

**T.C.  
NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON YÖNTEMİ İLE  
KIZILIRMAK NEHRİ'NDEKİ  
FİZİKOKİMYASAL KİRLETİCİLERİN GİDERİMİNİN  
ARAŞTIRILMASI**

**Tezi Hazırlayan  
Kinem KARAMAN**

**Tez Danışmanı  
Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Tezi**

**Eylül 2022  
NEVŞEHİR**



**T.C.  
NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KOAGÜLSAYON-FLOKÜLASYON YÖNTEMİ İLE  
KIZILIRMAK NEHRİ'NDEKİ  
FİZİKOKİMYASAL KİRLETİCİLERİN GİDERİMİNİN  
ARAŞTIRILMASI**

**Tezi Hazırlayan  
Kinem KARAMAN**

**Tez Danışmanı  
Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK**

**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı  
Yüksek Lisans Tezi**

**Eylül 2022  
NEVŞEHİR**

**Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK** danışmanlığında **Kinem KARAMAN** tarafından hazırlanan " **Koagülasyon-Flokülasyon Yöntemi ile Kızılırmak Nehri'ndeki Fizikokimyasal Kirleticilerin Gideriminin Araştırılması**" başlıklı bu çalışma, jürimiz tarafından Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında **Yüksek Lisans Tezi** olarak kabul edilmiştir.

**07/09/2022**

## **JÜRİ**

Başkan : Doç. Dr. Melayib BİLGİN

Üye : Dr. Öğr. Üyesi Hakan DULKADİROĞLU

Üye (Danışman) : Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK

**ONAY:**

Bu tezin kabulü Enstitü Yönetim Kurulunun.....tarih ve.....  
Sayılı kararı ile onaylanmıştır.

.../.../2022

Prof. Dr. Şahlan ÖZTÜRK  
Enstitü Müdürü

## TEZ BİLDİRİM SAYFASI

Tez yazım kurallarına uygun olarak hazırlanan bu çalışmada yer alan bütün bilgilerin bilimsel ve akademik kurallar çerçevesinde elde edilerek sunulduğunu ve bana ait olmayan her türlü ifade ve bilginin kaynağına eksiksiz atıf yapıldığını bildiririm.

**Kinem KARAMAN**

Tarih  
İmza



## TEŞEKKÜR

Yüksek lisans öğrenim süresi boyunca verdiği destekten ve özellikle bu tezin hazırlanmasındaki sabrından dolayı danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK'a en içten teşekkürlerimi sunarım.

Eğitim hayatım boyunca maddi, manevi desteklerini esirgemeyen aileme sonsuz teşekkür ederim.

**Kinem KARAMAN**

**KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON YÖNTEMİ İLE KIZILIRMAK  
NEHRİ'NDEKİ FİZİKOKİMYASAL KİRLİTİCİLERİN GİDERİMİNİN  
ARAŞTIRILMASI  
(Yüksek Lisans Tezi)**

**Kinem KARAMAN**

**NEVŞEHİR HACI BEKTAŞ VELİ ÜNİVERSİTESİ  
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**EYLÜL 2022**

**ÖZET**

Kızılırmak Nehri tarım, endüstriyel ihtiyaçlar ve zaman zaman da içme suyu olarak kullanılan önemli bir su kaynağıdır. Tüm yüzeysel su kaynaklarında olduğu gibi Kızılırmak Nehri de kil, organik madde, askıda katı madde, klorür, alkalinite ve sülfat gibi fizikokimyasal parametreler içerir. Yüzeysel sulara deşarj edilen tüm kaynakların arıtılarak alıcı ortama verilmesinin yanı sıra, içme ve kullanma suyu olarak kullanılacak yüzeysel suların, belirlenmiş arıtma standartlarını sağlayarak içme suyu şebekelerine verilmesi gerekmektedir. Suların arıtımı için kullanılan yöntemlerden bir tanesi de koagülasyon yöntemidir. Genel olarak koagülasyon yönteminin amacı arıtma tesisinde oluşabilecek işletim sorunlarını önlemek ve asılı parçacıkları uzaklaştırmaktır.

Bu çalışmada, koagülasyon esasına dayanarak alüminyum sülfat ve demir sülfat, farklı pH ve koagülant dozları altında kullanılarak optimal işletme koşullarının tespiti araştırılmıştır. Optimum koagülant dozunu ve optimum pH'ı bulmak için koagülasyon-flokülasyon deneyleri yapılmıştır. Sonuçlar, koagülasyon işleminin, nispeten düşük seviyelerde alüminyum sülfat ve demir sülfat (10- 60 mg L<sup>-1</sup>) kullanarak bulanıklık, klorür, alkalinite, toplam çözünmüş madde ve sülfatın etkin bir şekilde giderilebildiğini göstermiştir. Ayrıca, pH, koagülant türü ve koagülant dozunun koagülasyon verimliliğine etki ettiği tespit edilmiştir. Uygulanan analizlerde en yüksek bulanıklık giderimi alüminyum sülfat için %98,84 ve demir sülfat için %78,99 olarak belirlenmiştir. Her iki koagülant için optimal pH 4,5 olarak belirlenmiştir. Alüminyum sülfat pH 7.0'da %77,12 ve demir sülfat ise pH 6.0'da %74,33 klorür giderimi sağlamıştır. Alkalinite giderimi alüminyum sülfat için pH 8.0'da %90,40 ve demir sülfat

için ise pH 4.5'ta %99,21 olarak bulunmuştur. Toplam çözünmüş madde giderimi alüminyum sülfat için pH 8.0'da %99,58 ve demir sülfat için ise pH 9.5'ta %95,61 olarak bulunmuştur. Bununla birlikte koagülant dozu arttıkça çözünmüş madde konsantrasyonunun da artış gösterdiği görülmüştür. Sülfat giderimi ise alüminyum sülfat için pH 6.0'da %97,85 ve demir sülfat için ise pH 7.0'da %85,92 olarak belirlenmiştir. Uygulanan her iki koagülant, bulanıklık, alkalinite, Toplam çözünmüş madde ve sülfat gideriminde umut verici bir performans sergilemiştir; bununla birlikte, alüminyum sülfat demir sülfata göre hem yüksek giderim verimi hem de geniş pH çalışma aralığı sağlaması açısından daha iyi bir performans göstermiştir.

***Anahtar kelimeler: Alkalinite, Alüminyum Sülfat, Demir Sülfat, Koagülasyon, Flokülyasyon.***

**Tez Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Sevgi GÜNEŞ DURAK**

**Sayfa Adeti: 49**



**INVESTIGATION OF THE REMOVAL OF PHYSIOCHEMICAL  
CONTAMINANTS IN KIZILIRMAK RIVER BY COAGULATION-  
FLOCCULATION METHOD  
(M. Sc. Thesis)**

**Kinem KARAMAN**

**NEVSEHIR HACI BEKTAS VELI UNIVERSITY GRADUATE SCHOOL OF  
NATURAL AND APPLIED SCIENCES**

**SEPTEMBER 2022**

**ABSTRACT**

The Kızılırmak River is an important water source used for agriculture, industrial needs and occasionally as drinking water. Like all surface water resources, the Kızılırmak River contains physicochemical parameters such as clay, organic matter, suspended solids, chloride, alkalinity and sulfate. In addition to treating all sources discharged to surface waters and giving them to the receiving environment, surface waters to be used as drinking and utility water should be given to drinking water networks by meeting the specified treatment standards. One of the methods used for the treatment of water is the coagulation method. In general, the purpose of the coagulation method is to prevent operational problems that may occur in the treatment plant and to remove suspended particles.

This study investigated optimal operating conditions by using aluminum sulfate and ferrous sulfate under different pH and coagulant doses based on coagulation. Jar Test experiments were performed to find the optimum coagulant dose and optimum pH. The results showed that the coagulation process could effectively remove turbidity, chloride, alkalinity, TDS and sulfate using relatively low levels of aluminum sulfate and iron sulfate (10-60 mg L<sup>-1</sup>). In addition, it was determined that pH, coagulant type and coagulant dose affected the coagulation efficiency. In the analyzes applied, the highest turbidity removal was determined as 98.84% for aluminum sulfate and 78.99% for iron sulfate. The optimal pH for both coagulants was determined as 4.5. Aluminum sulfate provided 77.12% chloride removal at pH 7.0 and iron sulfate provided 74.33% chloride removal at pH 6.0. The alkalinity removal was 90.40% for aluminum sulfate at pH 8.0

and 99.21% for iron sulfate at pH 4.5. TDS removal was found to be 99.58% for aluminum sulfate at pH 8.0 and 95.61% for iron sulfate at pH 9.5. However, as the coagulant dose increased, the total dissolved substance concentration increased as well. Sulfate removal was determined as 97.85% at pH 6.0 for aluminum sulfate and 85.92% for iron sulfate at pH 7.0. Both applied coagulants showed promising performance in turbidity, alkalinity, TDS, and sulfate removal; in addition, aluminum sulfate performed better than iron sulfate in terms of both high removal efficiency and wide pH operating range.

***Keywords: Alkalinity, Aluminum Sulfate, Coagulation, Iron Sulfate, Coagulation, Flocculation.***

**Thesis Supervisor: Assist. Prof. Dr. Sevgi GÜNEŞ DURAK**

**Page Number: 49**

## İÇİNDEKİLER

KABUL VE ONAY SAYFASI.....	iii
TEZ BİLDİRİM SAYFASI .....	iv
TEŞEKKÜR.....	v
ÖZET.....	vi
ABSTRACT .....	viii
İÇİNDEKİLER.....	x
TABLolar LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LER LİSTESİ.....	xiv
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ .....	xv
BÖLÜM 1.....	1
1. GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2.....	2
2. GENEL BİLGİLER .....	2
2.1. Yüzeysel Sularda Bulunan Fizikokimyasal Parametreler.....	3
2.1.1. pH ve Sıcaklık .....	3
2.1.2. Bulanıklık.....	4
2.1.3. Askıda Katı Madde.....	4
2.1.4. Alkalinite.....	4
2.1.5. Klorür.....	5
2.1.6. Toplam Çözünmüş Madde .....	5

2.1.7.	Sülfat.....	5
2.2.	Yüzeysel Sularda Bulunan Fizikokimyasal Parametrelerin Sınır Değerleri.....	5
2.3.	Literatür Çalışmaları.....	6
<b>BÖLÜM 3 .....</b>		<b>12</b>
<b>3. MATERYAL VE METOT.....</b>		<b>12</b>
3.1.	Kullanılan Materyaller.....	12
3.2.	Metot.....	15
3.2.1.	Koagülant ve pH Dozlarının Belirlenmesi .....	15
3.2.2.	pH ve Sıcaklık Analizi.....	16
3.2.3.	Bulanıklık Analizi .....	16
3.2.4.	Askıda Katı Madde Analizi.....	17
3.2.5.	Alkalinite Analizi .....	17
3.2.6.	Klorür (Cl <sup>-</sup> ) Analizi .....	17
3.2.7.	Sülfat (SO <sub>4</sub> ) Analizi.....	18
3.2.8.	Elektriksel İletkenlik (EC) Analizi.....	19
<b>BÖLÜM 4 .....</b>		<b>21</b>
<b>4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....</b>		<b>21</b>
4.1.	Koagülasyon-Flokülasyon Deney Sonuçları.....	21
4.1.1.	Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Bulanıklık Giderimine Etkisi.....	21
4.1.2.	Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Klorür Giderimine Etkisi.....	23
4.1.3.	Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Alkalinite Giderimine Etkisi .....	24
4.1.4.	Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Elektriksel İletkenlik Giderimine Etkisi	25
4.1.5.	Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Sülfat Giderimine Etkisi.....	27

<b>BÖLÜM 5.....</b>	<b>29</b>
<b>SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....</b>	<b>29</b>
<b>KAYNAKLAR.....</b>	<b>32</b>
<b>ÖZGEÇMİŞ .....</b>	<b>37</b>



## TABLULAR LİSTESİ

Tablo 2.1.	Arıtımı gerçekleştirilen fizikokimyasal parametrelerin sınır değerleri ..	6
Tablo 3.1.	Ham suyun fizikokimyasal özellikleri .....	14
Tablo 3.2.	Koagülasyon-Flokülasyon çalışması deneysel özellikler .....	15



## ŞEKİL LER LİSTESİ

Şekil 3.1.	Örnekleme noktası [33] .....	12
Şekil 3.2.	Kızılırmak Havzası akarsuları ve barajları [34] .....	13
Şekil 3.3.	Kızılırmak Nehri'nden bir görüntü.....	14
Şekil 3.4.	DeneySEL Koagülasyon-Flokülasyon .....	15
Şekil 3.5.	pH metre.....	16
Şekil 3.6.	Türbidimetre.....	16
Şekil 3.7.	Askıda Katı Madde analizinde kullanılan etüv .....	17
Şekil 3.8.	Titrasyon işlemlerinin gerçekleştirildiği büret .....	18
Şekil 3.10.	Sülfat kalibrasyon eğrisi .....	19
Şekil 3.11.	Sülfat ölçümü için hazırlanan numuneler .....	19
Şekil 3.12.	Hassas terazi.....	19
Şekil 3.13.	Isıtıcılı manyetik karıştırıcı .....	20
Şekil 4.1.	Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen bulanıklık giderim verimleri.....	21
Şekil 4.2.	Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen klorür giderim verimleri .....	23
Şekil 4.3.	Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen alkalinite giderim verimleri .....	25
Şekil 4.4.	Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen iletkenlik giderim verimleri.....	26
Şekil 4.5.	Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen sülfat giderim verimleri.....	28

## SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

<b>TÇM</b>	: Toplam Çözünmüş Madde Miktarı
<b>K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub></b>	: Potasyum kromat
<b>AgNO<sub>3</sub></b>	: Gümüş nitrat
<b>NaCl</b>	: Sodyum klorür
<b>NaOH</b>	: Sodyum hidroksit
<b>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	: Sülfürik asit
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></b>	: Hidrojen peroksit
<b>BaCl<sub>2</sub></b>	: Baryum klorür
<b>HCl</b>	: Hidroklorik asit
<b>Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	: Sodyum sülfat
<b>N</b>	: Normalite
<b>M</b>	: Molar
<b>A</b>	: Numune için titrasyon miktarı (mL)
<b>B</b>	: Şahit için titrasyon miktarı (mL)
<b>TKM</b>	: Toplam katı madde
<b>AKM</b>	: Askıda katı madde
<b>UAKM</b>	: Uçucu askıda katı madde
<b>C</b>	: Filtre kâğıdı+kuru kalıntının tartımı (mg)
<b>D</b>	: Filtre kağıdının tartımı (mg)
<b>V</b>	: Numune hacmi (ml)



**EC** : Avrupa Birliği

**WHO** : Dñnya Sağlık Örgütü



## BÖLÜM 1

### GİRİŞ

Endüstrileşme faaliyetleri ile doğal kaynaklara yapılan müdahaleler, çevre kirliliğini hızla arttırmaktadır. Çevre kirliliği tersinmez bir hal aldığına geri dönülmesi zor ya da imkânsız bir süreç başlayacaktır. Dolayısıyla bu kirliliği kontrol altına alabilmek için kirleticilere yönelik uygun ve ekonomik bertaraf yöntemleri araştırılarak uygulamaya konulmalıdır. Su kaynaklarının kirlenerek hızla azalması da bu problemlerden biridir ve farklı kirlilik yüklerine maruz kalan su kaynaklarının kullanım amacına uygun olarak etkili ve ekonomik yöntemlerle arıtılması gerekmektedir.

Kızılırmak Nehri'nin birçok bölgeden geçmesi, o bölgelerin arıtılmış veya arıtılmamış kirlilik yüküne maruz kalmasına sebep olmaktadır. Kızılırmak Nehri'ndeki doğal ekosistemin kaldıramayacağı kadar kirlilik yüküne maruz kalmaması ve bu kirletici parametrelerin kontrol altında tutulması gerekmektedir.

Çalışma kapsamında, Kızılırmak Nehri'nden numune alınarak bu numunelerin pH, elektriksel iletkenlik (EC), bulanıklık, sülfat ( $SO_4^{2-}$ ), klorür ( $Cl^-$ ) ve alkalinite gibi fizikokimyasal kirlilik parametreleri belirlendikten sonra alınan numunelerin içeriğindeki kirleticilerin koagülasyon-flokülasyon metodu ile arıtımında optimum parametreler (başlangıçtaki koagülant dozajı, koagülant türü, pH) belirlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, atıksu arıtımında verimli ve ekonomik bir arıtım yöntemi olarak kullanılabilir yeni şartların (fiziksel parametreler, farklı koagülantlar vb.) tespitini sağlamıştır. Ayrıca, Kızılırmak ve benzeri yüzeysel su kaynaklarının içme ve kullanma suyu amaçlı arıtımlarına yönelik olarak arıtma tesislerinde kullanılması gereken koagülant türü, koagülant miktarı ve pH değerleri hakkında yol gösterici olmuştur. Bununla birlikte Nevşehir İli Avanos İlçesi'nden geçen kesitte güncel kirlilik yükünün ve miktarının tespiti yapılmıştır.

## BÖLÜM 2

### GENEL BİLGİLER

Su, bütün canlıların yaşamı için ihtiyaç duyduğu bir kaynaktır. Yer üstü su kaynakları nehirler, göller, okyanuslar veya yeraltı suları gibi birçok kaynaktan oluşur. Su kaynakları arasında, yüzeysel sular içme suyu kaynağı olarak kullanılabilir. Yüzeysel suların arıtılmasıyla ilgili sorunlardan biri de yüzeysel sulardaki bulanıklıktır. Alg, kil, silt, toprak erozyonundan kaynaklanan metal oksitler, virüsler, bakteriler, asbest, silikat gibi mineral maddeler, ince organik madde parçacıkları ve çözünür malzeme gibi askıda maddeler de yüzeysel sularda bulanıklığa neden olur [1,2].

Koagülasyon-flokülasyon yöntemi yüzeysel su kaynaklarında bulunan bazı kirleticilerin özellikle bulanıklık ve doğal organik maddelerin giderimini sağlamak amacıyla kullanılır. Koagülasyon-flokülasyon yönteminin temelini oluşturan koagülasyon, bir dizi fiziksel-kimyasal etkileşimi içeren çok karmaşık bir süreçtir. Uygulanan koagülant türü, hedef kirleticilerin uzaklaştırılmasında önemli roller oynayabilir [3].

Hızlı ve yavaş karıştırma prensibine dayanan koagülasyon-flokülasyon yöntemi ile alüminyum sülfat, alüminyum klorür, demir klorür, demir sülfat gibi alüminyum ve demir bazlı tuzlar gibi geleneksel koagülantlar yaygın olarak kullanılmakla birlikte günümüzde birçok sentetik polimer de koagülant olarak kullanılmaktadır [3–6].

Koagülantlar çözeltiliye ilave edildikten sonra, alüminyum ve demir iyonları sürekli kendi kendini hidrolize eder ve sonunda hidroksit katıları oluşur. Oluşan hidroliz ürünleri ve hidroksit katıları, kirleticilerin giderilmesini sağlamak için partikül ve çözünmüş maddeleri nötralize edebilir veya adsorbe edebilir. Alüminyum ve demir tuzlarının hidrolize etme işlemi, suyun pH'ı, alkalitesi, sıcaklığı ve birlikte var olan iyonlardan etkilenebilir [3]. Ayrıca koagülant dozajının hassas kontrolü, parçacıkların aşırı dozda iyon yüklerinin tersine çevrilmesine ve yeniden dengelenmesine yol açabileceğinden gereklidir [7].

Akarsuların bünyelerinde barındırdıkları akarsu kollarına göre sahip oldukları alanlara havza adı verilmektedir. Ülkemizdeki toplam akarsu havza sayısı 26'dır. Bu havzalar içerisinde Kızılırmak Havzası, Fırat Havzası'ndan sonra Türkiye'nin ikinci büyük

havzasını oluşturmaktadır [8]. Dolayısıyla geniş bir havza alanı daha geniş etkileşim ve kirlenme potansiyeline sebep olmaktadır.

Kızılırmak, adını içerisinde tuz ve jips bulunan genellikle kıvılcımlı renkli, kumlu-killi topraktan almaktadır. Ülke sınırlarımız içerisinde doğan ve denize dökülen, en uzun su kaynağımızdır. Sivas ili İmranlı ilçesinin doğusundaki Kızıldag'dan (3025 m) doğmaktadır ve 1355 km uzunluğa sahiptir. İç Anadolu'dan geçerek Bafra Burnu'ndan Karadeniz'e dökülür. Dolayısıyla 78180 km<sup>2</sup>'lik açık bir havzaya sahiptir [9].

Geniş bir havzaya sahip olan Kızılırmak Nehri geçtiği bazı bölgelerde zaman zaman alternatif bir su kaynağı olarak kullanılmaktadır. Dolayısıyla maruz kaldığı ve kalacağı potansiyel kirliliği kontrol altına alabilmek için yüzeysel su kaynaklarına deşarj edilen kirlenmelere yönelik olarak uygun ve ekonomik bertaraf yöntemleri araştırılmalı ve uygulamaya konulmalıdır.

## **2.1. Yüzeysel Sularda Bulunan Fizikokimyasal Parametreler**

### **2.1.1. pH ve Sıcaklık**

pH, suyun asidik ve bazik olma özelliğini gösterir ve hidrojen iyonlarının konsantrasyonunu ölçen bir parametredir [10,11]. pH değerleri 7-14 arasında değişir. pH'ı 7 olan sular nötr özellik gösterirken, pH'ı 7'den düşük olan sular asidik ve pH'ı 7'den büyük sular ise bazik özellik gösterir [12].

Kimyasal bileşenin türlerinin konsantrasyonu çözeltideki hidrojen iyonu konsantrasyonuna bağlı olduğundan, hidrojen iyonu konsantrasyonu hem doğal sular hem de atık sular için önemli bir kalite parametresidir. Biyolojik yaşam için uygun konsantrasyon aralığı oldukça sınırlıdır [11,13].

Sıcaklık ve pH parametreleri göl ve nehirlerdeki biyolojik yaşamı etkiler. Yüksek sıcaklıkta nehre deşarj edilen atıksu nehir suyunun sıcaklığını artırır. Su sıcaklığının artması, oksijenin sudaki çözünürlüğünü azaltacağından nehir suyundaki biyolojik yaşam için çözünmüş oksijen yetersiz kalacaktır. Suyun sıcaklığı kimyasal reaksiyonları, reaksiyon hızlarını ve su ortamında yaşayan canlıları etkilemektedir [11,14]. pH, toplam alkalinite ve elektriksel iletkenlik ile ilişkilidir [15].

### **2.1.2. Bulanıklık**

Bulanıklık, askıda ve koloidal partiküller içeren suyun ışığı dağıtma özelliğidir. Sudaki çözünen organik maddeler, mikroorganizmalar kil veya kumlar bulanıklığa neden olur. Yüzey sularda en çok karşılaşılan problemlerden biri bulanıklıktır. Toprak erozyonundan kaynaklanan mineral maddeler, ince organik madde parçacıkları ve çözünen malzeme gibi askıda maddeler su bulanıklığına neden olur. Akış hızı düşük olan sularda (göl veya durgun su) bulanıklığın çoğu koloidal ve çok küçük taneciklerden oluşmaktadır. Akış hızı yüksek olan sularda (nehir, akarsu) bulanıklığın çoğu iri taneciklerden oluşmaktadır. Sel ve taşkın sonucunda toprağın üst tabakasının taşınması, evsel ve endüstriyel atıksuların deşarjı, kar erimeleri ve yağmur sularının drenajı ile organik, inorganik maddeler nehir ve göllere taşınır ve bulanıklığa neden olur. Atıksu deşarjı ve zirai sulama sularıyla taşınan azot ve fosforun yüzey sularında aşırı artması suyun berraklığını azaltır [11,16].

### **2.1.3. Askıda Katı Madde**

Sulardaki yüksek askıda katı madde konsantrasyonu suyun berraklığını azaltır ve suyun bulanıklığına neden olur. Askıda katı madde toksik olmasa da su ekosisteminin dengesini bozabilir. Suda bulunan askıda katı maddelerin varlığı, güneş ışığının suyun derinliklerine ulaşmasını engeller ve suda yaşayan bitkilerin fotosentetik aktivitelerini bozar. Bunun sonucunda suda bulunan canlıların büyümesini etkiler ve suda yaşayan canlıların ölümüne neden olur [17–20].

### **2.1.4. Alkalinite**

Sudaki hidroksitler, karbonatlar ve bikarbonatlar olarak bir veya daha fazla iyon olarak bulunur. pH, sertlik ve alkalinite sudaki maddeler için toksik olabilir. Asidi nötralize etme kapasitesi veya bir su kütlesinin pH değişimlerine karşı direnç gösterme kabiliyeti olarak tanımlanır. Asidin aşındırıcı etkilerini azaltmak için su kaynağında belirli miktarda bulunması istenir. Yüksek alkalinite, yağış sularının ve atıksulardan kaynaklanan asidik kirliliği nötralize eder. Yağış suları ve atıksuların deşarj edilmesi yüzey sulardaki alkaliniteyi etkiler [21].

### **2.1.5. Klorür**

Yüzey suları ve yeraltı su kaynaklarında klorür iyonu yaygın olarak bulunur. Klorürün uygun konsantrasyonlarında insan sağlığı için bir sakınca yaratmadığı bilinmektedir. Ancak  $250 \text{ mg L}^{-1}$ 'den yüksek konsantrasyonlarda tuz tadı verir. Sularda bulunan klorür, suyun iletkenliğini arttırdığından korozyon oluşumu kolaydır. Nehirlere deşarj edilen evsel ve endüstriyel atıksular nehirdeki klorür miktarını artırır [16].

