreç gelecekte yeni çevre düzenlemeleriyle gerekli hale gelebilir. Günümüzde endüstriyel tesislerde yaygın olarak kullanılan üçüncül arıtma yöntemleri arasında aktif karbon ile adsorpsiyon, iyon değişimi, membran filtrasyonu (ultrafiltrasyon, ters ozmoz), ileri oksidasyon ve yapay sulak alanlar (CW) yer almaktadır. Yapay sulak alanlar, özellikle evsel atıksu arıtımında ve belediye kanalizasyonlarında yaygın olarak kullanılsa da çeşitli konfigürasyonları sayesinde deri endüstrisi atıkları veya kağıt üretimi sonrası oluşan su gibi endüstriyel atıksuların arıtımında da etkin bir şekilde uygulanmaktadır (Yüksekdağ ve ark., 2020).



Şekil 1.2. Kimyasal arıtma uygulamaları a) elektrokimyasal prosesler, b) membran prosesler, c) adsorpsiyon prosesi, d) iyon değişirme prosesi



Şekil 1.3. Biyolojik atıksu arıtma uygulamaları: a) klasik AÇ, b) piston akımlı AÇ, c) kontakt stabilizasyon, d) uzun havalandırmalı AÇ

Küçük ölçekli arıtma tesislerine yönelik atıksu arıtımına yönelik modern çözümler, blok modüler tip sistemlere dayalı olarak inşa edilmektedir. Bu arıtma sistemleri metal/plastik/betondan oluşmaktadır. Bu tür arıtma yapıları, küçük kasabalar veya bireysel tesisler/tek kurumlar, kolejler, okul, merkezler vb. gibi düşük gereksinimli yerler için uygundur. Bu tür teknolojiler, "bölünmüş" mod arıtmadaki tesisler için koşullar geliştirir. Atık su arıtma tesislerine düzensiz bir şekilde gelir, tesiste bulunan besleme malzemesi organik kütlenin korunmasına ve tesiste biyolojik prosesin çok hızlı başlatılmasına olanak sağlar. Bu reaktörlerin/tankların tasarımı spesifik; böylece su bir tanktan diğerine geçebilir (Pachwarya ve ark., 2021). Su, atık su arıtmanın birçok biyolojik proses döngüsünden geçebilir. Daha büyük seviyeli arıtmalar için geçerli olan bazı yaygın atık su arıtma çözümleri 3 aşamaya ayrılır: Birincil arıtma prosesi sedimantasyon, pıhtılaşma, flokülasyon, dengeleme, nötrleştirme. İkincil arıtma süreci - çamur arıtma ve bertaraf anaerobik çürütme, oksidasyon

havuzu. oksidasyon hendeği. aktif çamur prosesi. Damlama Filtreleri. Havalandırılmalı Lagünler. Üçüncül arıtma prosesi - ters ozmoz, fosfatın uzaklaştırılması ve amonyağın nitrojeninin uzaklaştırılması, elektrolitik geri kazanım, adsorpsiyon, iyon değişimi, buharlaştırma vb. (Yıldız ve ark., 2013).

1.1.2. Atıksu Arıtım Teknolojileri

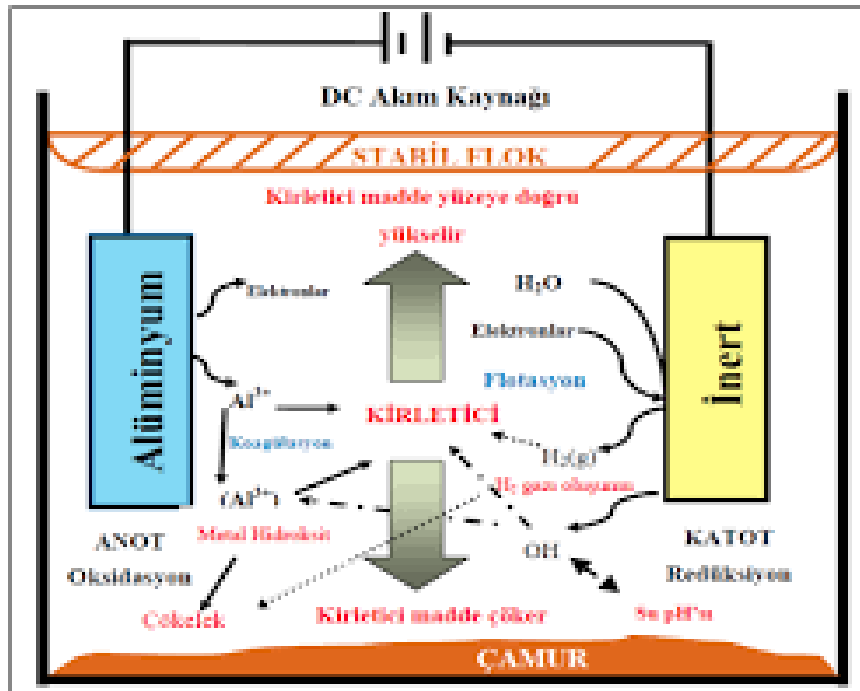
Geleneksel atıksu arıtımında katı maddeleri atık sudan uzaklaştırmak için fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin bir kombinasyonu kullanılır. Bu işlemler kolloidler, organik bileşikler, besinler ve çözünebilir kirleticiler gibi birçok farklı türde kirleticinin uzaklaştırılması için uygulanır. Geleneksel yöntemler, hem halihazırda kullanılan kurtarma işlemleri hem de yeni geliştirilen temizleme teknikleri dahil olmak üzere çeşitli tekniklerin kullanılmasını içerir (Lofrano ve Brown, 2009).

Kullanılacak yöntem atıksuyun özelliklerine göre belirlenmektedir (Anjaneyulu ve ark., 2005; Crini, 2005; Cox ve ark., 2007). Her arıtma yöntemi sadece maliyet açısından değil, aynı zamanda verimlilik, fizibilite, uygulanabilirlik, güvenilirlik, çevresel etkiler, çamur üretimi, işletme zorlukları, ön arıtma gereklilikleri ve potansiyel olarak toksik yan ürünlerin ortaya çıkması gibi farklı faktörler de dikkate alınarak değerlendirilmelidir. Ancak günümüzde mevcut olan çeşitli atıksu arıtma yöntemlerinin çoğu, teknolojik ve ekonomik açıdan uygulanabilir olmaları nedeniyle endüstriyel sektörde yaygın olarak kullanılmaktadır. Kirleticilerin atık sudan uzaklaştırılması genellikle fizikokimyasal ve/veya biyolojik işlemlerle sağlanırken, araştırmalar daha düşük maliyetli ve etkili sistem kombinasyonları veya yeni alternatif yöntemler geliştirmeye odaklanmaktadır.

1.1.3. Elektrokimyasal koagülasyon

Elektrokimyasal koagülasyon kolay ve etkili bir yöntemdir. Kirleticilerin uzaklaştırılması için yük nötralizasyonunu sağlayan, stabilizasyon maddelerinin elektrokimyasal üretimidir ve atık su arıtımında kullanılmaktadır (Şekil 1.4). Elektrot olarak genellikle alüminyum veya demir plakalar kullanılır. Bu elektrotlardan elektrokimyasal olarak üretilen metalik iyonlar, arıtılacak su veya atık su içinde bulunan ince dağılmış parçacıkların stabilitesini bozabilen bir dizi aktif ara madde üretmek üzere anotun yakınında hidrolize edilebilir. Kararsızlaştırılmış parçacıklar daha sonra kümeler oluşturacak şekilde bir araya

gelir (Chen ve ark., 2002). Elektrokimyasal pıhtılaşma, kolloidlerin, askıdaki katıların ve diğer bileşiklerin uzaklaştırılmasıyla karakterize edilir (Oumar ve ark., 2016). Atık suların arıtılmasında umut verici yöntemlerden biri EK prosesidir. EK, boya içeren suların, yağ atıklarının, gıda maddesi atıklarının, depolama sızıntılarından kaynaklanan organik maddelerin, kimyasal ve mekanik cilalama atıklarının, sentetik deterjan atıklarının ve maden atıklarının arıtılması için uygulanır. Elektrokoagülasyon mekanizması üç adımdan oluşur: (a) kurban elektrotun elektrolitik oksidasyonu yoluyla pıhtılaştırıcıların oluşturulması; (b) kirletici maddelerin stabilizasyonu, partikül süspansiyonu ve emülsiyonların kırılması ve (c) floklar oluşturmak için stabil olmayan fazların toplanması (Saravanan ve ark., 2010). Şimdiye kadar, bu yöntemin etkinliğinin canlı kullanılarak doğrulanmasıyla ilgili çalışmalar yapılmıştır. Deneuvy (1987), amonyak ile depolama sahası sızıntı suyunun daphnidlere, mikro algere ve Microtox bakterilerine karşı toksisitesi arasında az çok iyi bir korelasyon belirlemişlerdir. Serdar ve ark. (2018) *Gammarus pulex*'te antioksidan biyobelirteçleri kullanarak, depolama sahası sızıntı suyunun (LL) arıtılmasında elektrokoagülasyon işleminin etkili olup olmadığını araştırmışlar ve *G. pulex*'in Malonaldehide (MDA) ve Glutathione (GSH) düzeyleri, elektrokoagülasyon işleminin sızıntı suyu arıtma etkinliğini doğruladığını rapor etmişlerdir.



Şekil 1.4. Elektroflotasyon prosesinin mekanizması ve şematik görünüşü (Atasoy, 2024).

1.2. *Viviparus contectus*

Viviparus contectus (nehir salyangozu), Gastropoda sınıfının Viviparidae familyası içinde yer alan, yarı saydam ve koyu yeşil renkte üzerinde kahverengi spiral bantlar bulunduran kabuk yapısına sahip olan tatlı su salyangozu türüdür (Şekil 1.5). *V. contectus*, canlı Gastropodların ortak bir grubudur ve birçok ülkede yaygındır. Lu ve ark. (2014), Viviparidae'nin dünya çapında yaygın olarak dağıldığını (Avrupa, Avustralya, Amerika, Afrika, Asya ve Kuzey'in bazı bölgelerinde), ancak birçok Viviparidae türü olduğunu ve taksonomik kayıtlarda önemli boşluklar olduğunu bildirmiştir. 0 ile 20 m derinlikler arasında dağılım gösterirler ve solungaç solunumu yaparlar. Üreme ilkbahar mevsiminde kıyısız alanda gerçekleşir ve erkek bireyler dişi bireylerden küçüktür (Kutluyer Kocabaş ve Kocabaş, 2022). *V. contectus* havuzlarda, göllerde, akarsularda, bataklıklarda ve diğer su kütlelerinde bulunur, detritusla ve suyu filtre ederek beslenir (Chiu ve ark., 2002). Özellikle Gastropodlar, her yerde bulunmaları, fizyolojileri, yaşam tarzları ve su kalitesine toleransları nedeniyle biyo-izleme çalışmalarında kullanılmıştır (Chukaeva ve Petrov, 2022). Bu nedenlerden dolayı, bu çalışmada *V. contectus* kapalı bir evsel çöp sahası sızıntı suyunun tahliyesinde bir arıtma yöntemi olarak elektrokoagülasyon prosesinin etkinliğinin belirlenmesi için seçilmiştir.