### **2.1.6. Toplam Çözünmüş Madde**

Elektriksel iletkenlik, suyun elektrik akımını iletme yeteneğini gösterir. İyon konsantrasyonunun artmasıyla suyun elektriksel iletkenliği artar. Elektriksel iletkenlik değeri, toplam çözünmüş (TÇM) katıların miktarını gösterir. Suyun sulama için uygunluğunu belirlemede kullanılan bir parametredir [13].

Potasyum, sodyum, klorür, magnezyum, sülfat gibi çeşitli inorganik bikarbonatlar ile bazı organik mineraller veya tuzlar su içinde çözünür. Evsel atıksular ile endüstriyel atık sular toplam çözünmüş katı maddelerin kaynağını oluşturur [12].

### **2.1.7. Sülfat**

Sülfat, yüzey sularına doğal yollardan karışan ve tüm yüzey sularda farklı miktarda bulunan bir iyondur. Atıksuların deşarjı sonucunda yüzey sularında bulunan sülfat miktarı artar. Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (EPA)'nın sülfat için ikincil türevi insan sağlığı için risk oluşturduğundan  $250 \text{ mg L}^{-1}$  olarak belirlenmiştir. Sülfatın hidrojen sülfüre indirgenmesi ile korozyon, toksisite, koku gibi problemler meydana gelir [16].

## **2.2. Yüzeysel Sularda Bulunan Fizikokimyasal Parametrelerin Sınır Değerleri**

6 Temmuz 2019 Tarihli ve 30823 Sayılı Resmî Gazete'de "İçme Suyu Temin Edilen Suların Kalitesi ve Arıtılması Hakkındaki Yönetmelik", içme ve kullanma suyu temin edilmesi planlanan sular için A1, A2 ve A3 olmak üzere üç farklı kategori belirlenmiş ve bu kategoriye göre içme suyu olarak kullanılacak sulara uygulanacak arıtım yöntemleri tespit edilmiştir. Yönetmeliğe göre;

A1: Basit fiziksel arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen suları,

A2: Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen suları,

A3: Fiziksel arıtma, kimyasal arıtma, ileri arıtma ve dezenfeksiyon ardından içilebilir hale gelen suları ifade etmektedir.

Bununla birlikte, içme ve kullanma suyu olarak kullanılacak suların arıtıldıktan sonra nihai olarak, İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik ile belirlenmiş olan içme suyu standartlarını sağlaması gerekmektedir. Çalışmamızda kullanılan fizikokimyasal kirletici parametrelerin Türk Standartları Enstitüsü (TSE), Avrupa Birliği (EC) ve Dünya Sağlık Örgütü (WHO)'ne göre belirlenmiş sınır değerleri Tablo 2.1'de verilmiştir.

**Tablo 2.1.** Arıtımı gerçekleştirilen fizikokimyasal parametrelerin sınır değerleri.

Parametre	Birim	Maksimum Sınır Değer		
		TSE	EC	WHO
pH		6.5-9.5	6.5-8.5	6.5-9.5
Bulanıklık	NTU	5	4	5
Klorür	mg L <sup>-1</sup>	250	250	250
İletkenlik	Ohm <sup>-1</sup> /cm	2500	2500	2500
Sülfat	mg L <sup>-1</sup>	250	250	250
Alkalinite	mg L <sup>-1</sup>	-	-	-

### 2.3. Literatür Çalışmaları

Koagülasyon-flokülasyon metodu basit ve maliyetli olmasının yanı sıra koagülasyon işleminden sonra çözültide kalan bakiye koagülant dozu çevre ve insan sağlığı için problemler oluşturabilmektedir. Bu amaçla koagülasyon-flokülasyon metodunda demir ve alüminyum tuzları ile bu tuzlara alternatif olarak kullanılabilen koagülant türleri ve koagülant dozları hakkında çalışmalar yapılmaya devam edilmektedir.

Hussain vd. (2019) yaptıkları çalışmada koagülant olarak alum (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.18 H<sub>2</sub>O) ve yeni titanyum (III) klorür (TiCl<sub>3</sub>) kullanarak çözülmüş organik karbon (DOC)

giderimini araştırmışlardır. Çalışmada su rnekleri, Avustralya'nın en uzun nehri olan Murray Nehri'nden alınmıştır. Örnekler buz içinde taşınmış ve koagülasyon-flokülasyon ile su analizlerine kadar 4 C'de soğuk odada bekletilmiştir. Ardından Floresan Uyarma Emisyon Matrisi (F-EEM) spektrumları vasıtasıyla çözünmüş organik karbonun içeriğindeki maddeler karakterize edilmiştir. Çeşitli pH ve koagülant dozlarında flok biçimlenmesini izlemek için ise zeta potansiyeli ölçümlerinden faydalanılmıştır. Optimum pH için 3-9 arasında, optimum koagülant dozu için ise 2-40 mg L<sup>-1</sup> arasında çalışılmıştır. pH ayarı için 0,5 M NaOH veya 0,5 M HCl kullanılmıştır. Deneylerde 1 dk'lık 200 devir/dk hızında hızlı karıştırma ve 14 dakikalık 20 devir/dk hızında yavaş karıştırma uygulanmıştır. Deneyler 25 C oda sıcaklığında yapılmıştır. Ham suyun pH'ı 7,2±0,1, bulanıklığı 36±1 NTU, toplam çözünmüş organik karbon 11,3±0,2 mg L<sup>-1</sup> ve zeta potansiyeli 22,4±0,2 mV olarak llmştir. Alum kullanıldığında ve pH 4,5 olduğunda DOC giderimi %48, pH 6 olduğunda %43 ve pH 3 olduğunda ise %18 olarak tespit edilmiştir. TiCl<sub>3</sub> kullanıldığında ise pH 3 iken DOC giderimi %56, pH 4,5 iken %53 olarak tespit edilmiştir. pH arttıka DOC giderim veriminde keskin azalmalar meydana gelmiştir. Alum ve TiCl<sub>3</sub> için optimum pH'lar sırasıyla 6 ve 3 olarak belirlendiğinden optimum koagülant dozajları bu pH'lar üzerinden gerçekleştirilmiştir. 2-8 mg L<sup>-1</sup>'lik düşük dozajlarda alum, TiCl<sub>3</sub>'ten daha fazla DOC giderimi sağlamıştır. 8 mg L<sup>-1</sup>'nin üzerindeki dozajlarda ise TiCl<sub>3</sub> daha fazla DOC giderimi sağlamıştır. Alum için optimum koagülant dozajı 6,5 mg L<sup>-1</sup>, TiCl<sub>3</sub> için 16 mg L<sup>-1</sup> olarak belirlenmiştir. Çözünmüş organik karbon gideriminde optimum pH ve doz tespit edildiğinde TiCl<sub>3</sub> yüksek bir kapasitede arıtım sağlamıştır. TiCl<sub>3</sub>, alumdan daha büyük boyutta flok oluşturmuştur. TiCl<sub>3</sub> ile çözünmüş organik karbon giderim mekanizması olarak yk nötralizasyonu baskındır. TiCl<sub>3</sub>'n düşük alkalinite ve düşük pH'taki atıksuların arıtımında kullanılabileceği belirtilmiştir [22].

Park vd. (2015), koagülasyon-flokülasyon uygulamak üzere alüminyum sülfat (alum), polialmnyum klorür (PAC) ve demir (III) klorür (FeCl<sub>3</sub>) koaglantlarını seçmişlerdir. Su numunesi olarak ilk önce yüzeysel su ve kuyu suyunu karıştırmışlardır. Koagülantlar vasıtasıyla toplam orgaik karbon (TOC), DOC, bulanıklık ve iletkenlik parametrelerinin giderimini araştırmışlardır. PAC 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozajı ile en iyi performansı göstermiştir. İkinci olarak yağmur suyu ve kanalizasyon sularını karıştırmışlardır ve yine en fazla giderim performansını 20 mg L<sup>-1</sup>'lik PAC koaglantından almışlardır. nc olarak



deniz suyu, acımsı su ve yağmur suyu karışımında ise PAC dozajının 20-30 mg L<sup>-1</sup> civarında olması gerektiği tespit edilmiştir [23].

Özdemir ve Güngör (2017), tarafından yapılan çalışmada UV254'ün içme suyu kaynaklarından uzaklaştırılmasını sağlamak amacıyla koagülant olarak tek duvarlı karbon nanotüp (SWCNT) ve çok duvarlı karbon nanotüp (MWCNT) kombinasyonu kullanılmıştır. Ulutan Gölü suyunu kullanarak 4 mevsim boyunca alüminyum sülfat ve FeCl<sub>3</sub> ile konvansiyonel koagülasyon yöntemini denemişlerdir. Önerilen prosesin alum ve FeCl<sub>3</sub>'den daha verimli olduğu tespit edilmiştir. 50 mg L<sup>-1</sup>'den fazla alum+MWCNT dozunun SWCNT ile benzer olduğu, kış mevsiminde %81,12, sonbaharda %87,76, yaz mevsiminde %76,23 ve ilkbaharda %87,78 UV254 giderimi sağlandığı tespit edilmiştir. Yaz mevsiminde FeCl<sub>3</sub> ile ise %95,87'lik giderim sağlandığı tespit edilmiştir. Sonuçlar, birleştirilmiş koagülant uygulamalarının konvansiyonel koagülant uygulamalarından daha efektif arıtım sağladığını göstermiştir [24].

Sudsandee ve Patthanacheroen (2021), tepe kabilesi köylerine su sağlayan Tayland'daki bir dağ suyunun arıtımı için optimum alum dozajını belirlemek amacıyla bir çalışma yapmışlardır. Optimum alum dozajı yağmurlu mevsimlerde 20-40 mg L<sup>-1</sup> ve yaz mevsiminde 10-40 mg L<sup>-1</sup> olarak belirlenmiştir. Soğuk mevsimlerde ise arıtım için gerekli optimum alum dozajı 10 mg L<sup>-1</sup>'e kadar azalmıştır. Toplamda 3 yağmurlu mevsim, 3 yaz mevsimi ve 3 soğuk mevsim olmak üzere 12 adet su örneği alınmıştır. Koagülasyon-flokülasyon uygulanana kadar 72 saat 4 °C sıcaklıkta buz kutusunda örnekler muhafaza edilmiştir. Suyun 1 L'si ile bulanıklık, toplam çözünmüş katılar ve pH ölçümü yapılmıştır. 6 L'si ise koagülasyon-flokülasyon metoduna tabi tutulmuştur. Koagülant olarak potasyum alum seçilmiştir. Dozaj olarak ise 10, 30, 40, 50 ve 60 mg kullanılmıştır. Başlangıçta 1 dk 100 devir/dk hızında hızlı karıştırma yapılmış, ardından 30 dakika için 30 devir/dk hızında karıştırma yapılmıştır. Ardından tekrar bulanıklık, toplam çözünmüş katı ve pH ölçümü yapılmıştır. Optimum dozajdaki koagüantların dağ suyunun belirlenen içme ve kullanma suyu limitlerine getirilmesinde yeterli olduğu sonucuna varılmıştır [25].

Yang vd. (2010) tarafından Sarı Nehir suyunun arıtılmasıyla ilgili olarak alüminyum sülfat ve polialüminyum klorürün (PAC) pıhtılaşma performansına pH ve koagülant dozajının etkisi araştırılmıştır. Koagülasyon-flokülasyon 20±1 °C sıcaklıkta

gerçekleştirilmiştir. 1 L'lik numuneler 2.0 L'lik beherlere aktarıldıktan sonra belirlenen miktarda koagülantlar ilave edilmiştir. 60 saniye boyunca 200 devir/dk hızla hızlı karıştırılmış ardından 15 dakika süreyle 40 devir/dk hızda yavaş karıştırılmış ve ardından 25 dakika çökeltme yapılmıştır. Zeta potansiyeli, hızlı karıştırmadan 60 saniye sonra ölçülmüştür. Ardından UV254, DOC, bulanıklık ölçümleri yapılmıştır. 15 mg L<sup>-1</sup>'lik bir dozajda, PAC, bulanıklık, UV254 ve DOC için sırasıyla %96,3, %57,1, %32,7'lik giderim sağlamıştır. Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ise bulanıklık, UV254 ve DOC için ise giderim oranları sırasıyla %94,5, %53,5 %34,8 olarak bulunmuştur. PAC ve Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> için Sarı Nehir suyunun arıtılması sırasında optimal pH 6.0 olarak belirlenmiştir. Kullanılan iki koagülant için dozaj veya pH ne olursa olsun, kalan toplam alüminyumun çoğunluğu, en çok toplam çözülmüş alüminyumdur. Birkaç çeşit kalıntı alüminyum türü için daha düşük konsantrasyon göstermiş ve PAC, çözülmüş monomerik alüminyum konsantrasyonunu etkili bir şekilde azaltmıştır [26].