Şekil 1.5. *Viviparus contectus* (Orijinal)

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Su Örneklerinin Alınması ve Analizler

Su örnekleri, Çapakçur Çayı'nın (Bingöl, Türkiye) belirlenen istasyonlardan steril şişelerle gölün uygun derinlikteki yerlerinden alınarak soğuk zincirle laboratuvara getirilmiştir. Fiziksel ve kimyasal analizler gerçekleştirilmiştir (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Suyun fiziksel ve kimyasal analizleri

2.1.1. Fiziksel analizler

Sızıntı suyu karakteristiğine etki eden pH, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde (TDS) parametreleri Thermo Scientific Orion Versa Star pH/ISE/Conductivity/DO/RDO/Temperature Benchtop multiparametre cihazı ile aletsel ölçülmüştür.

Katı madde tayinleri

Toplam katı madde tayini, darası alınmış porselen kroze bir kapta belirli bir hacimde alınan numune 103°C'de etüvde buharlaştırılmıştır. Müteakiben porselen kroze etüvden alınmış, desikatörde soğutulup tartılmıştır. Yapılan iki tartım farkı toplam katı madde miktarını verir. Uçucu askıda katı madde (UAKM) tayini ise mevcut organik madde miktarının tespit edilebilmesi amacıyla askıda katı madde tayini yapılmış filtre kalıntısının 550°C'de yakma işlemi esnasında ağırlık kaybı ile tespit edilmiştir.

Bulanıklık tayini

Aqualytic marka AL250T-IR model türbidimetre alınan örneklerin bulanıklık analizinde kullanılmıştır. 0, 20, 200, 800 NTU bulanıklık değerlerine sahip kalibrasyon çözeltileri ile cihaz 4 noktalı olarak kalibre edilmiştir. Analizler, örneklerden cihazdaki numune şişesine 10 mL konularak gerçekleştirilmiştir. Değerler NTU olarak ifade edilmiştir.

Renk tayini

Yapılacak bu araştırmada renk tayini, renklilik sayısı (RES) metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. 25,4 mm kalınlığında cam malzemeden üretilmiş UV küvetine konularak Shimadzu marka UV 1800 UV-VIS spektrofotometrede 436 nm, 525 nm ve 620 nm dalga boylarında deiyonize suya karşı absorpsanları belirlenmiştir. Elde edilen absorpsan değerlerinden renklilik sayısı m^{-1} olarak ifade edilmiştir.

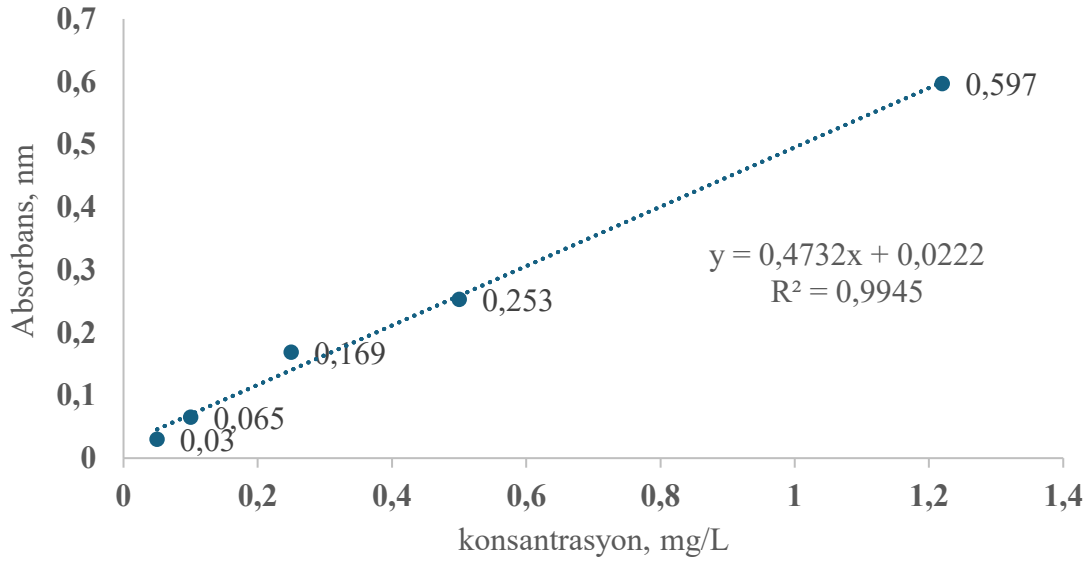
2.1.2. Kimyasal Analizler

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) Deneyi

KOİ deneyinde standart olarak, SM 5220.D Kapalı Reflux Kolorimetrik yöntem uygulanmıştır. Bu yöntem, ısıtma bloklu KOİ tespiti ile KOİ değeri 0-2000 mg-O₂/L arasında değişen konsantrasyonlar için kimyasal oksijen ihtiyacının belirlenmesini sağlar. Okside olmuş standartların renklerini ölçerek (renk, artan KOİ değerlerine göre portakaldan yeşile değişecek biçimde) konsantrasyonu bilinmeyen örnekler için kullanılabilen bir kalibrasyon eğrisi hazırlanmıştır. Deneyde kullanılan KOİ parçalama tüpleri 16 mm x100 mm boyutundadır. KOİ tüpleri ve kapakları kirliliği önlemek amacıyla önceden %20'lik H₂SO₄ çözeltisiyle yıkanmıştır. Parçalama tüplerine 3,5 mL sülfürik asit reaktifi eklenip çalkalanmıştır. Ardından 1,5 mL K₂Cr₂O₇ çözeltisinden eklenmiştir. Karıştırıldıktan sonra 2,5 mL numune veya 2,5 mL'ye seyreltilmiş numune eklenip karıştırılmıştır. Tüpler 150°C'deki ısıtıcı blokta yerleştirilmiştir. Karışımın reaksiyona girebilmesi için 2 saat beklenmiştir. 2 saatlik bir reaksiyon sonunda ısıtıcıdan çıkarılan örnekler, oda sıcaklığına gelene kadar soğumaya bırakılmıştır. 600 nm'de absorbans değerleri okunup ve konsantrasyon hesaplamaları yapılmıştır.

Amonyak azotu (NH₃-N) tayini

Amonyak Azotu (NH₃-N) Tayini standart metot 4500-F Fenat metodu kullanılarak yapılmıştır. Fenat metodu, amonyak konsantrasyonun 0.02–2.0 mg-(NH₃-N)/L aralığında çok düşük konsantrasyonlarda uygulanabilen, spektrofotometrik bir yöntemdir. Deneysel çalışmada 50 mL'lik bir erlenmayere 25 mL atıksu numunesi konulduktan sonra 1 mL sıvı fenol (≥%89) çözeltisi, 1 mL sodyum nitroprussidin çözeltisi ve 2,5 mL parçalama reaktifi eklenerek karıştırılmıştır. Numunede renk oluşumu için oda sıcaklığında (22-27°C) ve yoğun ışık altında 1 saat bekletilmiştir. Kalibrasyon eğrisinin oluşturulmasında standart çözeltiler hazırlanmıştır. Bunun için stok amonyum çözeltisinden 0,05, 0,1, 0,25, 0,5 ve 1,22 mg/L'lik çözeltiler hazırlanmıştır. Bu işlemlerin akabinde numune ve standart çözeltilerin 640 nm'deki absorbans ve konsantrasyon değerlerinden oluşturulacak kalibrasyon eğrisinden elde edilen denklem vasıtasıyla numunenin konsantrasyonu tespit edilmiştir. Şekil 2.2'de amonyak analizi için standart eğri grafiği verilmiştir.



Şekil 2.2. Amonyak analizi kalibrasyon eğrisi

2.1.3. Biyolojik analizler

BOİ tayini

Tez çalışması kapsamında BOİ₅ tayini Orbeco marka Oxi 700 model cihaz ile aletsel olarak ölçülmüştür.

2.2. Örnek Toplama ve Deney Protokolü

Çalışmada kullanılacak *V. contectus* Demirköprü Baraj Gölü'nden 3 farklı istasyondan Temmuz-Ağustos ayları arasında 1 m su derinliğine kadar olan kum ve milli bölgelerden elle, metal çerçeveli kepçeler ve kürekler ile dip taranması için tırmık kullanılarak toplanmıştır (Şekil 2.3) ve denemeler için canlı olarak muhafaza edilerek laboratuvara transfer edilmiştir.

Laboratuvar ortamında 21°C'de ve 12:12 aydınlık:karanlık döngüsünde, havalandırılmalı 20 L'lik akvaryumlarda stoklanmış ve 15 gün boyunca balık yemiyle beslenmiştir (Şekil 2.4). Çalışma için benzer, yetişkin, sağlıklı ve aktif organizmalar seçilmiştir.

Üç deney grubu oluşturulmuştur: kontrol grubu (K, Çapakçur Çayı'ndan alınan su); G1, elektrokoagülasyon yoluyla arıtılmış sızıntı suyuna *V. contectus*'un maruz bırakılması; ve G2 *V. contectus*'un sızıntı suyuna maruz bırakıldıktan sonra elektrokoagülasyon prosesinin uygulaması (Şekil 2.5). Her uygulama 3 tekrardan oluşmaktadır. Akut test (96 saat) için

deneysel koşullarda statik testler kullanılmıştır. Deneyler sırasında organizmalar beslenmemiştir. Deneme ortamlarında ölü bireylerin olup olmadığı 24 saatte bir kontrol edilmiştir.



şekil 2.3. Demirköprü Baraj Gölü'nden *Viviparus contectus* örneklemesi.