Song vd. (2015) Huangpu Nehri'nin içme suyu arıtımı için poliviniliden klorür mikrofiltrasyon membranlardan önce bir ön işlem olarak doğal organik maddeyi azaltmak için alüminyum sülfat ve demir (III) klorür koagülantlarını kullanmışlardır. Koagülasyon ön işlem testleri, koagülasyon-flokülasyon ile 1 L beherlerde gerçekleştirilmiştir. Koagülasyon işlemini başlatmak için beherlerdeki 1000 mL ham suya uygun miktarlarda (2-30 mg L<sup>-1</sup>) Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·18H<sub>2</sub>O veya FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O ilave edilmiştir. 100devir/dk hızlı karıştırma ile 1 dakika karıştırılmış, ardından 30 devir/dk 30 dakika yavaş karıştırılmış, sonra 30 dakika boyunca bekletilmiştir. Sonuç olarak alüminyum sülfat için koagülant dozu 2-30 mg L<sup>-1</sup> ve demir (III) klorür için >15 mg L<sup>-1</sup> olarak bulunmuştur. Koagülasyon verimliliğinin membran akışını önemli ölçüde etkilediği ve iyi koagülasyon özelliklerinin membran kirlenmesini azalttığını göstermiştir [27].

Kiran ve Suda (2022) yaptıkları çalışmada Hussain Sagar göl suyunu kullanılmıştır. Bulanıklığı gidermek için alüminyum ile birlikte biyokoagülant olarak Neem (Azadirachta indica) yaprak tozu kullanılmıştır. Alüminyum sülfat ve neem yaprağı tozunun dozunu belirlemek için koagülasyon-flokülasyon yöntemi uygulanmıştır. Biyo koagülant dozu litre başına 0.1 ile 1 gr olarak kullanılmıştır. Sonuç olarak alüminyum sülfat kullanıldığında %70,9, Neem tozu ile alüminyum sülfat birlikte kullanıldığında %94,8 bulanıklık giderme verimi elde edilmiştir [28].

Mensah-Akutteh vd. (2022) yaptıkları çalışmada yanıt yüzeyi metodolojisi kullanılarak koagülasyon-flokülasyonun optimizasyonunu araştırmıştır. Su kaynağı Accra, Gana'daki Weija Rezervuarı'ndan alınmıştır. Koagülant olarak alüminyum sülfat kullanılmıştır. pH, alüminyum sülfat dozu ve alkalinite parametreleri incelenmiştir. Optimum koagülasyon koşulları pH 7.0, alüminyum sülfat dozu 80,0 mg L<sup>-1</sup> ve alkalinite için 80,0 mg L<sup>-1</sup> olup bulanıklık %82,3 oranında giderilmiştir. pH 6.5 için renk giderimi %89,1 ve optimal koagülant dozu 80 mg L<sup>-1</sup>olarak tespit edilmiştir [29]

Mehmood vd. (2019) kağıt hamuru ve kağıt endüstri suyunun geri kazanımı için alüminyum sülfat, kireç ve magnezyum sülfat koagülantları kullanmıştır. Koagülasyon-flokülasyonda alüminyum sülfat için farklı pH değerleri uygulanmıştır. Alüminyum sülfat diğer koagülantlardan daha iyi giderim sağlamıştır. Alüminyum sülfat için optimal koagülant dozu 1200 mg L<sup>-1</sup> olarak ve pH 6.0'da bulanıklık giderimi verimi %98, KOİ giderim verimi %93, TÇM giderimi %82 ve renk giderimi ise %96 olarak tespit edilmiştir [30].

Haydar & Aziz (2009) tarafından tabakhane atık suyunun koagülasyon-flokülasyon-sedimentasyon yoluyla arıtılması için bir çalışma yapılmıştır. Koagülasyon-flokülasyon uygulanmadan önce bulanıklık, TSS, TCOD ve krom tayinleri yapılmıştır. Koagülant olarak alum, yardımcı koagülant olarak katyonik ve anyonik polimerler kullanılmıştır. Koagülasyon-flokülasyon için kavanozlara 2 L tabakhane atıksuyu alınmış ve 300 devir/dk 1 dakika hızla karıştırılmıştır. Hızlı karıştırma sırasında gerekli dozlarda koagülantlar kavanozlara eklenmiştir. Alüminyum dozu 0 ile 140 mg L<sup>-1</sup> arasında kullanılmıştır. Hızlı karışımın ardından 60 devir/dk 5 dakika, 40 devir/dk 5 dakika ve 20 devir/dk 10 dakika boyunca karıştırma işlemi yapılmıştır. Anyonik polimerin etkinliğini saptamak için, test parametresi olarak bulanıklık kullanılarak başlangıçta iki koagülasyon-flokülasyon yapılmıştır. İlk koagülasyon-flokülasyonda sadece alüminyum sülfat kullanılmıştır. İkinci koagülasyon-flokülasyon hızlı karışımın başlangıcında alum ve 30 saniyelik bir aradan sonra anyonik polimer ilave edilmiştir. Alüminyum dozu 0 ile 180 mg L<sup>-1</sup> arasında kullanılmıştır ve 5 mg L<sup>-1</sup>'lik sabit bir anyonik polimer dozu eklenmiştir. Koagülasyon-flokülasyondan sonra alüminyum doz 0 ile 180 mg L<sup>-1</sup> arasında kullanılmıştır. Alüminyum sülfat, katyonik ve anyonik polimerlerin kullanımının tabakhane atık sularının arıtımı için oldukça uygun olduğu sonucuna varılmıştır. Alüminyum sülfat ve katyonik polimer C-492 ile kombinasyonunun %97

bulanıklık giderimi, %93,5 toplam askıda katı madde (TSS) giderimi, %36,2 toplam kimyasal oksijen ihtiyacı (TCOD) giderimi ve %98,4 krom giderimi sağlamıştır. Alüminyum sülfat uygun anyonik polimer ile bulanıklığın %99,7'sini, TSS'nin %96,3'ünü, TCOD'un %48,3'ünü ve kromun %99,7'sini gidermiştir. 5 mg L<sup>-1</sup> katyonik polimer maksimum kirletici giderimi için optimum alüminyum sülfat dozu 100 mg L<sup>-1</sup> ve 5 mg L<sup>-1</sup> anyonik polimer kirleticilerde maksimum giderimi elde etmek için optimum alüminyum sülfat dozu 160 mg L<sup>-1</sup> olarak bulunmuştur. [31].



## BÖLÜM 3

### MATERYAL VE METOT

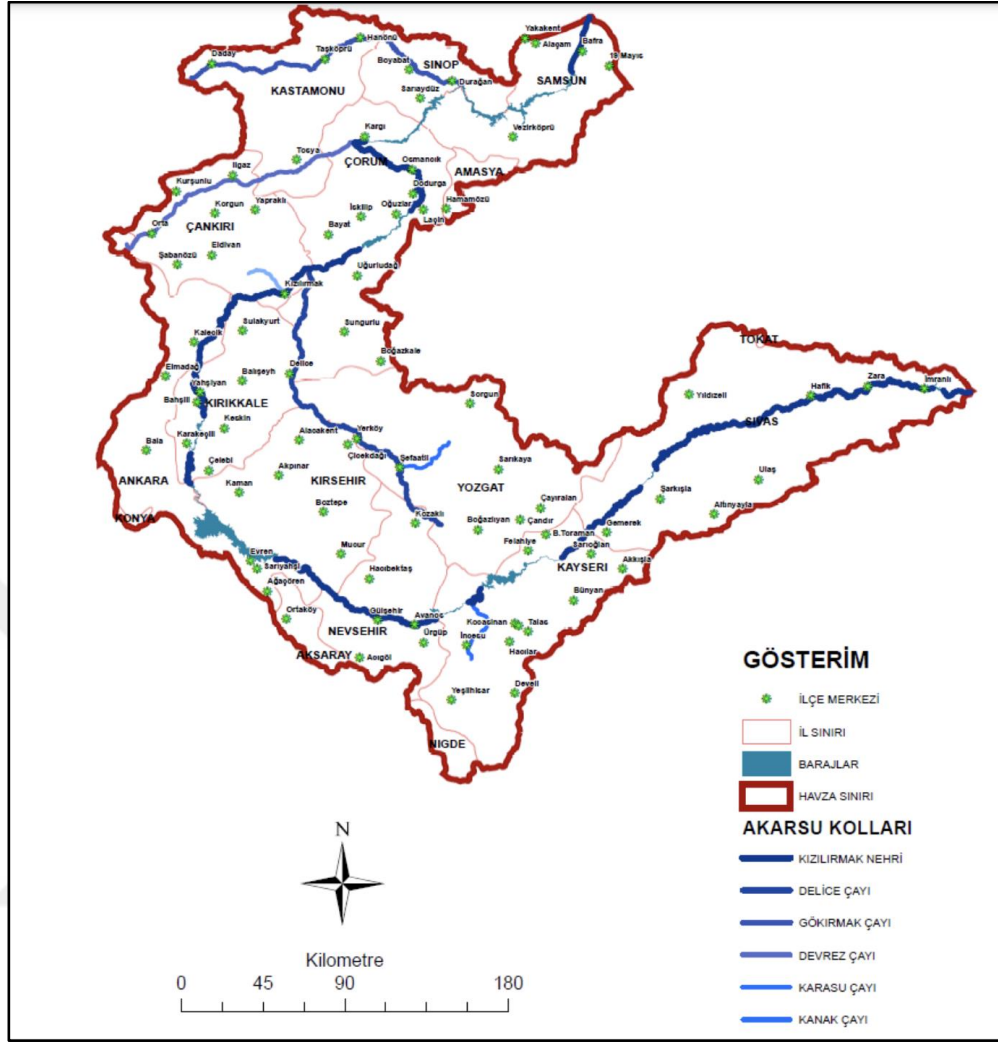
#### 3.1. Kullanılan Materyaller

Kızılırmak Nehri, Türkiye sınırları içerisinde doğan ve denize dökülen, en uzun akarsudur. Sivas ili İmranlı ilçesinin doğusundaki Kızıldağ'dan (3025 m.) doğmaktadır ve 1355 km uzunluğa sahiptir. Nehir, sularını denize boşalttığından açık havzaya sahiptir. Türkiye'nin en büyük havza alanına sahip olan Fırat Nehri'nden sonra ikinci sırada yer alır. Kızılırmak Nehri'nin rejimi düzensizdir. Birçok bölgeden geçtiği için farklı iklim tipleri görülür. Genellikle kar ve yağmur suları ile beslenir [9,32].

Çalışma kapsamında kullanılan tüm numuneler, Kızılırmak Nehri'nin Avanos İlçesi'nden geçen kesitinden toplanmıştır. Nehir, yeraltı suyu, yağış, yağmur suyu akışı ile beslenmekte, yaklaşık olarak akış yönüne doğru 2 km mesafede atıksu arıtma tesisi bulunmakta ve arıtma tesisinden nehre atıksu deşarjı yapılmaktadır. Ölçüm istasyonunun yeri  $38^{\circ}71'02''$  enlem ve  $34^{\circ}51'13''$  boylamıdır. Şekil 3.1' de örnekleme yapılan istasyon, Şekil 3.2'de Kızılırmak Havzası akarsuları ve barajları ile Şekil 3.3'te ise Kızılırmak Nehri'nden bir görüntü gösterilmektedir.



Şekil 3.1. Örnekleme noktası [33]



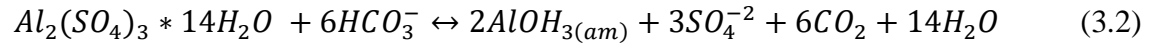
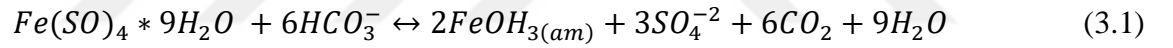
Şekil 3.2. Kızılırmak Havzası akarsuları ve barajları [34]

Su numuneleri Ocak 2022'de toplanmıştır. Plastik bir kap kullanılarak toplanan numuneler kıydan yaklaşık 3 m mesafeden ve su yüzeyinin 20-30 cm altından alınmıştır. Numuneler toplandıktan sonra 30 dakika içinde Nevşehir Hacı Bektaş Veli Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bilimleri Bölümü'ne getirilmiş ve 4 °C'de saklanmıştır. Numuneler, alındıktan sonraki 1 hafta içinde analiz edilmiştir.