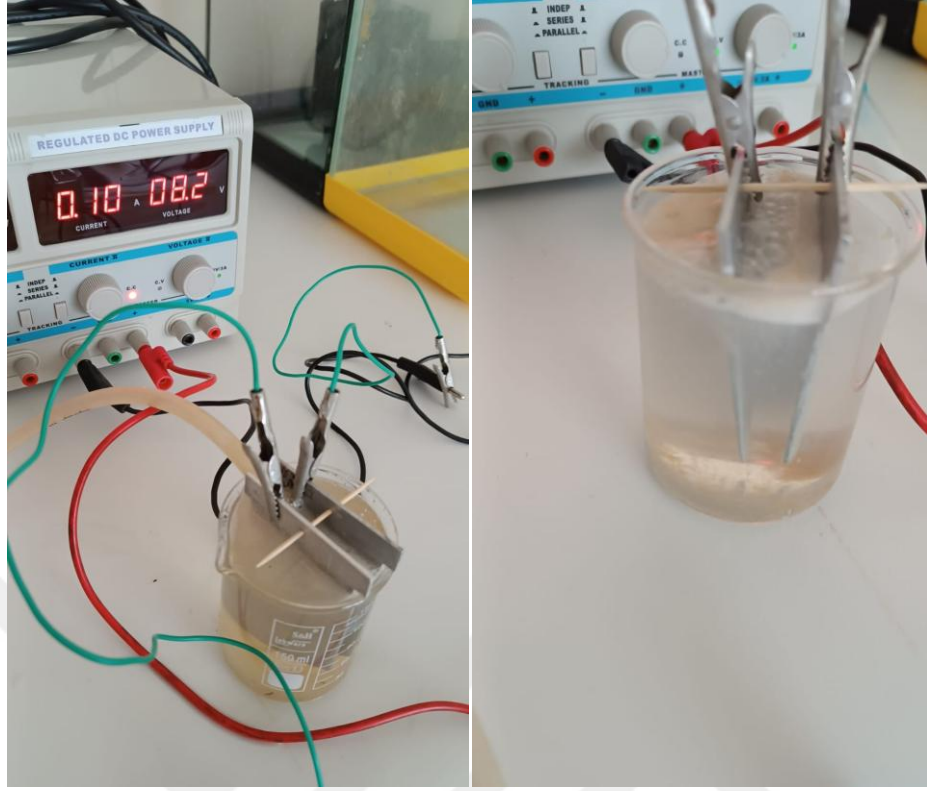
şekil 2.4. *Viviparus contectus*'un deneme ortamına adaptasyonu.



Şekil 2.5. Deneme ortamlarının hazırlanması.

2.3. Elektrokoagülasyon Deneyleri

Bu çalışmada kesikli monopolar EK reaktörünün tasarımı kullanılmıştır. Elektrolitik hücre pleksiglas malzemedan ve 1 L hacimli olarak yapılmıştır (Şekil 2.6). Elektrot setleri (anot ve katot), 5 cm (genişlik) x 6 cm (uzunluk) x 2 mm (derinlik) boyutlarında, 30 cm² yüzey alanına sahip demir plakalardan oluşmaktadır. Toplu elektrokimyasal hücre, tamamı ayrı ayrı DC güç kaynağına (AA Tech ADC-3303D, 0–3 A, 0–60 V) bağlanan demir elektrotlardan oluşmaktadır. Manyetik karıştırıcı ile yapılan tüm deneylerde 500 mL'lik sızıntı suyu çalışma hacmi kullanılmıştır. Manyetik karıştırıcı hücrenin üzerine yerleştirilmiştir ve sabit 200 rpm'ye ayarlanmıştır.



Şekil 2.6. Elektrokoagülasyon deneyleri.

Deneyler oda sıcaklığında (25 ± 2 °C) ve herhangi bir elektrolit ilavesi yapılmadan gerçekleştirilmiştir. Operasyon süresi 120 dk olarak seçilmiştir. Sızıntı suyunun elektrokoagülasyon işlemlerinin performansı, gerçekleştirilen 17 mA/m² akım yoğunluğu için iyileştirilmiştir (Şekil 2.7).



Şekil 2.7. Elektrokoagülasyon işlemlerinin gerçekleştirilmesi.

2.4. İşletme Maliyeti

KOI giderimi (%) ve bulanıklık giderimi (%) (1) denklemi kullanılarak tedavi performansını değerlendirmek için hesaplanmıştır.

$$\% giderim = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

Farklı işletme parametreleri için birim hacim başına enerji kullanımı (kWh/m³), aşağıdaki denklem (2) kullanılarak hesaplanmıştır (Das ve Nandi, 2019):

$$Enerji tüketimi = \frac{U \cdot I \cdot t_{EC}}{V} \quad (2)$$

Burada U hücrenin voltajı (volt), I uygulanan akım (A), t bir saatteki toplam EC işlem süresi ve V besleme hacmi (m³)'tür.

Çeşitli işletme parametreleri için birim hacim başına enerji kullanımı (kWh/m³) aşağıdaki denklem kullanılarak belirlenmiştir. Enerji ve elektrot tüketimleri (özellikle EC işlemi için) sırasıyla denklem (3) ve (4) kullanılarak hesaplandı (Koby ve ark., 2016):

$$C_{enerji} = \frac{U \cdot I \cdot t_{EC}}{V} \quad (3)$$

Burada, Cenerji enerji tüketimini (kWh/m³), U hücre voltajını (V), i uygulanan akımı (A), t_{EC} çalışma süresini (h) ve v atıksu hacmini (m³) ifade etmektedir.

$$C_{elektrod} = \frac{i \cdot t_{EC} \cdot M_w}{z \cdot F \cdot V} \quad (4)$$

Celektrod elektrot tüketim oranını (kg/m³), M_w alüminyumun moleküler kütlesini (26,98 g/mol), z transfer edilen elektron sayısını (z_{Al} = 3) ve F Faraday sabitini (96.487 C/mol) temsil eder.

Bu durumda, EC hesaplamasının işletme maliyeti (OC), denklem (5) ile ifade edilir (Akter ve Islam, 2022, Koby ve ark., 2016).

$$OC = aC_{energy} + bC_{electrode} \quad (5)$$

Burada C_{energy} birim hacim başına enerji tüketimini (kWh/m^3) ve $C_{\text{electrode}}$ birim hacim başına elektrot tüketim miktarını (kg/m^3) ifade etmektedir, enerji (a) ve elektrot malzemesi (b) birim maliyetleri aşağıdaki gibi belirtilmektedir: aaa elektrik enerjisinin kWh başına dolar cinsinden maliyeti (\$/kWh) ve bbb alüminyum elektrot malzemesinin kg başına dolar cinsinden maliyetidir (\$/kg). Mayıs 2024'teki Türkiye piyasa fiyatlarına göre, elektrik enerjisinin birim maliyeti (a) kWh başına 0,114 \$ ve alüminyum elektrot malzemesinin birim maliyeti (b) kg başına 2.176 Amerikan dolarıdır.

2.6. Özgül elektrik enerjisi tüketiminin hesaplanması

Çeşitli işletme parametrelerine göre özgül elektrik enerjisi tüketimi olarak enerji tüketimi, aşağıdaki denklemler kullanılarak belirlenmiştir (Das ve Nandi, 2019):

$$\Delta M_{\text{theoretical}} = \frac{M \cdot I \cdot t_{EC}}{n \cdot F} \quad (6)$$

$$\varphi = \frac{\Delta M_{\text{experimental}}}{\Delta M_{\text{theoretical}}} 100 \quad (7)$$

$$SEEC = \frac{n \cdot F \cdot U}{3600 \cdot M \cdot \varphi} \quad (8)$$

Burada, Φ akım verimliliği, n elektro-çözünme anot reaksiyonundaki elektron mol sayısı, U hücre voltajı (volt), tEC EC'nin toplam işlem süresi (h), F Faraday sabiti ($F=96,487 \text{ C/mol}$), I elektrot plakalarının ötesinde uygulanan potansiyel (A) ve M alüminyumun moleküler ağırlığıdır (g/mol). 1347 mg/l COD konsantrasyonuna sahip bir çözelti için optimum akım yoğunluğu 12 mA/cm^2 idi.

2.7. Kinetik Analizler

2.7.1. Yalancı birinci mertbe kinetiği

Bu kinetik türü, hızlı gerçekleşen katı/sıvı sistemlerin adsorpsiyonu için Lagergren tarafından formüle edilmiş ve eşitlik 1'de ifade edilmiştir.

$$\ln C = \ln C_0 - k_1 t \quad (1)$$

C_0 : Başlangıç KOİ konsantrasyonu (mg/L),

C: t anındaki KOİ konsantrasyonu (mg/L),

k₁: Hız sabiti değeri (1/dk),

t: Zaman (dk).

ln (C-C₀)'a karşı t grafiği çizildiğinde negatif eğimli bir doğruyu verecektir. Eğimden k₁ bulunabilir (Karakuş, 2011; Tongur, 2020).

2.7.2. Yalancı ikinci mertebe kinetiği

Ho ve McKay tarafından geliştirilen bu model, adsorbanın adsorplama kapasitesinin zamanla değişimini ifade etmektedir. Bu model eşitlik 2 ile gösterilmiştir.

$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + k_2 t \quad (2)$$

Eşitlik 2'de;

k₂: (g/mg.dk) olarak yalancı ikinci mertebe hız sabiti,

t'ye karşı 1/C_t değerleri grafik edilirse doğrunun ordinatı kestiği noktadan k₂ değeri belirlenir (Sarpaşar, 2019)

2.8. Veri Analizi

Veriler SPSS 14 yazılımı kullanılarak analiz edilecektir. Her uygulama grubundaki (K, G1, G2) aynı saatlerde (p < 0,05) istatistiksel farklılıkları değerlendirmek için tek yönlü varyans analizi (ANOVA), gruplar arası farklılıkların belirlenmesinde Duncan testi uygulanmıştır. Aynı uygulama gruplarında maruz kalma süreleri (24 ve 96 saat) arasındaki farkları karşılaştırmak için two-paired bağımsız T testi kullanılmıştır (*p < 0,05).

3. BULGULAR

3.1. Suyun Fiziko-Kimyasal Karakteristik Özellikleri

Çapakçur Çayı'ndan elde edilen sonuçlar Tablo 3.1'de sunulmuştur.

Tablo 3.1. Çapakçur Çayı fiziko-kimyasal karakteristik özellikleri.

Parametre	Değer	Birim
BOİ ₅	25	mg/L
KOİ	204,5	mg/L
NH ₃ -N	0,155	mg/L
Bulanıklık	7	NTU
pH	8,12	
TDS	465	mg/L
İletkenlik	936	µs/cm
TKM	840	mg/L
AKM	20,1	mg/L

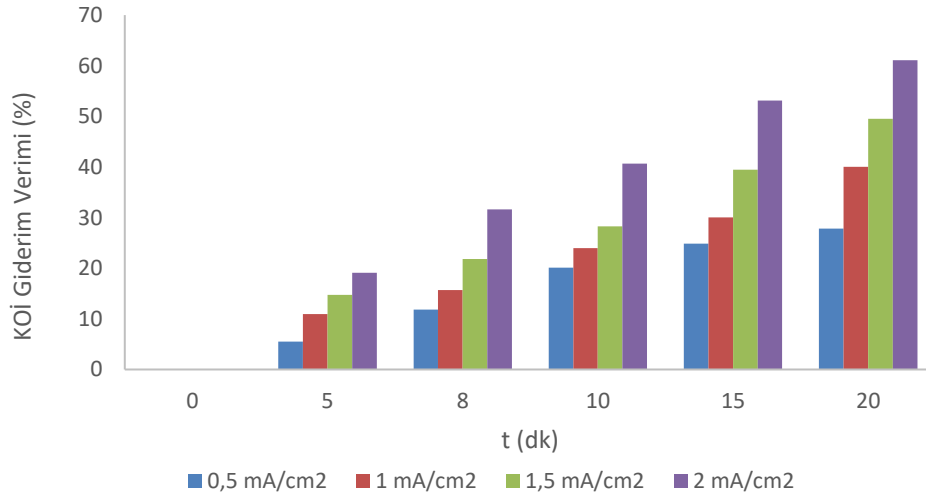
3.2. Biyolojik Ön Arıtma Performansının Değerlendirilmesi

Biyolojik ön işlem sırasında, farklı pH değerleri (5, 7, 8,3 ve 9) ayarlaması yapılmıştır ve 96 saatlik deneme sonunda pH 5, pH 7 ve pH 8,3 değerlerinde KOİ giderim verimleri sırasıyla %16,54 ve %10,17, %8,22 ve %13,3 ve %18,1 ve %27,6 olarak bulunmuştur. pH 9 değerinde ise KOİ değeri artmıştır.