Şekil 3.3. Kızılırmak Nehri'nden bir görüntü

Çalışmada koagülant olarak kullanılan demir sülfat (CAS 7782-63-0) ve alüminyum sülfat (CAS 17927-65-0) Sigma-Aldrich (Münih, Almanya) firmasından temin edilmiştir. Demir sülfat ve alüminyum sülfat için koagülasyon işlemi sırasında meydana gelen temel stokiyometrik reaksiyonlar aşağıda verilmiştir:



**Tablo 3.1.** Ham suyun fizikokimyasal özellikleri

FİZİKOKİMYASAL PARAMETRELER	DEĞER
Sıcaklık (°C)	4,2
pH	7,62
Bulanıklık (NTU)	6,95
Alkalinite (mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	256
Klorür (mg L <sup>-1</sup> )	437,51
Sülfat (mg L <sup>-1</sup> )	34,07
İletkenlik (µs/cm)	729
AKM (mg L <sup>-1</sup> )	1>



## 3.2. Metot

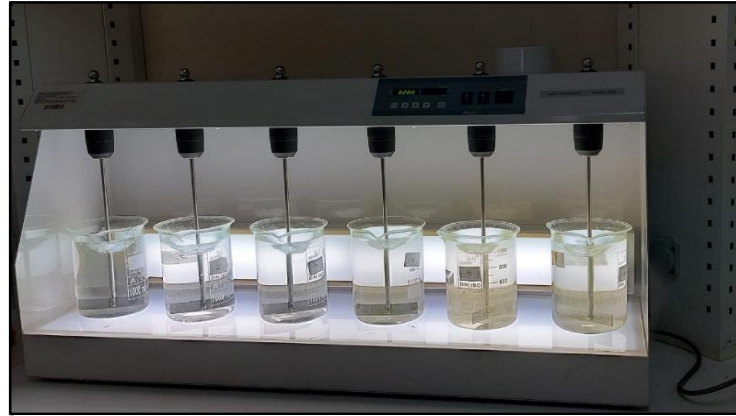
### 3.2.1. Koagülant ve pH Dozajlarının Belirlenmesi

Koagülasyon-flokülasyon, 1L hacminden toplanan örnekler üzerinde tezgâh ölçeğinde bir koagülasyon-flokülasyon cihazı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Tablo 3.2'de özetlendiği gibi analizler için 6 farklı koagülant dozu (10, 20, 30, 40, 50 and 60 mg L<sup>-1</sup>) ve 5 farklı pH değeri (4.5, 6.0, 7.0, 8.0, 9.5) seçilmiştir.

**Tablo 3.2.** Koagülasyon-Flokülasyon çalışması deneysel özellikler.

ÖZELLİKLER	TANIM
Koagülant	Demir sülfat, alüminyum sülfat
Koagülant dozu	10-60 (mg L <sup>-1</sup> )
Çözelti Ph aralığı	4.5-9.5
Hızlı karıştırma	1 dak. 200 (devir/dk)
Yavaş karıştırma	20 dak. 30 (devir/dk)
Çökelme süresi	1 saat

Başlangıç pH ayarlamaları 0.1 mol L<sup>-1</sup>'lik HCl ve NaOH çözeltileri ile sağlanmıştır. Koagülasyon-flokülasyon işlemi karıştırma ise 1 dakika boyunca 200 devir/dk hızlı karıştırma ve 20 dakika boyunca 30 devir/dk yavaş karıştırma şeklindedir. Karıştırma işleminden sonra beherlerde bulunan su numuneleri 60 dakika boyunca çökelme işlemine tabi tutulmuştur (Şekil 3.4). Ardından üst fazda yer alan çözelti alınarak parametrelerin ölçümü yapılmıştır.



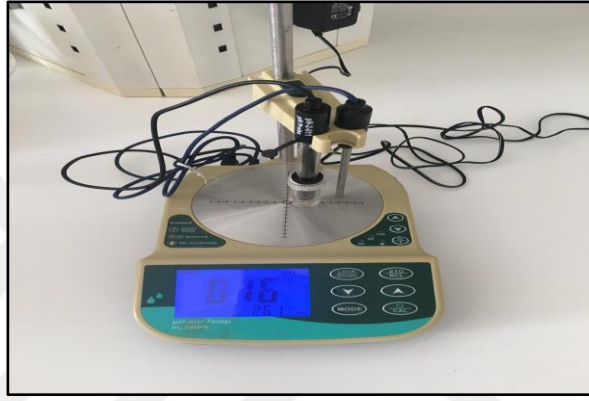
Şekil 3.4. Deneysel koagülasyon-flokülasyon



Koagülasyon işlemi tamamlandıktan sonra tüm numuneler için alkalinite analizleri (2310 B.) titrasyon, klorür analizleri (4500-Cl<sup>-</sup>) arjantometrik ve sülfat analizleri (4500-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.E) ise türbidimetrik metotlar esas alınarak standart metotlara göre yapılmıştır [35].

### 3.2.2. pH ve Sıcaklık Analizi

pH ve sıcaklık ölçümlerinde pH Bench Top Meter Model PL 700 PV (Tayvan) cihaz kullanılmıştır.



Şekil 3.5. pH metre

### 3.2.3. Bulanıklık Analizi

Koagülasyon işlemi öncesi ve sonrası numunenin bulanıklığı Velp Scientifica TB1 (İtalya) markalı türbidimetre cihazı kullanılarak NTU birimi ile ölçülmüştür. Ölçümlerden önce cihaz kalibrasyonu yapılmıştır.



Şekil 3.6. Türbidimetre

### 3.2.4. Askıda Katı Madde Analizi

İyice karıştırılan numune sabit tartıma getirilmiş 0,45 µm'lik filtre kağıdından (cam elyaf) süzülerek filtre kâğıdı 103-105 °C'de bir saat süre ile etüvde kurutulmuştur. Desikatörde oda sıcaklığına soğutulup tartılarak AKM konsantrasyonu belirlenmiştir. Askıda katı madde konsantrasyonunun tayininde Sartorius Stedim Biotech GmbH (85037-539-92) (Göttingen, Almanya) cihazı kullanılmıştır.



Şekil 3.7. Askıda Katı Madde analizinde kullanılan etüv

### 3.2.5. Alkalinite Analizi

Analizde, metiloranj çözeltisi, fenolftalein indikatör çözeltisi, standart 0.02 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> çözeltisi kullanılmıştır. 100 ml numune erlene alınmış ardından 3-4 damla fenolftalein çözeltisi ilave edilmiştir. Eğer renk pembe olmuşsa renk gidinceye kadar 0.02 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ile titre edilmiştir. Ardından asit miktarı kaydedilmiştir (P, Fenolftalein Alkalinitesi). Pempe renk oluşmamış ise, suyun pH'ı 8.3'den küçüktür demektir ve hidraosit+karbonat alkalinitesi sıfırdır. Aynı numuneye 3-4 damla metiloranj damlatılarak tekrar 0.02 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> titrasyonu ile soğan kırmızısına yakın bir renk oluşuncaya kadar titrasyona devam edilmiştir ve sarfedilen asit miktarı kaydedilmiştir (M, Metiloranj Alkalinitesi). Ardından Toplam Alkalinite hesabı için,  $T = P + M$  toplamı hesaplanmıştır.

### 3.2.6. Klorür (Cl<sup>-</sup>) Analizi

Analizde, potasyum kromat indikatör (K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub>) çözeltisi, standart gümüş nitrat titrantı ve standart sodyum klorür çözeltisi kullanılmıştır. Koagülasyon işlemi tamamlandıktan sonra pH 7-10 arasında olacak şekilde numune titre edilmiştir. 1.0 mL K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub> indikatör

çözeltisi ilave edildikten sonra standart  $\text{AgNO}_3$  çözeltisi eklenip titre edilmiştir. Bu titrasyon işlemi şahit için de yapılmıştır. Hesaplamalarda Denklem 3.3 kullanılmıştır.

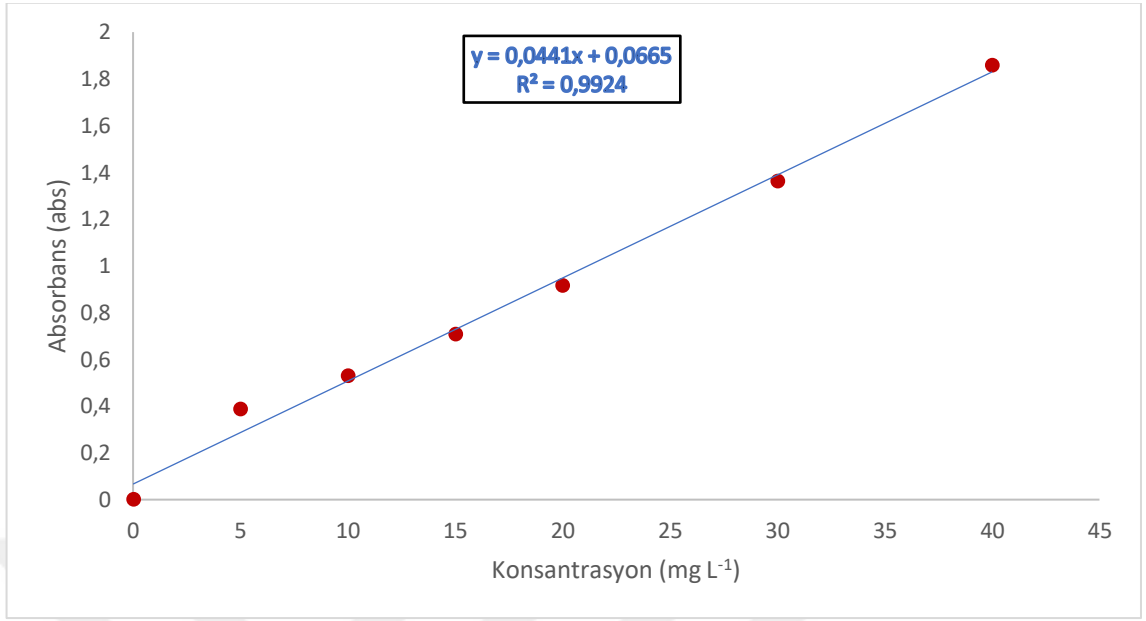
$$\text{mg L}^{-1} \text{Cl}^- = (\text{A}-\text{B}) * \text{N} * 35450 / \text{mL numune} \quad (3.3)$$



Şekil 3.8. Titrasyon işlemlerinin gerçekleştirildiği büret

### 3.2.7. Sülfat ( $\text{SO}_4$ ) Analizi

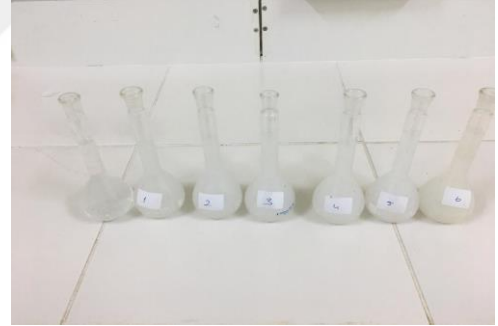
Analiz için asit-tuz çözeltisi ve baryum klorür ( $\text{BaCl}_2$ ) kullanılmıştır. Koagülasyon işleminden önce sülfat analizini gerçekleştirebilmek amacıyla deney prosedürüne uygun olarak kalibrasyon eğrisi oluşturulmuştur (Şekil 3.10). Koagülasyon işlemi tamamlandıktan sonra 100 mL'lik numunelere 5 mL asit-tuz çözeltisi eklendikten sonra magnetik karıştırıcıda karıştırılmıştır. 1 g (1 spatül) baryum klorür çözeltiliye eklenmiş ve 1 dk daha karıştırılmıştır. Ardından 420 nm dalga boyunda spektrofotometredeki değerler kaydedilmiştir. Ardından kalibrasyon eğrisinden elde edilen denkleme göre çözeltilerdeki sülfat konsantrasyonları tespit edilmiştir. Analizlerde PG Instruments T60 Visible Spektrofotometre (İngiltere) cihazı kullanılmıştır.



Şekil 3.9. Sülfat kalibrasyon eğrisi.



Şekil 3.10. Hassas terazi



Şekil 3.11. Sülfat ölçümü için hazırlanan numuneler

### 3.2.8. Elektriksel İletkenlik (EC) Analizi

Elektriksel iletkenlik analizlerinde pH Bench Top Meter Model PL 700 PV (Tayvan) cihazı kullanılmıştır. Ölçümlerden önce numuneleri homojen hale getirebilmek amacıyla Şekil 3.13'teki manyetik karıştırıcı kullanılmıştır.



Şekil 3.12. Isıtıcılı manyetik karıştırıcı

## BÖLÜM 4

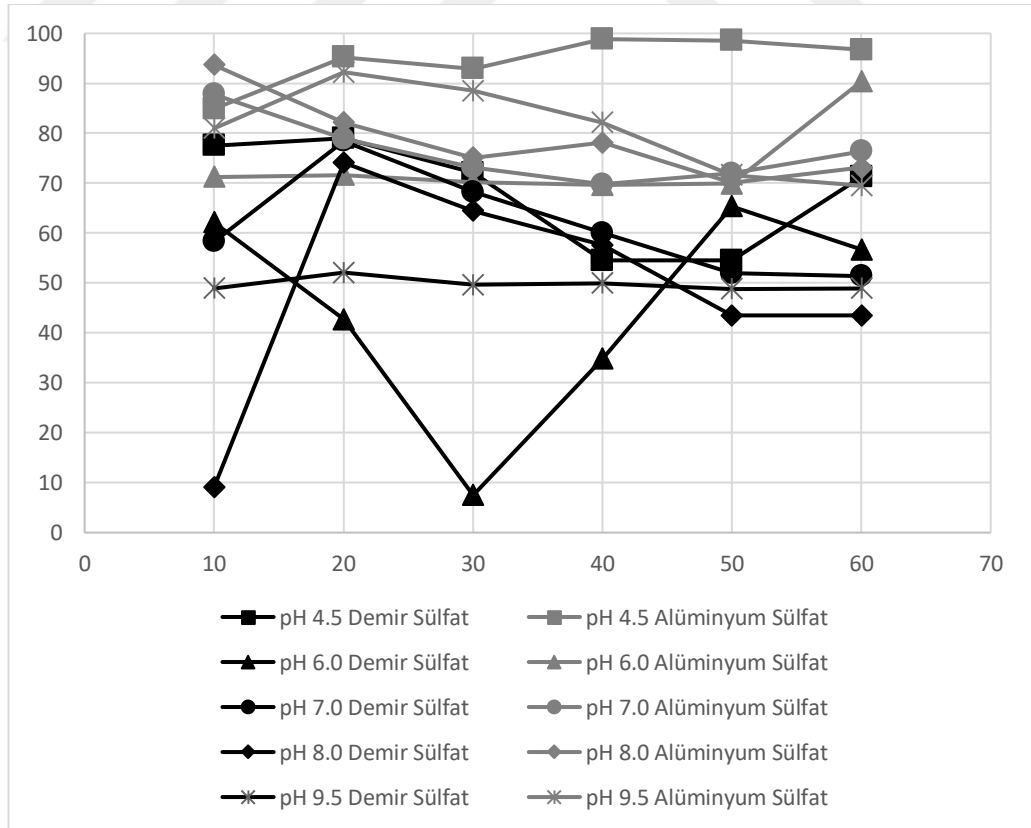
### ARAŞTIRMA BULGULARI

#### 4.1. Koagülasyon-Flokülasyon Deney Sonuçları

Çalışmada demir sülfat ve alüminyum sülfat olmak üzere iki farklı koagülant kullanılmıştır. Bu iki koagülantın bulanıklık, alkalinite, klorür, sülfat ve iletkenlik üzerindeki giderim davranışları incelenmiştir. Bunun için koagülant dozları ve başlangıçtaki pH değerleri farklı tutulmuştur. Kullanılan koagülant dozajları 10, 20, 30, 40, 50 ve 60 mg L<sup>-1</sup> ve pH değerleri ise 4.5, 6.0, 7.0, 8.0 ve 9.5 olarak seçilmiştir.

##### 4.1.1. Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Bulanıklık Giderimine Etkisi

Şekil 4.1 incelendiğinde demir sülfat ve alüminyum sülfat ile koagülasyon yapıldığında alüminyum sülfat koagülantının bulanıklık giderimi üzerindeki etkisinin tüm pH değerlerinde daha fazla olduğu açıkça görülmektedir.



Şekil 4.1. Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen bulanıklık giderim verimleri

pH 4.5 için koagülant dozları incelendiğinde ise demir sülfat için 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimi sağlanmışken alüminyum sülfat için ise 40 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Ayrıca koagülant dozu arttıkça alüminyum sülfat için giderim verimi artmış demir sülfat için ise giderim verimi azalmıştır. Demir sülfat ile bulanıklık giderimi maksimum %78,99 iken alüminyum sülfat için bu değer %98,84'e kadar ulaşmıştır.

pH 6 iken koagülant dozları incelendiğinde demir sülfat 50 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda, alüminyum sülfat ise 60 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimini sağlamıştır. 50 mg L<sup>-1</sup>'ye kadar benzer değerler elde edilmiş, 60 mg L<sup>-1</sup> dozda ise bulanıklıkta keskin bir azalma gözlenmiştir. Demir sülfat ile bulanıklık giderimi maksimum %65,32 iken alüminyum sülfat için bu değer %90,35'e kadar çıkmıştır.

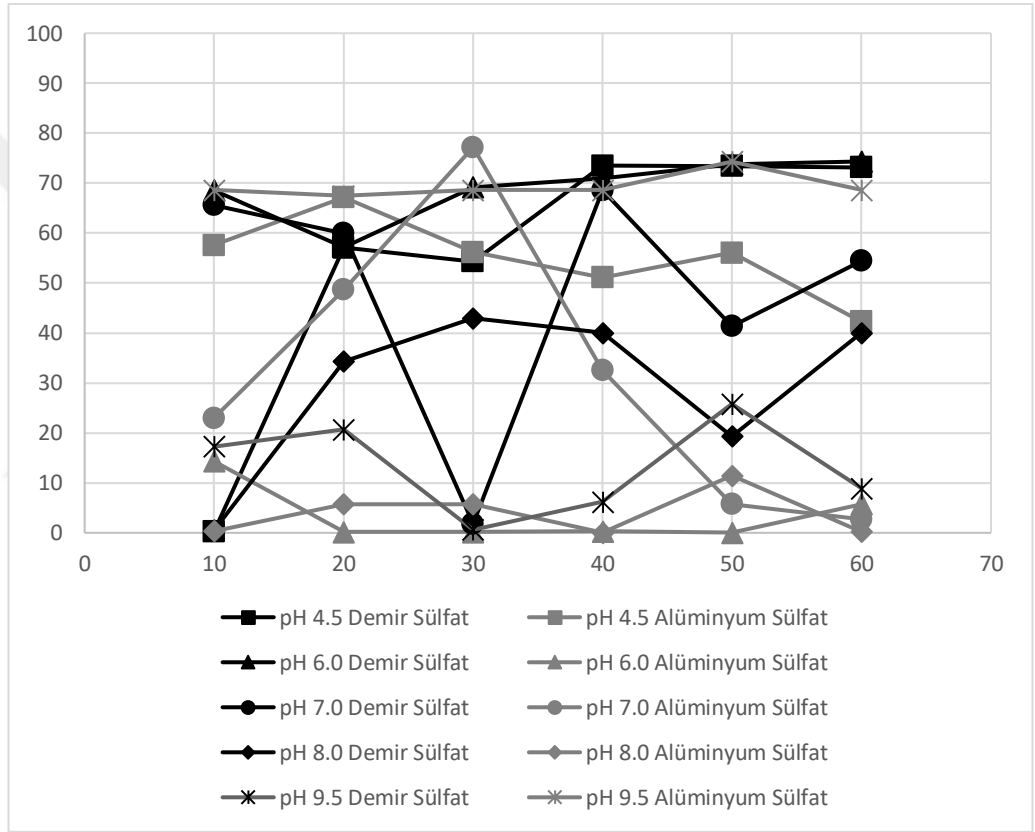
pH 7.0 iken koagülant dozları incelendiğinde demir sülfat için 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda, alüminyum sülfat için ise 10 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Optimal koagülant dozlarından sonraki dozlarda genel olarak giderim veriminde bir azalma meydana gelmiştir. Demir sülfat ile bulanıklık giderimi maksimum %78,41 iken alüminyum sülfat için bu değer %87,76'ya kadar çıkmıştır. 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda ise demir sülfat ve alüminyum sülfat benzer giderim göstermiştir.

pH 8.0 olduğunda koagülant dozları incelendiğinde demir sülfat için 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda, alüminyum sülfat için ise 10 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Ayrıca koagülant dozu arttıkça alüminyum sülfat için giderim verimi azalmıştır. Demir sülfat koagülantı ile giderim oranı pik yaptıktan sonra giderim oranında belirgin bir azalış görülmektedir. Demir sülfat ile bulanıklık giderimi maksimum %74,10 iken alüminyum sülfat için bu değer %93,67'e kadar çıkmıştır.

pH 9.5 iken demir sülfatın giderim etkisi oldukça azdır. Koagülant dozları incelendiğinde her iki koagülant için 20 mg L<sup>-1</sup>'lik dozda en fazla bulanıklık giderimi elde edilmiştir. Alüminyum sülfatın dozu arttıkça giderim veriminde %92,23'ten %69,49'a belirgin bir azalma gözlenmiştir. Demir sülfat ile bulanıklık giderimi maksimum %52,08 olarak tespit edilmiştir.

#### 4.1.2. Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Klorür Giderimine Etkisi

Şekil 4.2 incelendiğinde pH 4.5 için alüminyum sülfat, klorür gideriminde %67,14 oranına ulaşırken demir sülfat %73,51 oranında klorür giderimi sağlamıştır. Alüminyum sülfat için en etkin koagülant dozu  $20 \text{ mg L}^{-1}$  ve demir sülfat için ise  $40 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.  $30 \text{ mg L}^{-1}$ 'lik koagülant dozundan sonraki dozlarda demir sülfatın giderim veriminde artış tespit edilmiş, alüminyum sülfatın giderim veriminde ise bir azalma başlamıştır.



Şekil 4.2. Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen klorür giderim verimleri

pH 6.0'daki klorür gideriminde alüminyum sülfat önemli bir etki göstermemiştir. Demir sülfat %74,33 oranında klorür giderimi sağlamıştır. Alüminyum sülfat için en etkin koagülant dozu  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (%14,36) ve demir sülfat için ise  $60 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.  $20 \text{ mg L}^{-1}$ 'lik koagülant dozundan sonraki dozlarda demir sülfatın giderim veriminde artış tespit edilmiştir.

pH 7.0 olduğunda alüminyum sülfat, klorür gideriminde %77,18 giderim oranına ulaşırken demir sülfat %68,57 oranında klorür giderimi sağlamıştır. Alüminyum sülfat



için en etkin koagülant dozu  $30 \text{ mg L}^{-1}$  ve demir sülfat için ise  $40 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.  $30 \text{ mg L}^{-1}$ 'lik koagülant dozundan sonra alüminyum sülfat için klorür giderim verimi belirgin bir biçimde azalmıştır.

pH 8.0'deki klorür gideriminde alüminyum sülfat, sadece %11,45'lik giderim sağlayabilmiştir. Demir sülfat için ise bu değer %42,96 oranına kadar artmıştır. Alüminyum sülfat için en etkin koagülant dozu  $50 \text{ mg L}^{-1}$  ve demir sülfat için ise  $30 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.

pH 9.5 değerinde alüminyum sülfat, klorür gideriminde yaklaşık değerler vermekle birlikte en fazla %74,29 oranına ulaşırken demir sülfat %8.9 oranında oldukça az klorür giderimi sağlamıştır. Her iki koagülant için en etkin koagülant dozu  $50 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.

#### **4.1.3. Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Alkalinite Giderimine Etkisi**

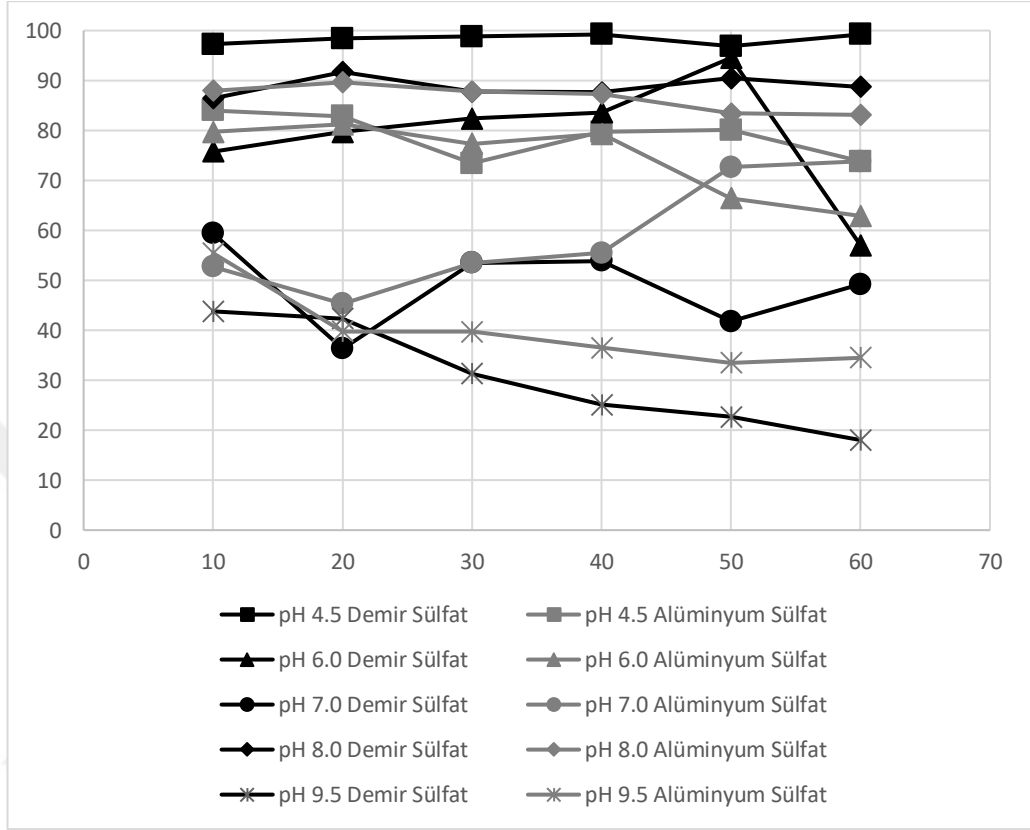
Alkalinite için giderim verimleri incelendiğinde pH 4.5 için demir sülfat ile alkalinite gideriminde %99,21'e varan oranda giderim sağlanmıştır. Alüminyum sülfat ile ise bu oran %83,98'e kadar ulaşmıştır. Demir sülfat için en etkin koagülant dozu  $40 \text{ mg L}^{-1}$  iken alüminyum sülfat için ise bu doz  $10 \text{ mg L}^{-1}$ 'dir (Şekil 4.3).