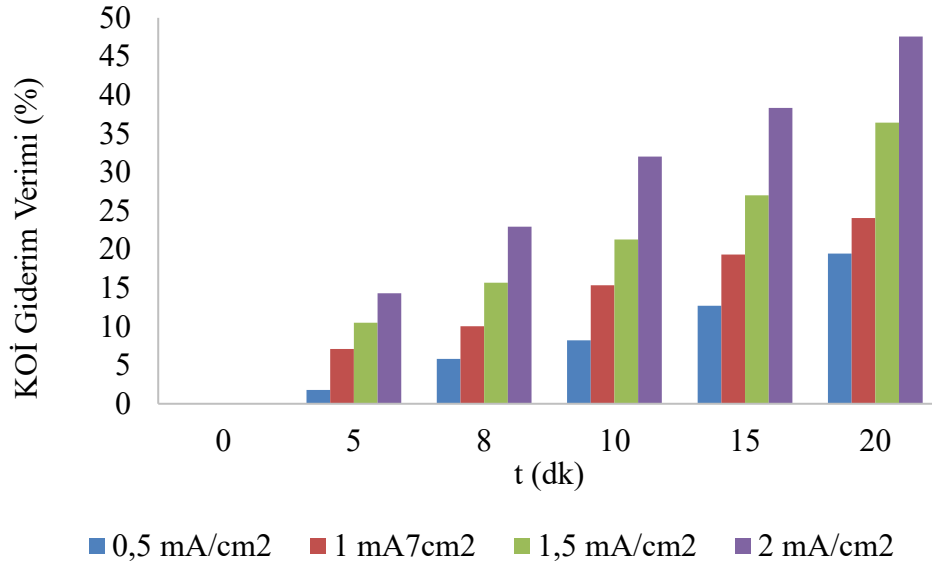
3.3. Elektrokoagülasyon prosesi ile KOİ Giderimi

3.3.1. Akım yoğunluğunun etkisi

EK işlemi sırasında *V. contectus* ile biyolojik ön işlemten sonra ve Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerindeki KOİ gideriminin izlenmesinin sonuçları deneysel koşullar altında dört farklı akım yoğunluğunda ($0,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 1 mA cm^{-2} , $1,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 2 mA cm^{-2}) incelenmiş ve karşılaştırılmıştır (Şekil 3.1 ve 3.2). *V. contectus* ile ilgili deneylerde, akım yoğunluğunun $0,5$ 'den 2 mA/cm^2 'ye çıkarılması KOİ giderimini %27,81'dan %61,10'a ulaşmasını sağlamıştır. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde akım yoğunluğunun $0,5$ 'den 2 mA/cm^2 'ye çıkarılması KOİ giderimini %19,46'dan %47,57'a ulaşmasını sağlamıştır.



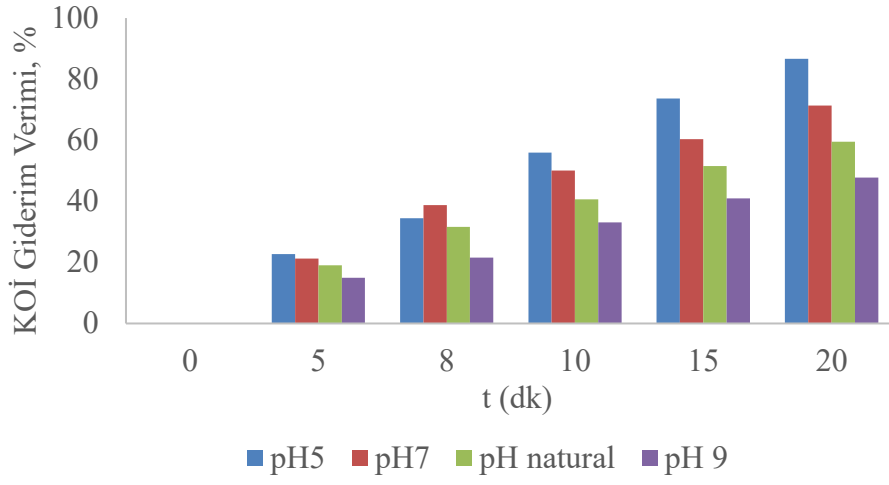
Şekil 3.1. *Viviparus contectus* ile biyolojik ön işlemten sonra KOİ giderim verimliliği üzerine akım yoğunluğu ($0,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 1 mA cm^{-2} , $1,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 2 mA cm^{-2}) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.



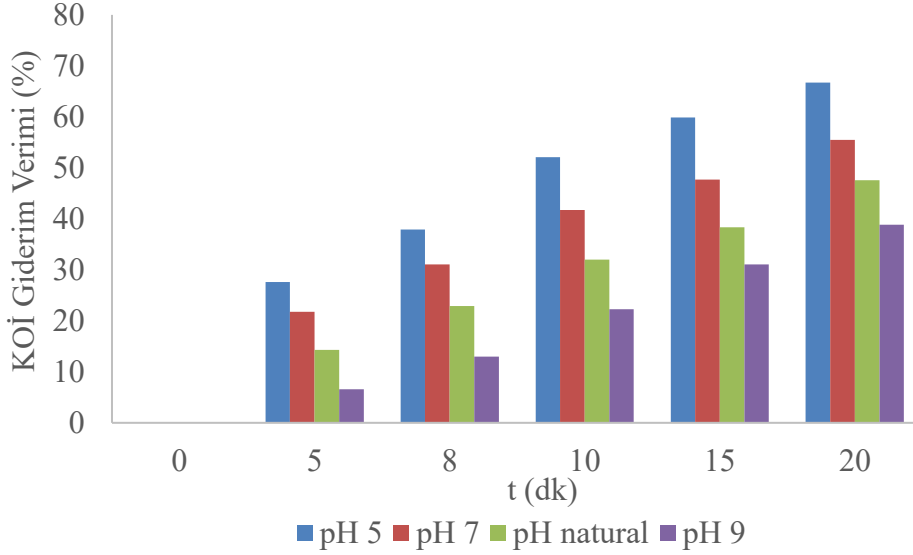
Şekil 3.2. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde KOİ giderim verimliliği üzerine akım yoğunluğu ($0,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 1 mA cm^{-2} , $1,5 \text{ mA cm}^{-2}$, 2 mA cm^{-2}) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.

3.3.2. Başlangıç pH'nın etkisi

pH'nın işlem verimliliği üzerindeki etkisi, diğer parametreler sabit tutulurken başlangıç pH'ını 5, 7, 8,3 ve 9'a değiştirilerek araştırılmıştır Şekil 3.3 ve 3.4, EK işlemi sırasında *V. contectus* ile biyolojik ön işlemde sonra ve Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde pH 5, 7, 8,3 ve 9'a KOİ konsantrasyonlarındaki değişimi göstermektedir. Sonuçlar, pH 5'in KOİ ve bulanıklık giderimleri için en iyi koşullar olarak seçildiğini, KOİ giderim verimliliklerinin *V. contectus* için %86,7 ve %80,95 ve Çapakçur Çayı'ndan alınan su örnekleri için %66,74 olduğunu göstermiştir. Asidik çözeltilerde (pH 5) genel pH'ta bir artış gözlemlenmiştir.



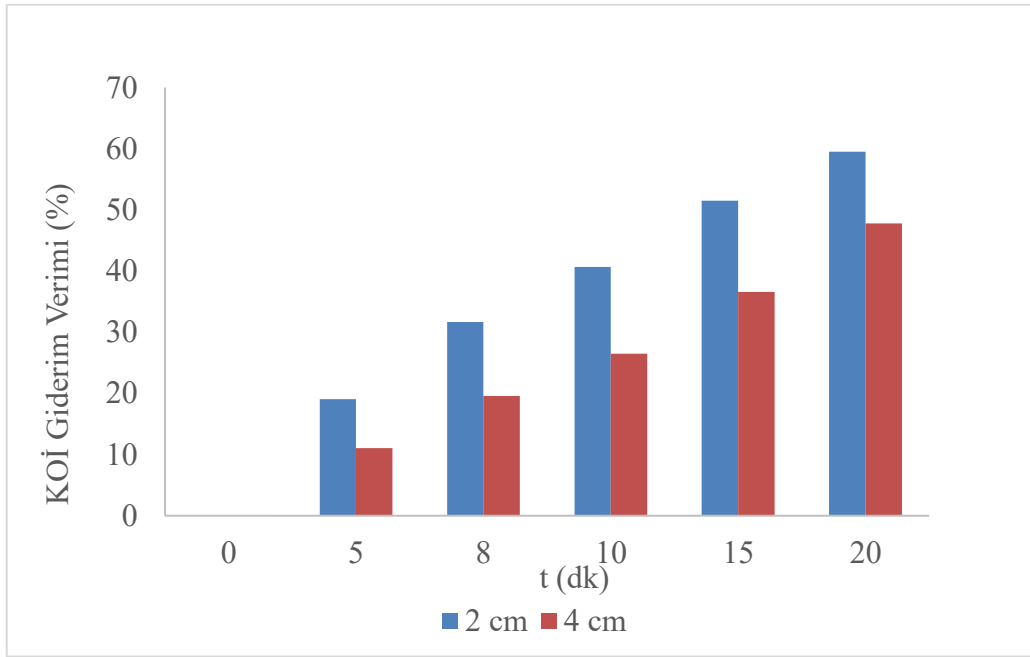
Şekil 3.3. Başlangıç pH'ının (5, 7, 8,3 ve 9) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dakika) KOİ giderim verimliliğinin için *Viviparus contectus* ile biyolojik ön işlemden sonraki etkisi