pH 6.0'daki alkalinite için giderim verimleri incelendiğinde demir sülfat ile alkalinite gideriminde %94,53 oranında giderim tespit edilmiştir. Alüminyum sülfat ile ise bu oran %81,25'e kadar ulaşmıştır. Demir sülfat için en etkin koagülant dozu  $50 \text{ mg L}^{-1}$  iken alüminyum sülfat için ise bu doz  $20 \text{ mg L}^{-1}$ 'dir. Alüminyum sülfat dozu arttıkça giderim verimi azalmış, demir sülfat dozu ise giderimde pik noktayı geçtikten sonra giderim verimi azalma eğilimi göstermiştir.

pH 7.0 için alkalinite giderim verimleri incelendiğinde demir sülfat ile %59,37'e varan oranda giderim sağlanmıştır. Alüminyum sülfat ile ise bu oran %73,82'ye kadar ulaşmıştır. Demir sülfat için en etkin koagülant dozu  $10 \text{ mg L}^{-1}$  iken alüminyum sülfat için ise bu doz  $60 \text{ mg L}^{-1}$ 'dir. Genel olarak bakıldığında alüminyum sülfat dozu arttıkça klorür gideriminde de artış gözlenmiştir.

pH 8.0'da alüminyum sülfat doz artışına benzer olarak arıtım sürekli artış göstermiş ve %90,40'a kadar ulaşmıştır. Demir sülfat ise %70,74'e varan oranda giderim

sağlanmıştır. Demir sülfat için en etkin koagülant dozu  $50 \text{ mg L}^{-1}$  iken alüminyum sülfat için ise bu doz  $60 \text{ mg L}^{-1}$ 'dir.

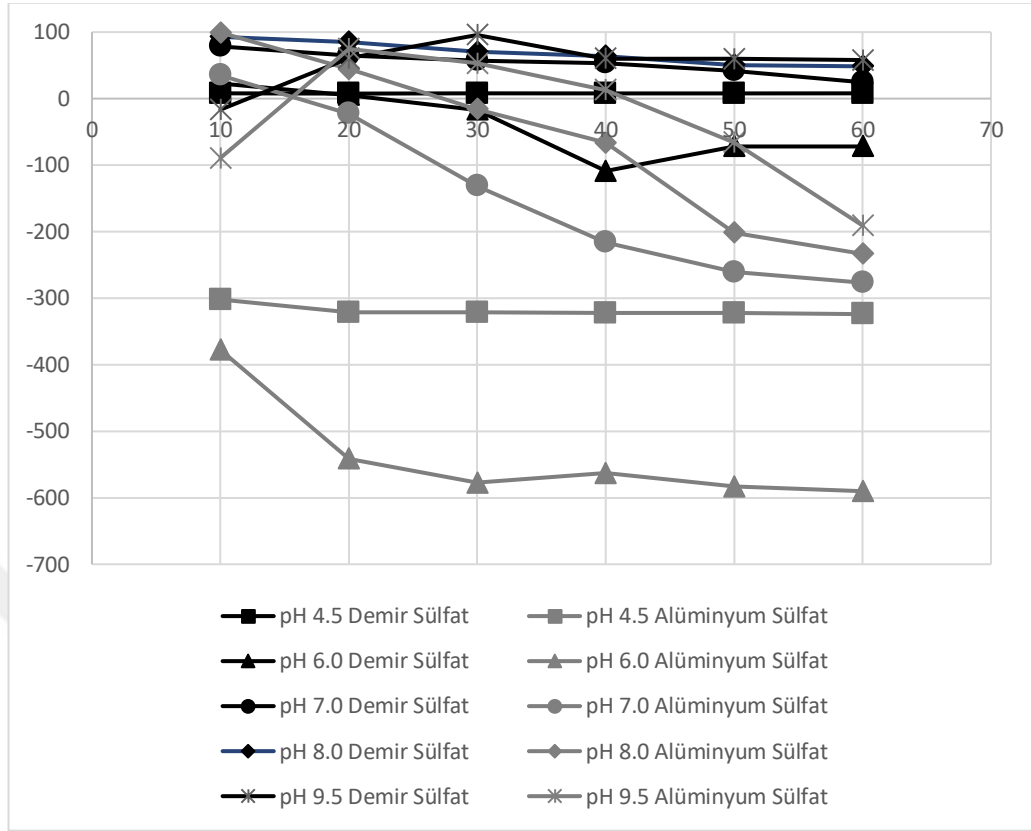


Şekil 4.3. Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen alkalinite giderim verimleri

pH 9.5 için alüminyum sülfat ile alkalinite gideriminde koagülant dozundaki artışa bağlı olarak sürekli bir artış gözlenmiş ve %89,06 oranında maksimum giderim sağlanmıştır. Demir sülfat ise %29,29 oranında giderim sağlamıştır. Her iki koagülant için en etkin koagülant dozu  $60 \text{ mg L}^{-1}$  olarak tespit edilmiştir.

#### 4.1.4. Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Elektriksel İletkenlik Giderimine Etkisi

Tüm elektriksel iletkenlik giderim değerlerine demir sülfat ve alüminyum sülfat koagülantlarının etkisi araştırıldığında alüminyum sülfatın ise %99,30'luk bir giderim sağladığı, demir sülfatın iletkenlik giderimine %95,61'lik çok az bir etkide bulunduğu tespit edilmiştir. Alüminyum sülfat asidik pH koşullarında elektriksel iletkenlik gideriminde çok etkili değildir (Şekil 4.4).



Şekil 4.4. Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen iletkenlik giderim verimleri

pH 6.0 olduğunda koagülant dozunun artışıyla iletkenlik konsantrasyonunda da bir artış gözlenmiştir. Dolayısıyla giderim verimi negatif yönlü olmuştur. Bununla birlikte 10 mg L<sup>-1</sup> dozdaki demir sülfat koagülantı ile %22,77 oranında iletkenlik giderimi mümkün olmuştur.

Ancak koagülant dozundaki artış özellikle alüminyum sülfat koagülantı için çözeltideki iletkenlik konsantrasyonunda da artışa sebep olmuştur. pH 7.0 için demir sülfat %78,46 oranında giderim sağlamıştır. Alüminyum sülfat için ise bu değer %35'tir. Ancak koagülant dozu arttıkça giderimde bir azalma meydana gelmiştir. Bununla birlikte 10 mg L<sup>-1</sup> koagülant dozundaki her iki koagülant için en yüksek giderim elde edilmiştir. Ancak 10 mg L<sup>-1</sup> doz değerinden sonra alüminyum sülfat dozu arttıkça çözeltideki iletkenlik konsantrasyonunda da bir artış meydana gelmiştir.

pH 8.0 için en yüksek giderim verimi için optimal koagülant dozunun 10 mg L<sup>-1</sup> olduğu belirlenmiştir. Alüminyum sülfat %99,30'luk bir giderim sağlarken demir sülfat ise %92,86'lık bir giderim verimi sağlamıştır. Her iki koagülant için de koagülant dozu arttıkça iletkenlik giderim veriminde belirgin bir azalma gözlenmiştir. Hatta 20 mg L<sup>-1</sup>

<sup>1</sup>'lik alüminyum sülfat dozundan sonra gelen doz artışında çözültideki iletkenlik miktarı artmaya başlamış dolayısıyla giderim verimi negatif yöne dönmüştür. Demir sülfatın giderim verimi ise en az %48,55 olarak tespit edilmiştir.

pH 9.5 değerinde diğer pH değerlerinde olduğu gibi demir sülfat etkin bir giderim sağlamıştır. Giderim verimi 30 mg L<sup>-1</sup> demir sülfat dozunda %95,61 değerine kadar ulaşmıştır. Alüminyum sülfat dozu ise 20 mg L<sup>-1</sup> iken %74,73 oranında giderim sağlanmıştır. Demir sülfat diğer pH değerlerinden farklı olarak doz artışı ile negatif giderim veriminden uzaklaşmıştır. Alüminyum sülfat dozu 40 mg L<sup>-1</sup> olduğunda ise çözültideki iletkenlik miktarı başlangıçtaki iletkenlik miktarına göre artış göstermiştir.

#### **4.1.5. Farklı pH ve Koagülant Dozlarının Sülfat Giderimine Etkisi**

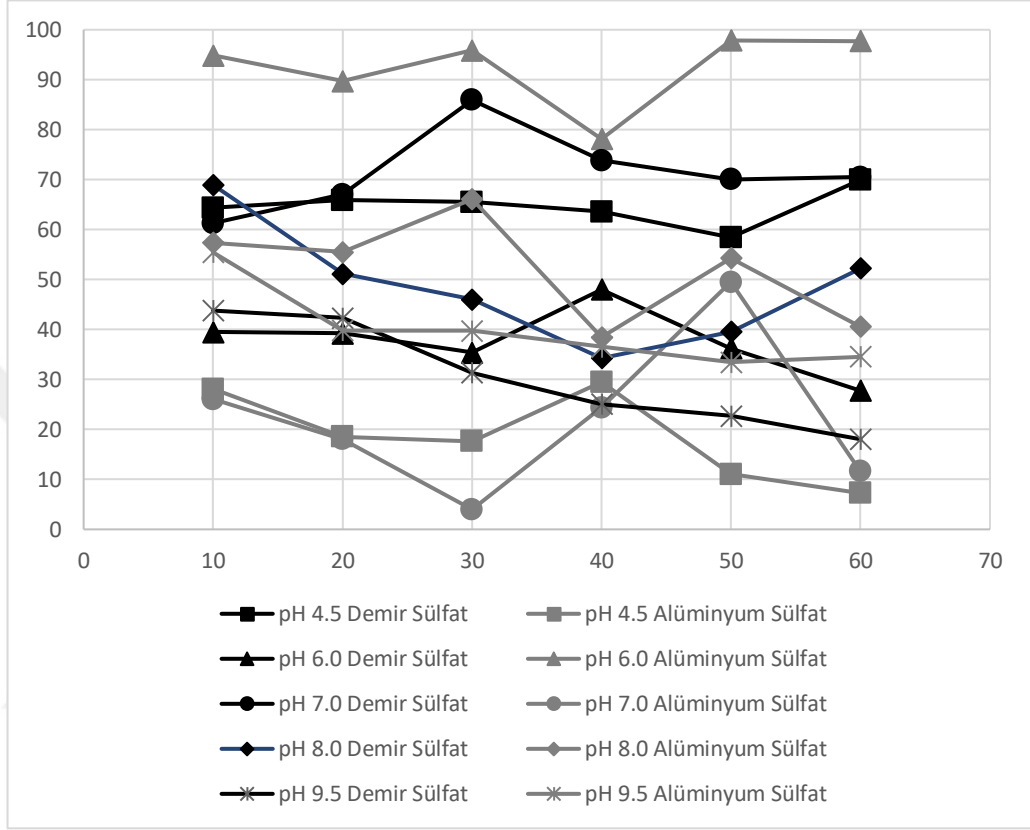
Şekil 4.5'te pH 4.5 için sülfat giderimi incelendiğinde demir sülfatın alüminyum sülfattan daha etkin bir giderim sağladığı görülmektedir. Demir sülfat %69,94 giderim oranına ulaşırken alüminyum sülfat için bu değer yalnızca %29,08'e kadar çıkabilmiştir. Demir sülfat için optimal koagülant dozu 60 mg L<sup>-1</sup> ve alüminyum sülfat için ise optimal koagülant dozu 40 mg L<sup>-1</sup>'dir. 40 mg L<sup>-1</sup>'den sonra doz arttıkça giderim veriminde azalma gözlenmiştir.

pH 6.0 için sülfat giderimi incelendiğinde alüminyum sülfatın demir sülfattan daha etkin bir giderim sağladığı görülmektedir. Alüminyum sülfat %97,85, demir sülfat ise %47,98 oranında sülfat giderimi sağlamıştır. Demir sülfat için optimal koagülant dozu 40 mg L<sup>-1</sup> ve alüminyum sülfat için ise optimal koagülant dozu 50 mg L<sup>-1</sup>'dir.