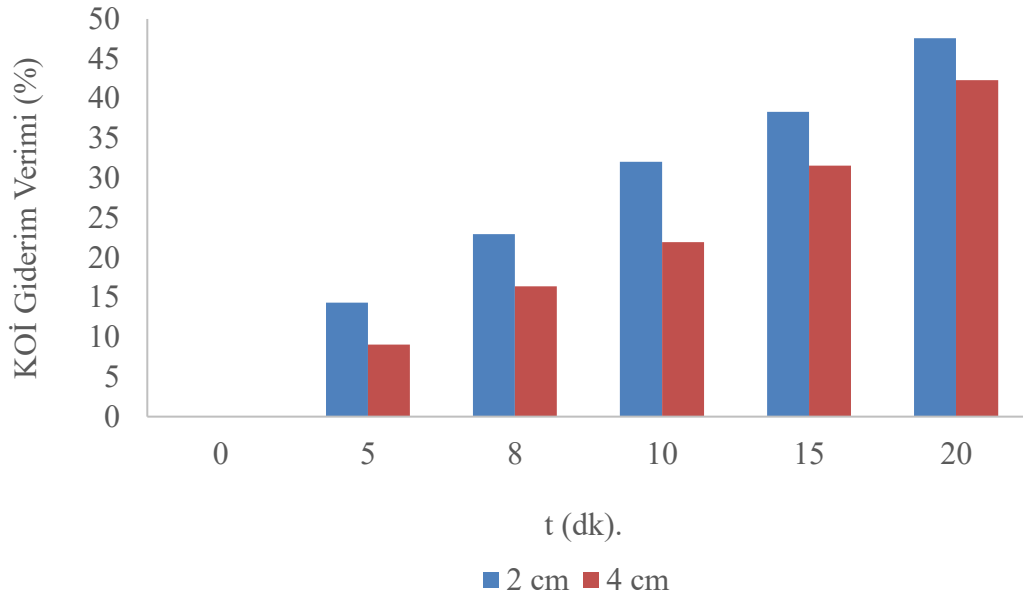
Şekil 3.4. Başlangıç pH'ının (5, 7, 8,3 ve 9) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dakika) KOİ giderimi için Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerindeki etkisi

3.3.3. Elektrot mesafesinin etkisi

EK işlemi sırasında *V. contectus* ile biyolojik ön işlemden sonra ve Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerindeki KOİ gideriminin izlenmesinin sonuçları deneysel koşullar altında iki farklı elektrot mesafesi (2 cm ve 4 cm) incelenmiş ve karşılaştırılmıştır (Şekil 3.5 ve 3.6). *V. contectus* ile ilgili deneylerde, en iyi sonuçlar %59,50 KOİ giderimi ile 2 cm elektrot mesafesinde elde edilmiştir. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde en iyi sonuçlar %47,57 KOİ giderimi ile 2 cm elektrot mesafesinde olduğu belirlenmiştir.



Şekil 3.5. *Viviparus contectus* ile biyolojik ön işlemden sonra KOİ giderim verimliliği üzerine elektrot mesafesinin (2 cm ve 4 cm) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.



Şekil 3.6. Çapakçur Çayı'ndan alınan su örneklerinde KOİ giderim verimliliği üzerine elektrot mesafesinin (2 cm ve 4 cm) ve elektroliz süresinin (5, 8, 10, 15 ve 20 dk) etkisi.

3.4. Maliyet Hesaplamaları

Elektrokoagülasyon prosesinde optimum arıtım veriminde her iki çalışma için (pH 5, $T=25^{\circ}\text{C}$, 0.1 mA/cm^2 , ve 2 cm elektrot mesafesinde) işletme maliyeti hesaplamaları Tablo 3.2'de verilmiştir.

Tablo 3.2. Elektrokoagülasyon ile KOİ gideriminde maliyet hesaplamaları.

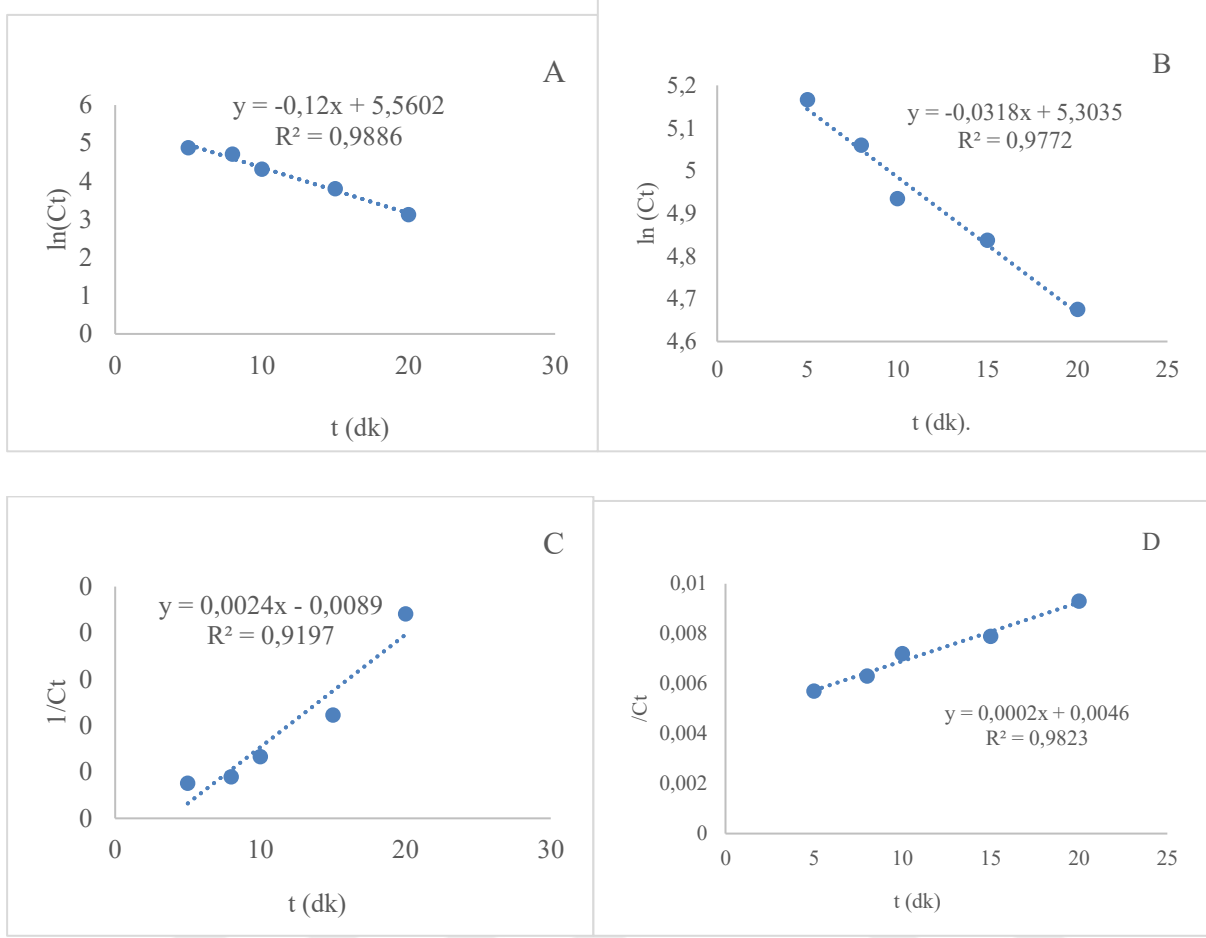
Örnek	Giderim Verimi (%)	Birim Enerji Tüketimi, EEC (kWh/kg.KOİ)	Elektrot Maliyeti, MC (\$/kg.KOİ)	Toplam Tüketim Maliyeti, EOC (\$/kg.KOİ)
Çapakçur Çayı	47,58	0,61	2,6	3,21
<i>V. contectus</i>	86,71	0,04	0,96	1,25

3.5. Kinetik Analiz

Elektrokoagülasyon sonrası KOİ giderimine ait kinetiklerin belirlenmesinde pseudo-first-order (yalancı birinci mertebe) ve pseudo-second-order (yalancı ikinci mertebe) eşitlikleri kullanılmıştır. Elde edilen sonuçlar, Tablo 3.3 ile kinetiklere ait grafikler Şekil 3.7’de gösterilmiştir.

Tablo 3.3. Elektrokoagülasyon prosesi ile KOİ giderimine ait hız sabiti ve R^2 değerleri

<i>Viviparus contectus</i>			
Yalancı birinci mertebe		Yalancı ikinci mertebe	
k_1	R^2	k_2	R^2
0,101	0,989	0,0019	0,920
Çapakçur Çayı			
Yalancı birinci mertebe		Yalancı ikinci mertebe	
k_1	R^2	k_2	R^2
0,032	0,978	0,0002	0,982



Şekil 3.7. Kinetik analizler, A) Yalancı 1. mertebeye *V. contectus*, B) Yalancı 1. mertebeye Çapakçur Çayı, C) Yalancı 2. mertebeye *V. contectus*, D) Yalancı 2. mertebeye Çapakçur Çayı

KOI gideriminde salyangoz ile yapılan çalışmanın kinetiği en yüksek korelasyon sayısına bağlı olarak yalancı 1. mertebeye ($R^2=0,989$) uyduğu Çapakçur çayında yapılan deneysel çalışmalarda ise kinetiği en yüksek korelasyon sayısına bağlı olarak yalancı 2. Mertebeye ($R^2=0,982$) uyduğu belirlenmiştir (Şekil 3.7).

4. TARTIŞMA

İdeal biyoindikatörler olarak tatlı su salyangozları, kirleticilerin etkisini ve tatlı su ekosistemindeki kirlilik derecesini gösterme potansiyeline sahiptir ve bugüne kadar deşarjlardan kaynaklanan kirleticilerin ve atık suyun etkilerine karşı organizma düzeyinde (hayatta kalma, büyüme ve üreme) ve alt organizma düzeyinde (biyokimyasal ve moleküler) tepkileri üzerine çalışmalar yürütülmüştür (Watton ve Hawkes, 1984, Cannicci, 2009, Gust ve ark., 2010, Shen ve ark., 2020, Subba ve ark., 2021, Panda ve ark., 2022). Bildiğimiz kadarıyla, literatürde tatlı su salyangozlarının atık su arıtımında kullanımı açısından herhangi bir bilgi bulunmamaktadır ve atık su arıtımı için en iyi tatlı su salyangozu türünün değerlendirilmesi hala keşfedilmeyi ve tanınmayı beklemektedir. Bu çalışmada, tatlı su atıklarındaki KOİ ve bulanıklığın giderim verimleri tatlısu salyangozları (*V. contectus*) kullanılarak değerlendirilmiştir.

Güncel çalışmada, karıştırma hızındaki artışlar genellikle KOİ ve bulanıklığın giderilmesini artırır. Karıştırma hızının elektrokoagülasyonun verimliliği üzerindeki etkisi bazı araştırmacılar tarafından tartışılmıştır. Bouhezila ve ark. (2011) göre, manyetik karıştırma hızının 50 rpm'den 150 rpm'ye çıkarılması KOİ giderme verimliliğinin artmasıyla sonuçlanmıştır. Ayrıca, 150 rpm'nin üzerindeki karıştırma hızlarının KOİ giderme verimliliği üzerinde olumsuz bir etkisi olduğunu belirtmişlerdir. Norma ve ark. (2012), elektrokoagülasyonda karıştırmanın daha homojen bir çözelti ortamını desteklediğini, bunun da kirleticiler ve koagülanlar arasındaki teması artırarak verimliliği artırdığını bildirmişlerdir. Öte yandan, yüksek hızlı karıştırmanın iyon mobilizasyonunu bozabileceğini ve flokları parçalayabileceğini belirtmişlerdir. Kullanılan deneysel koşullara dayanarak, orta düzeyde karıştırmanın ek masraflara yol açmayacağını öne sürmüşlerdir.

Bu çalışmada, enerji tüketimini en aza indirmek için 20 dakikalık bir işlem süresi seçilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre, akım yoğunluğundaki artışlar genellikle organik bileşiklerin giderimini artırmaktadır. pıhtılaştırıcı maddelerin (Al^{3+}) oluşumu uygulanan akım yoğunluğu ve zamanla doğru orantılıdır, dolayısıyla bu sonuç beklenmektedir (Ricordel ve Djelal, 2014). Ayrıca, akım yoğunluğundaki artışla birlikte elektrotların anodik çözünmesi ve kabarcık oluşum hızı da artmaktadır. Sonuç olarak, kabarcık boyutu azalmakta ve bu da H_2 flotasyonu yoluyla kirleticilerin daha hızlı giderimine yol açmaktadır. Adou ve ark. (2022) çalışmasında, mezbaha atık suyunun arıtılmasında elektrokoagülasyon için optimum koşullar, KOİ ve ortofosfatın (P) etkili bir şekilde giderimi için hem demir hem de alüminyum

elektrotlar kullanılarak 18,18 mA/cm²'lik bir akım yoğunluğu ve 40 dakikalık bir işlem süresini içermekteydi. Sandoval ve ark. (2024) ayrıca alüminyum ve demir elektrotlarla elektrokoagülasyon yoluyla endüstriyel SWW atıklarının arıtılmasında önemli giderim verimlilikleri belirlemişlerdir. Sabit akım yoğunluklarında (10, 20 ve 30 mA/cm²) 2,5 saat boyunca yürütülen deneyleri, 20 mA/cm²'deki alüminyum elektrotların ek elektrolitlere ihtiyaç duymadan yüksek TOC giderim verimliliğine (%82,7) ulaştığını ve laboratuvar ölçeğinde uluslararası standartlar dahilinde kalan COD ve TP konsantrasyonlarını koruduğunu göstermiştir. Tir ve Moulai-Mostafa (2008) çalışmalarında, yağlı atık sudan yağı çıkarmak için elektrokoagülasyonda kurban alüminyum anotları kullanmışlardır. Optimum bulanıklık ve COD gideriminin pH 5'te gerçekleştiğini, bu parametreler için pH 6 ile 7 arasında verimliliğin azaldığını belirttiler. Bu arada, Hakizimana ve ark. (2017), elektrokoagülasyon sırasında alüminyumda bulunan Lewis asiditesinin katotta OH⁻ iyon üretimiyle nasıl dengede kaldığını tartıştılar. Bu denge, tipik olarak 7 ile 8 arasında bir son pH aralığıyla sonuçlanan bir tamponlama etkisi yaratır ve özellikle alüminyum tuzlarını kullanan geleneksel kimyasal koagülasyon yöntemleriyle çelişir, hem monomerik hem de polimerik alüminyum hidroksit türleri, büyük yüzey alanlarına sahip amorf Al(OH)₃ "süpürme flokları" oluşturarak çözünür organik bileşiklerin hızlı adsorpsiyonunu kolaylaştırır ve kolloidal parçacıkları yakalar, bu da avantajlıdır. Verma (2017), elektrokimyasal proseslerdeki pH artışını, katottaki su indirgenmesinden kaynaklanan hidroksit iyonlarının artan toplu konsantrasyonlarına bağlamıştır. Elektrokoagülasyon sırasında, alüminyum elektrotlar çözeltideki yabancı maddeleri pıhtılaştıran alüminyum hidroksitler üretir. Bu davranış, çok düşük pH'ta çökelmeyen ancak pH arttıkça çözünmeye başlayan alüminyum hidroksitin amfoterik doğasına atfedilir. Düşük pH'ta, Al³⁺ ve Al(OH)²⁺ gibi monomerik katyonik türler baskındır. pH 4 ile 9 arasında, Al(OH)₂⁺, Al(OH)₂₂⁺ gibi çeşitli monomerik türler ve Al₆(OH)₁₅³⁺, Al₇(OH)₁₇⁴⁺ ve Al₁₃(OH)₃₄⁵⁺ gibi polimerik türler karmaşık polimerizasyon veya çökeltme mekanizmaları yoluyla ortaya çıkar. Bu türler sonunda daha ileri polimerizasyon ve/veya çökeltme reaksiyonları yoluyla çözünmeyen amorf Al(OH)₃ floklarına dönüşür. Recordel ve Dejelal (2014), Al(OH)₂⁺ ve Al(OH)₂₂⁺ gibi monomerik türlerin başlangıçta oluştuğunu ve artan alüminyum konsantrasyonu ile Al(OH)₃ oluşumunun tercih edildiğini bildirmiştir. Bu çökeltiler, çözünür organik bileşiklerin hızlı adsorpsiyonu ve kolloidal parçacıkların tutulması için yararlı olan geniş yüzey alanlarına sahiptir. Bu floklar, Denklem (nAl(OH)₃ → Al_n(OH)_{3n}) ile açıklandığı gibi polimerize olur ve çökeltme yoluyla sulu ortamdan kolayca uzaklaştırılabilir. 8'in üzerindeki pH seviyelerinde, monomerik Al(OH)₄⁻

konsantrasyonu artar ve çözünmeyen amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarının yaygınlığı azalır. Sonuç olarak, alüminyum hidroksitin hem monomerik hem de polimerik formları, çözünür organik bileşiklerin hızlı adsorpsiyonunu ve kolloidal parçacıkların yakalanmasını kolaylaştıran geniş yüzey alanlarına sahip amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$ "süpürme flokları" oluşturur ve bu da oldukça avantajlıdır. Verma (2017), elektrokimyasal işlemlerdeki pH artışını, katotta su indirgenmesinden kaynaklanan hidroksit iyonlarının birikmesine bağlamıştır. Elektrokoagülasyon sırasında alüminyum elektrotlar, çözeltideki safsızlıkları çökelten ve pıhtılaştıran alüminyum hidroksitler üretir. Bu davranış, düşük pH'ta çözünür kalan ve pH yükseldikçe çökelmeye başlayan alüminyum hidroksitin amfoterik yapısından kaynaklanır. Asidik pH'ta baskın monomerik katyonik türler arasında Al^{3+} ve $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ bulunur. pH 4 ile 9 arasında, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_{22}^+$ gibi çeşitli monomerik türler ve $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$ ve $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ gibi polimerik türler karmaşık polimerizasyon veya çökeltme süreçleri yoluyla ortaya çıkar. Bu türler, daha fazla polimerizasyon ve çökeltme reaksiyonları yoluyla nihayetinde çözünmeyen amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarına dönüşür. Ricordel ve Dejelal'a (2014) göre, ilk oluşum $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ve $\text{Al}(\text{OH})_{22}^+$ gibi monomerik türleri içerir ve artan alüminyum konsantrasyonu $\text{Al}(\text{OH})_3$ oluşumunu destekler. Bu çökeltiler, çözünür organik bileşiklerin etkili bir şekilde adsorpsiyonu ve kolloidal parçacıkların tutulması için yararlı olan geniş yüzey alanları sergiler. Bu floklar, $(n\text{Al}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Al}_n(\text{OH})_{3n})$ denklemiyle açıklandığı gibi daha fazla polimerize olur ve çökeltme yoluyla sudan kolayca uzaklaştırılabilir. 8'in üzerindeki pH seviyelerinde, monomerik $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ konsantrasyonu artar ve çözünmeyen amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarının yaygınlığını azaltır.

Mevcut çalışmada, 20 dakikalık bir EK uygulamasından sonra, *V. contectus* ve Çapakçur Çayı için sırasıyla 204,5 mg/L'lik başlangıç KOİ konsantrasyonları açısından %86,71 ve %47,58 oranında giderim verimleri elde edilmiştir. Bu, başlangıçta daha yüksek başlangıç konsantrasyonlarında KOİ 'nin Al anot yakınında daha kolay elektrokoagülasyonuyla açıklanabilir, ancak artan difüzyon direnci nedeniyle KOİ 'nin anot yüzeyine doğru hareketi azaldıkça, EK ilerledikçe giderim verimi azalır. Ek olarak, adsorpsiyon, EK ile kirleticilerin giderilmesinde önemli bir faktör olabilir, çünkü aynı miktarda alüminyum hidroksit flokları, herhangi bir başlangıç KOİ konsantrasyonu için sabit akım yoğunluğunda üretilir, dolayısıyla üretilen floklar, önceki çalışmaları destekleyen daha yüksek başlangıç KOİ konsantrasyonlarında yetersiz olabilir (Akter ve Islam, 2022, Galvão, ve ark., 2020, Das ve Nandi, 2019, Bayar ve ark., 2011).

EK prosesi, atıksu arıtımında ileri bir atıksu arıtma teknolojisi olarak kullanılmaktadır. EK prosesi, kimyasal madde eklenmeden elektrik akımı sağlanarak atıksudan organik madde, besin maddeleri, ağır metaller ve hatta patojenlerin uzaklaştırılması için etkili bir teknolojidir. EC prosesinde kullanılan elektrot tipleri arasında en yaygın olanları Fe ve Al elektrotlarıdır (Yılmaz ve Karagözoğlu, 2019). Atıksudaki yağ-gres ve KOİ'nin uzaklaştırılmasında elektrot tipi ve elektrik enerjisi tüketiminin etkisini inceleyen bir çalışmada, pH, akım süresi, elektrot malzemesi ve EC prosesinin akım yoğunluğunun etkisi araştırılmıştır. Al elektrot kullanılan deneylerde 150 A/m^2 akım yoğunluğunda %93 uzaklaştırma elde edilirken, Fe elektrot kullanılan deneylerde %86 uzaklaştırma elde edilmiştir (Koby vd., 2006). Başka bir araştırmada, çelik ve Al elektrotlar kullanılarak pilot ölçekli deneyler yürütülmüştür. Hafif çelik bipolar elektrotlar kullanılarak yapılan deneylerin sonuçları, sırasıyla COD, BOD, TSS, bulanıklık ve yağ-gres için %82, %86, %93, %90 ve %99 oranında giderme verimliliği gösterdi (Asselin ve ark., 2008). Drogui vd. (2008) ve Eryuruk vd. (2018) elektrokoagülasyon ile atık suda %82 ile %86 arasında KOİ azaltımı bildirmişlerdir. Tezcan Ün ve ark. (2006) demir elektrot ve %9 H_2O_2 ekleyerek %81,1'lik bir KOİ giderim verimliliğine ulaşmışlardır. Farklı bir çalışmada, düşük pH ve yüksek yoğunlukta yüksek giderim verimlilikleri elde edilmiş, pH 3,0 ve 20 A/m^2 akım yoğunluğunda %85 KOİ giderimi elde edilmiştir (Bayar vd., 2011). Benzer şekilde, Fe elektrotlar kullanılarak atık suyun arıtılmasında EC performansı değerlendirilmiştir. Akım yoğunluğunun, işlem süresinin ve elektrot sayısının artırılması, organik madde ve besin maddelerinin giderim oranlarının artmasıyla sonuçlanmıştır. Sonuçlar BOİ, KOİ, TN ve TSS için sırasıyla %97, %93, %84 ve %81'lik giderim verimlilikleri göstermiştir (Ahmadian ve ark., 2012). Tanatti ve Sezer (2024), Al elektrodunun COD, TOC, TN ve yağ-gres için en yüksek giderme verimliliğini sağladığını, sırasıyla %82,2, %82,3, %82,7 ve %78,9'a ulaştığını belirlemiştir. Mevcut çalışmada, KOİ (%86,71) maksimum giderme verimliliği, pH 5 ve 20 dakikalık reaksiyon süresinde elde edilmiştir. KOİ giderme oranında, ilk 10 dakika boyunca hızlı bir artış meydana gelmiş, ardından desorpsiyon fenomenine atfedilen daha sonraki bir azalma izlemiştir (Safwat, 2020).

Hesaplanan elektrik enerjisi tüketimi ve maliyet analizleri literatürdeki bazı çalışmalarla karşılaştırılmıştır. Sandoval ve ark. (2024), alüminyum ve demir elektrotlarla elektrokoagülasyon kullanarak ham endüstriyel domuz mezbahalarından çıkan atık suyun arıtımını araştırmışlardır. Sülfat ve klorür ortamlarında sabit akım yoğunlukları ($\text{CD} = 10, 20$ ve 30 mA/cm^2) kullanarak 2,5 saat boyunca parti modunda elektrokoagülasyon deneyleri yürütmüşlerdir. Yarı sürekli bir işlem kullanarak $\text{CD} = 25 \text{ mA/cm}^2$ uyguladıklarında 19,80

kWh/m³ enerji tüketimiyle %72,7'lik en yüksek TOC giderme verimliliğine ulaştıklarını bildirmişlerdir. Sandoval ve ark. (2022), çeşitli tipte elektrot malzemeleri kullanarak anodik oksidasyon (AO) ve elektrokoagülasyon (EC) tekniklerini kullanarak endüstriyel sığır mezbahalarından (ICSHWW) çıkan atık suyun arıtımını incelemişlerdir. Beş saatlik bir süre zarfında, sülfat ve klorür iyonlarının bulunduğu ortamlarda çeşitli akım yoğunlukları kullanılarak toplu elektrokimyasal teknikler uygulamışlardır. Elektrokoagülasyon sürecinde 0,01 kWh/m³ enerji tüketimiyle CD = 20 mA/cm²'de %88'lik en yüksek TOC giderme verimliliğine ulaştıklarını bildirmişlerdir. Asselin ve ark. (2008), kümes hayvanı mezbahası (PS) atık suyundan organik bileşiklerin giderimini araştırmışlardır. EK sürecini, bipolar (BP) veya monopolar yapılandırmalarda düzenlenmiş yumuşak çelik veya alüminyum elektrotlar kullanarak test etmişlerdir. En iyi performansın, 0,3 A/m² akım yoğunluğunda çalıştırılan yumuşak çelik BP elektrot sistemi kullanılarak elde edildiğini belirtmişlerdir. Bu koşullar altında, BOD için %86, yağlar ve gresler için %99, toplam KOİ için %82, toplam askıda katılar için %89 ve bulanıklık için %90 giderme verimliliği bildirmişlerdir. Optimal koşullar altında yaptıkları çalışmada, arıtılmış PS atıksuyunun metreküp başına 0,71 ABD doları maliyet bildirmişlerdir. Koby ve ark. (2006), PS atıksuyundan COD giderimi ve yağ-gres giderim verimliliklerini, genel işletme maliyetleriyle birlikte araştırmışlardır. Kurban elektrot malzemesi olarak demir ve alüminyum elektrotlar kullandılar. Çalışılan proses değişkenleri arasında başlangıç pH'ı, akım yoğunluğu ve işletme süresi yer almıştır. Alüminyum elektrotların, pH 3 ve 150 A/m² akım yoğunluğunda %93'lük bir giderim verimliliğiyle KOİ'yi azaltmada daha iyi performans gösterdiğini bildirmişlerdir. Toplam işletme maliyetlerini demir elektrotlar için 0,015 \$/kg KOİ ve alüminyum elektrotlar için 0,027 \$/kg KOİ olarak hesaplamışlardır. Çalışmamızda, optimum işletme maliyet verimliliği alüminyum elektrotlar ile 1,25 \$/kg KOİ olarak *V. contectus*'tan elde edilmiştir.

Şimdiye kadar, mikroalgler (yani *Scenedesmus* türleri, *Tetraselmis* türleri, vb.) gibi sucul organizmalar tarafından biyolojik olarak Tarımsal Sanayi Atıksu arıtımı hakkında çalışmalar yürütülmüştür (Cañizares-Villanueva ve ark., 1995, Chinnasamy ve ark., 2010, De Godos ve ark., 2010, Park ve ark., 2010, Singh ve ark., 2011, Ji ve ark., 2014, Subramaniyam ve ark., 2016, Daneshvar ve ark., 2018, Nguyen ve ark., 2019). Bilgimize göre, bu, EKYi son arıtma işlemi olarak kullanan tatlı su salyangozları tarafından biyolojik olarak ön arıtılmış atıksu hakkında yapılan ilk çalışmadır. Mevcut çalışmada, atık suda maksimum KOİ (%86,71) ve giderme verimi *V. contectus* tarafından pH 5, 2 cm elektrot mesafesi ve 20 dakikalık reaksiyon süresinde elde edilmiştir. EK işlemi sırasında, metalik hidroksitlerin

oluşumu atık suyun pH'ına bağlıdır ve atık suyun başlangıç pH'ı elektrokoagülasyon işleminin performansını etkiler (Bener vd., 2019). Akım yoğunluğunun 2 mA/cm²'ye çıkarılmasıyla KOİ'nin giderme verimi %81,67'e yükselmiştir. Faraday yasasına göre, akım yoğunluğundaki artışlar kurban anot malzemesinin çözünme hızını artırarak daha yüksek metal iyon konsantrasyonlarına ve aglomerasyona yol açar (Nguyen vd., 2019). Sonuç olarak, kirletici giderimi daha yüksek akım yoğunluğuyla artar.



5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Atıksu arıtımında birçok arıtma tekniği (biyolojik, fizikokimyasal ve ileri oksidasyon prosesleri) kullanılmaktadır. Ucuz, etkili, operasyonel, elverişli, sürdürülebilir ve uygun arıtma yönteminin değerlendirilmesi, arıtılmış atıksuyun tekrar kullanımı ve geri kazanımı ve sürdürülebilir çevre koruması için önemlidir. Biyolojik arıtma (anaerobik ve aerobik prosesler), düşük enerji gerekliliği, azaltılmış çamur ve diğer arıtma sistemlerine kıyasla yüksek oranda organik yükün giderilmesi gibi önemli avantajlar nedeniyle önerilmektedir. Son yıllarda, atıksu arıtımında yeni bir yaklaşım olarak en iyi arıtma teknolojisi için hibrit yöntemler test edilmektedir.

Bu çalışmada, 5 pH seviyesi, 2 mA/cm² akım yoğunluğu, 2 cm elektrot mesafesi ve 20 dakikalık reaksiyon süresi, *V. contectus* kullanılarak yapılan biyolojik ön işlemlerle birlikte, alüminyum elektrot malzemesi kullanıldığında yüksek oranda KOİ elde etmek için optimum koşullardır. Akım yoğunluğunun 0,5 mA/cm²'den 2 mA/cm²'ye çıkarılması giderim verimliliğini artırmıştır. Biyolojik arıtım, atıksu arıtımında ayrılması birincil işlem olarak uygulanabilir. Organik madde giderimi birincil işlemlerle belirli bir dereceye kadar etkili bir şekilde sağlansa da kalan organik ve diğer inorganik maddelerin giderilmesi için ikincil işlem prosesleri, tek tek veya kombinasyon halinde uygulanmalıdır.

6. KAYNAKLAR

- Adou, K. E., Kouakou, A. R., Ehouman, A. D., Tyagi, R. D., Drogui, P., Adouby, K., 2023. Coupling anaerobic digestion process and electrocoagulation using iron and aluminium electrodes for slaughterhouse wastewater treatment. *Scientific African*, 16: e01238.
- Ahmadian, M., Yousefi, N., Van Ginkel, S. W., Zare, M. R., Rahimi, S., Fatehizadeh, A., 2012. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. *Water Science and Technology*, 66(4):754-760.
- Akter, S., Islam, M. S., 2022. Effect of additional Fe^{2+} salt on electrocoagulation process for the degradation of methyl orange dye: An optimization and kinetic study. *Heliyon*, 8:e10176.
- Anjaneyulu, Y., Sreedhara Chary, N., Samuel Suman Raj, D., 2005. Decolourization of industrial effluents – available methods and emerging technologies – a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4:245–273.
- Asselin, M., Drogui, P., Benmoussa, H., Blais, J.-F., 2008. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere*, 72:1727–1733.
- Atasoy, S., 2024. Heavy Metal Removal from Wastewater. *Journal of the Institute of Science and Technology*, 14(4):1684-1704.
- 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.
- Bener, S., Bulca, Ö., Palas, B., Tekin, G., Atalay, S., Ersöz, G., 2019. Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. *Process Safety and Environmental Protection*, 129:47–54.
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., Mameri, N., 2011. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, 280(1–3):347-353.
- Cannicci, S., 2009. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(3):305–317.
- Cañizares-Villanueva, R. O., Domínguez, A. R., Cruz, M. S., Ríos-Leal, E., 1995. Chemical composition of cyanobacteria grown in diluted, aerated swine wastewater. *Bioresource Technology*, 51:111–116.

- Chen, X., Chen, G., Yue, P. L.,** 2002. Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chemical Engineering Science*, 57:2449–2455.
- Chinnasamy, S., Bhatnagar, A., Hunt, R. W., Das, K. C.,** 2010. Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications. *Bioresource Technology*, 101:3097–3105.
- Chiu, Y. W., Chen, H. C., Lee, S. C., Chen, C. A.,** 2002. Morphometric analysis of shell and operculum variations in the viviparid snail, *Cipangopaludina chinensis* (Mollusca: Gastropoda), in Taiwan. *Zoological Studies*, 41(3):321-331.
- Chukaeva, M., Petrov, D.,** 2022. Assessment and analysis of metal bioaccumulation in freshwater gastropods of urban river habitats, Saint Petersburg (Russia), *Environmental Science and Pollution Research*.
- Cox, M., Nègré, P., Yurramendi, L.,** 2007. Industrial liquid effluents. INASMET Tecnalia, San Sebastian, p: 283.
- Crini, G.,** 2005. Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. *Progress in Polymer Science*, 30:38–70.
- Daneshvar, E., Zarrinmehr, M. J., Hashtjin, A. M., Farhadian, O., Bhatnagar, A.,** 2018. Versatile applications of freshwater and marine water microalgae in dairy wastewater treatment, lipid extraction, and tetracycline biosorption. *Bioresource Technology*, 268:523–530.
- Das, D., Nandi, B. K.,** 2019. Removal of Fe (II) ions from drinking water using electrocoagulation (EC) process: Parametric optimization and kinetic study. 7:103116.
- De Godos, I., Vargas, V. A., Blanco, S., González, M. C. G., Soto, R., García-Encina, P. A., Becares, E., Muñoz, R.,** 2010. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. *Bioresource Technology*, 101:5150–5158.
- Demir, Y., Er, H., Doğan Demir, A., İnik, O.,** 2021. Çapakçur Çayı Bazı Su Kalite Parametreleri Üzerine Bingöl Yerleşim Merkezinin (Kentleşmenin) Etkisi. *Turkish Journal of Agriculture and Natural Sciences*, 8(4):1160-1166.
- Demirbas, E., Kobya, M.,** 2017. Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 105:79–90.
- Deneuvy, J. P.,** 1987. Les lixiviats de décharges; approche méthodologique de leur toxicité aiguë en fonction de différents modes de traitement, *Thèse de Docteur Ingénieur INSA/ENTPE*, 339 pp.

- Galvão, N., de Souza, J. B., de Sousa Vidal, C. M.,** 2020. Landfill leachate treatment by electrocoagulation: Effects of current density and electrolysis time. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8:104368.
- Gust, M., Buronfosse, T., Geffard, O., Mons, R., Queau, H., Mouthon, J., Garric, J.,** 2010. In situ biomonitoring of freshwater quality using the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) exposed to wastewater treatment plant (WWTP) effluent discharges. *Water Research*, 44(15):4517–4528.
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., Naja, J.,** 2017. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 404:1–21.
- Ji, M.-K., Kabra, A. N., Salama, E.-S., Roh, H.-S., Kim, J. R., Lee, D. S., Jeon, B.-H.,** 2014. Effect of mine wastewater on nutrient removal and lipid production by a green microalga *Micratinium reisseri* from concentrated municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 157:84–90.
- Kentish, S. E., Stevens, G. W.,** 2001. Innovations in separations technology for the recycling and re-use of liquid waste streams. *Chemical Engineering Journal*, 84:149–159.
- Khalaf, M. N.,** 2016. Green polymers and environmental pollution control. CRC Press; Apple Academic Press, Inc, Oakville, p:436.
- Zemzem KINIK, Zeynep AYKAÇ,** 2021. Atıksu Arıtma Tesislerinde Karşılaşılan Problemler ve Çözüm Önerileri. *Türk Hidrolik Dergisi*, 5(1):59–65.
- Kobyas, M., Şentürk, E., Bayramoğlu, M.,** 2006. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 133(1-3):172–176.
- Kobyas, M., Gengec, E., Demirbas, E.,** 2016. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 101:87–100.
- Kutluyar Kocabaş, F., Kocabaş, M.,** 2022. Demirköprü Baraj Gölü’nde ilk *Viviparus conotectus* (Millet, 1813) kaydı ve bazı biyometrik parametrelerinin değerlendirilmesi. *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi*, 25(1):263–269.
- Lofrano, G., Brown, J.,** 2009. Wastewater Management Through the Ages: A History of Mankind, University of Salerno, Department of Civil Engineering, via Ponte don Melillo, Fisciano (SA), Italy, p:11.
- Logan, B. E.,** 2005. Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation. *Water Science and Technology*, 52(1-2):31–37.

- Lu, H. F., Du, L. N., Li, Z. Q., Chen, X. Y., Yang, J. X.,** 2014. Morphological analysis of the Chinese Cipangopaludina species (Gastropoda; Caenogastropoda: Viviparidae). *Zoological Research*, 35(6):510-527.
- Morin-Crini, N., Crini, G.,** 2017. Eaux industrielles contaminées. PUFC, Besançon, p:513 (in French).
- Norma, D., Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., Lope, A.,** 2012. Electrocoagulation and anodic oxidation integrated process to treat leachate from a Portuguese sanitary landfill. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 30(3):221–234.
- Oumar, D., Patrick, D., Gerardo, B., Rino, D., Ihsen, B. S.,** 2016. Coupling biofiltration process and electrocoagulation using magnesium-based anode for the treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 181:477–483.
- Pachwarya, R. B., Mina, U., Ramanathan, A. L., Meena, R., Hidaya, E. N.,** 2021. Advanced and Traditional Methods of Wastewater Treatment. *Geodiversity Impact Environmental*, 24(3):8-18.
- Panda, F., Pati, S. G., Das, K., Samanta, L., Sahoo, D. K., Paital, B.,** 2022. Biochemical and molecular responses of the freshwater snail *Pila* sp. to environmental pollutants, abiotic, and biotic stressors. *Frontiers in Environmental Science*, 10:1033049.
- Park, J., Jin, H.-F., Lim, B.-R., Park, K.-Y., Lee, K.,** 2010. Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus* sp. *Bioresource Technology*, 101:8649–8657.
- Pokhrel, D., Viraraghavan, T.,** 2004. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. *Science of The Total Environment*, 333:37–58.
- Rathoure, A. K., Dhatwalia, V. K.,** 2016. Toxicity and waste management using bioremediation. IGI Global, Hershey, p:421.
- Ricordel, C., Djelal, H.,** 2014. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3):1551–1557.
- Sandoval, M. A., Espinoza, L. C., Coreño, O., García, V., Fuentes, R., Thiam, A., Salazar, R.,** 2022. A comparative study of anodic oxidation and electrocoagulation for treating cattle slaughterhouse wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10:108306.
- Saravanan, M., Sambhamurthy, N. P., Sivarajan, M.,** 2010. Treatment of acid blue 113 dye solution using iron electrocoagulation. *Clean–Soil, Air, Water*, 38(5–6):565–571.

- Sarpaşar, Z.**, 2019. Zeolitin manyetik Fe_3O_4 nanoparçacıklar ile modifikasyonu ve boyar madde adsorpsiyonunun incelenmesi. Kütahya Dumlupınar Üniversitesi/Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Secula, M. S., Cagnon, B., de Oliveira, T. F., Chedeville, O., Fauduet, H.**, 2012. Removal of acid dye from aqueous solutions by electrocoagulation/GAC adsorption coupling: Kinetics and electrical operating costs. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(5):767–775.
- Serdar, O., Yildirim, N. C., Tatar, S., Yildirim, N., Ogedey, A.**, 2018. Antioxidant biomarkers in *Gammarus pulex* to evaluate the efficiency of electrocoagulation process in landfill leachate treatment. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(13):12538–12544.
- Sharma, S. K.**, 2015. Green chemistry for dyes removal from wastewater. Scrivener Publishing LLC Wiley, Beverley, p:496.
- Sharma, S. K., Sanghi, R.**, 2012. Advances in water treatment and pollution prevention. Springer, Dordrecht, p:457.
- Shen, X., Yuan, N., Wang, C.**, 2020. The bioturbation effect of the snail *Bellamya aeruginosa* on phosphorus immobilisation by drinking water treatment residue in sediment: A long-term continuous flow test. *Journal of Environmental Management*, 266:110579.
- Singh, M., Reynolds, D. L., Das, K. C.**, 2011. Microalgal system for treatment of effluent from poultry litter anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 102:10841–10848.
- Sonune, A., Ghate, R.**, 2004. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167:55–63.
- Spinoza, L., Vesilind, P. A.**, 2001. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization, IWA Publishing, United Kingdom.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D.**, 1991. Wastewater engineering. Management, 7:1–4.
- Subba, M., Keough, M. J., Kellar, C., Long, S., Miranda, A., Pettigrove, V. J.**, 2021. *Potamopyrgus antipodarum* has the potential to detect effects from various land use activities on a freshwater ecosystem. *Environmental Pollution*, 287:117563.
- Subramaniam, V., Subashchandrabose, S. R., Ganeshkumar, V., Thavamani, P., Chen, Z., Naidu, R., Megharaj, M.**, 2016. Cultivation of *Chlorella* on brewery wastewater and nanoparticle biosynthesis by its biomass. *Bioresource Technology*, 211:698–703.
- Tanatti, N. P., Sezer, M.**, 2024. Optimizing electrocoagulation for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A fuzzy axiomatic design approach. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33069-4>
- Tezcan-Ün, Ü., Uğur, S., Koparal, A. S., Ögütveren, Ü. B.**, 2006. Electrocoagulation of olive mill wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 52:136–141.

- Tir, M., Moulai-Mostefa, N.,** 2008. Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method.*Journal of Hazardous Materials*, 158(1):107–115.
- Tongur, T.,** 2020. Yüksek polariteli bazı pestisitlerin sulu çözeltilerden aktif karbon kumaşı üzerine adsorpsiyon ve elektrosorpsiyon ile uzaklaştırılmasının spektrofotometrik yöntemle incelenmesi.
- Verma, A. K.,** 2017. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode.*Journal of Water Process Engineering*, 20:168–172.
- Watton, A. J., Hawkes, H. A.,** 1984. Studies on the effects of sewage effluent on gastropod populations in experimental streams.*Water Research*, 18(10):1235–1247.
- Yıldız, S., Namal, O. Ö., Çekim, M.,** 2013. Atık Su Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler.*Selçuk Üniversitesi Mühendislik, Bilim ve Teknoloji Dergisi*, 1(1):55–67.
- Yüksekdağ, M., Gökpınar, S., Yelmen, B.,** 2020. Atıksu Arıtma Tesislerinde Arıtma Çamurları ve Bertaraf Uygulamaları.*Avrupa Bilim ve Teknoloji Dergisi*, (18):895–904.