pH 7.0 için sülfat giderimi incelendiğinde demir sülfatın alüminyum sülfattan daha etkin bir giderim sağladığı görülmektedir. Demir sülfat %85,92 giderim oranına ulaşırken alüminyum sülfat için bu değer %49,51'dir. Demir sülfat için optimal koagülant dozu 30 mg L<sup>-1</sup> ve alüminyum sülfat için ise optimal koagülant dozu 50 mg L<sup>-1</sup>'dir. pH 6.0 ve pH 7.0 için demir sülfatın maksimum giderim sağladığı dozlarda alüminyum sülfatın minimum giderim sağlaması dikkat çekicidir.

pH 8.0 için sülfat giderimi incelendiğinde farklı koagülant dozlarında her iki koagülantın giderim veriminde farklılıklar gözlenmiştir. 20-50 mg L<sup>-1</sup> koagülant dozlarında alüminyum sülfat demir sülfattan daha etkin bir giderim sağlarken 10 ve 60 mg L<sup>-1</sup> koagülant dozlarında ise bu durumun tersi gözlenmiştir. En yüksek giderim

verimi  $10 \text{ mg L}^{-1}$  koagülant dozunda %68,95 ile demir sülfattan elde edilmiştir. Alüminyum sülfat için ise bu değer  $30 \text{ mg L}^{-1}$  koagülant dozunda %66,08 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.5. Farklı pH değerleri için demir sülfat ve alüminyum sülfattan elde edilen sülfat giderim verimleri

pH 9.5 için sülfat giderimi incelendiğinde alüminyum sülfatın demir sülfattan daha etkin bir giderim sağladığı görülmektedir. Alüminyum sülfat %55,44 giderim oranına ulaşırken demir sülfat için bu değer %43,79'dur. Her iki koagülant için optimal koagülant dozu  $10 \text{ mg L}^{-1}$  olup koagülant dozu arttıkça sülfat giderimi azalmaktadır.

## BÖLÜM 5

### SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Geçmişten günümüze kullanılan su kaynakları hızla tükenmekte ve zaman zaman alternatif su kaynakları aranmaktadır. Bu alternatif kaynaklardan biri de nehirler ve akarsulardır. Akarsular yüzey sularıdır ve hem doğal hem de antropojenik müdahalelerden sonra bazı kirlilik yüklerine maruz kalırlar. Bu kirletici parametreleri sudan uzaklaştırmak ve suyu kullanılabilir hale getirmek için birçok arıtma yöntemi kullanılmaktadır. Koagülasyon ve flokülasyon yöntemine dayanan düşük maliyetli koagülasyon-flokülasyon yöntemi de bu yöntemlerden biridir.

Bu çalışmada, Türkiye'nin en uzun nehrinin belirli bir kesitinden örnekler alınarak farklı parametrelere dair kirlilik yükü belirlenmiş ve iki farklı koagülant olarak demir sülfat ve alüminyum sülfatın farklı dozlarında analizler yapılmıştır. Bununla birlikte farklı başlangıç pH değerleri seçilerek her bir kirletici için optimal şartlar belirlenmeye çalışılmıştır. Analiz sonuçları değerlendirildiğinde, alüminyum sülfatın %98,84 bulanıklık giderimi sağladığını ve demir sülfata göre daha etkili bir arıtım gerçekleştirdiğini söylemek mümkündür [36]. Ayrıca her iki koagülant göz önüne alındığında, tüm pH değerlerinde bulanıklığın giderilmesi için 20 mg L<sup>-1</sup>'lik bir koagülant dozunun uygun olduğu söylenebilir [37]. Genel olarak yüksek pH değerlerinde (pH 7.0, pH 8.0, pH 9.5), maksimum uzaklaştırma verimine ulaşıldıktan sonra artan koagülant dozu ile yükün tersine dönmesi nedeniyle bulanıklık yeniden ortaya çıkma eğilimindedir [37,38]. Bu azalma, diğer bazı araştırmacılar tarafından da önerildiği gibi, aşırı doz nedeniyle koloidal partiküllerin yükünün tersine çevrilmesi ve yeniden dengelenmesine bağlanabilir [39,40]. Doz aşımı nedeniyle bu oluşum bozulabilir, bu nedenle su arıtma tesislerinde koagülasyon dozajı hassas kontrole tabi tutulmalıdır [37]. Düşük pH değerlerinde bulanıklığın giderilmesi için daha fazla koagülant dozu gerektiğini söylemek mümkündür [37,38]. Alüminyum sülfat için pH değerleri bulanıklık gideriminde önemli bir değişiklik göstermezken, demir sülfat, 4.5-8.0 pH aralığında daha etkili bir arıtma sağlamıştır. Dolayısıyla bulanıklığın giderilmesinde kullanılan koagülantların doz ve etkinliğinin pH değerlerinden

etkilendiğini söylemek mümkündür [41]. Ancak pH 7.0'a yaklaştıkça giderim veriminde bir düşüş ve pH 7.0 değerinden uzaklaştıkça bir artış gözlenmiştir.

Klorür giderim oranlarını incelediğimizde her iki koagülant için belirgin bir sonuç yoktur ve elde edilen değerler birbirine benzerdir. Ancak en yüksek giderimi %73,51 ile demir sülfat sağlamıştır. pH 7.0'dan sonra klorür giderim verimliliğinde önemli bir düşüş olmuştur [42,43]. Daha önceki çalışmalar ayrıca demir tuzlarının klorür gideriminde alüminyum tuzlarından daha etkili olduğunu göstermiştir [44].

Koagülantlar, çözünmeyen tuzlar oluşturmak için karbonat, bikarbonat ve hidroksit veya fosfat gibi mevcut alkalinite ile reaksiyona girer. Bu nedenle nehrin doğal alkalinitesi, suyun alüminyum sülfat ve demir klorür ile koagülasyon sonrası belirlenmiş sınır değerlere ulaşabilmek için kilit bir parametredir. Alkalinite giderimi incelendiğinde, pH 4.5 iken demir sülfat %99,21 giderim sağlamıştır. Demir sülfat için optimal koagülant dozunun  $40 \text{ mg L}^{-1}$  ve bu değer alüminyum sülfat için  $60 \text{ mg L}^{-1}$  olduğunu söylemek mümkündür. Demir sülfat pH 4.5 ve pH 6.0 gibi asidik koşullarda daha yüksek giderim sağlarken, alüminyum sülfat pH 8.0 ve pH 9.5 gibi bazik koşullarda daha yüksek alkalinite giderimi sağlamıştır. Çözeltiye  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  alüminyum sülfat eklendiğinde  $\text{CaCO}_3$  olarak  $0,51 \text{ mg L}^{-1}$ , demir sülfat ise  $\text{CaCO}_3$  olarak  $0,66 \text{ mg L}^{-1}$  tüketir [45]. Bu durum, demir sülfatın asidik koşullar altında daha aktif olmasıyla açıklanabilir. Çünkü alkalinite gideriminde demir sülfat asidik koşullarda daha iyi sonuç verirken, pH 7.0'dan sonra alüminyum sülfatın giderim verimi artmıştır.

İletkenlik konsantrasyonları genellikle artan koagülant dozları ile artmıştır [46–48]. Her iki koagülant için en iyi giderim koşulları,  $10 \text{ mg L}^{-1}$  koagülant dozunun uygulandığı ve pH'nın 8.0 olduğu koşullardır. Alüminyum sülfat ile %99,58'e varan daha yüksek iletkenlik giderimi sağlanmıştır [49]. Ayrıca pH 9.5 olduğunda da benzer değerler elde edilmiştir. Elektriksel iletkenliğin optimal olarak giderimi için temel koşulların uygun olduğunu söylemek mümkündür.

Sülfat giderimleri incelendiğinde, pH 6.0'da alüminyum sülfat uygulandığında en yüksek giderim oranı %97,85 olmuştur. pH bazik hale geldikçe sülfat uzaklaştırma verimi azalmıştır. Bazı çalışmalarda sülfatın asidik koşullarda daha iyi uzaklaştırıldığı belirtilmiştir. Bu, daha sonra sülfat adsorpsiyonunu önleyen demir hidroksil anyonlarının adsorpsiyonu ile ilişkili olan yüksek pH değerlerinde beklenen çok negatif

yüklü demir hidroksit yüzeyi ile açıklanabilir [43]. Özellikle alüminyum sülfat için koagülasyon dozu olarak 30 mg L<sup>-1</sup>'in üzerindeki dozların ve 50 mg L<sup>-1</sup> dozunun daha uygun olduğunu söylemek mümkündür. Sülfat gideriminde alüminyum sülfat için pH 6.0, demir sülfat için pH 7.0'ın optimal pH değerleri olduğunu söylemek de mümkündür. pH etkisini genel olarak incelediğimizde, demir sülfat asidik koşullar altında tüm parametreler için daha etkin bir giderim sağlarken [43,50], alüminyum sülfat tüm pH aralıklarında daha verimli bir giderim sağlamıştır, yani, ister asidik ister bazik olsun, alüminyum sülfat için belirgin pH koşulları yoktur [51,52]. Arıtım için optimum pH değerleri, çalışmadaki fizikokimyasal parametrelere göre değişmektedir. Bu çalışma, koagülasyon işleminin, alüminyum sülfat ve demir sülfat (10-60 mg L<sup>-1</sup>) gibi koagülantlar ve farklı başlangıç pH değerleri kullanarak, düşük bulanıklığa sahip sulardan etkili bir şekilde bulanıklık, alkalilik, klorür, iletkenlik ve sülfat giderimini sağlayabildiğini göstermiştir. Koagülant dozajı, koagülant tipi ve suyun başlangıçta ayarlanan pH'ı, bulanıklık, alkalinite, klorür, iletkenlik ve sülfat giderim verimini etkileyen önemli faktörler olarak bulunmuştur. Hem alüminyum sülfat hem de demir sülfat, bulanıklık, alkalinite, klorür, iletkenlik ve sülfatın sudan uzaklaştırılmasında umut verici performans göstermiştir.

Genel olarak sonuçlar değerlendirildiğinde, optimum koşullar altında alüminyum sülfat için bulanıklık, klorür, elektriksel iletkenlik ve sülfat giderim veriminin demir sülfata kıyasla daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte hem alüminyum sülfat hem de demir sülfat için koagülant dozunun ve başlangıç pH değerinin bulanıklık, alkalilik, klorür, iletkenlik ve sülfat giderimini önemli ölçüde etkilediği görülmüştür. Ancak, bu iki koagülantın sağladığı etkin arıtmaya rağmen, arıtmadan sonra çözeltilde kalan artık alüminyum ve demir, sağlık üzerinde potansiyel olarak olumsuz bir etkiye sahiptir. Bu etkiyi önlemek için üç çözüm sunulmaktadır:

- 1) Koagülasyon sonrası düşük maliyetli ek arıtma yöntemleri ile sudan demir ve alüminyum tuzlarının uzaklaştırılması,
- 2) Daha düşük dozlarda demir ve alüminyum sülfat kullanılarak etkin giderim sağlayacak koşulların belirlenmesi,
- 3) Koagülasyon yöntemi için insan ve çevre sağlığına zarar vermeyecek yeni koagülantların geliştirilmesi ve kullanımı.



## KAYNAKLAR

1. Shan, T. C., al Matar, M., Makky, E. A., Ali, E. N., "The use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant for wastewater treatment and heavy metals removal", *Appl Water Sci* 7, 2017.
2. Tuan Vo, A., Tuan Pham, N., Huy Huynh, Q., Thuy Duong Nguyen, P., Xuan Vinh Phan, D., Duong Hoang, C., "Using iron alum in surface water treatment", *IOP Conf Ser Mater Sci Eng* 869, 2020.
3. Shi, B., Li, G., Wang, D., Feng, C., Tang, H., "Removal of direct dyes by coagulation: The performance of preformed polymeric aluminum species", *J Hazard Mater* 143, 567–574, 2007.
4. Rizzo, L., Di Gennaro, A., Gallo, M., Belgiorno, V., "Coagulation/chlorination of surface water: A comparison between chitosan and metal salts", *Sep Purif Technol* 62, 79–85, 2008.
5. Yang, Z., Gao, B., Yue, Q., "Coagulation performance and residual aluminum speciation of  $Al_2(SO_4)_3$  and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment", *Chemical Engineering Journal* 165, 122–132, 2010.
6. Singh, N. K., Pandey, S., Singh, S., Singh, S., Kazmi, A. A., "Post treatment of UASB effluent by using inorganic coagulants: Role of zeta potential and characterization of solid residue", *J Environ Chem Eng* 4, 1495–1503, 2016.
7. Daryabeigi Zand, A., Hoveidi, H., "Comparing Aluminium Sulfate and Poly-Aluminium Chloride (PAC) Performance in Turbidity Removal from Synthetic Water", *Journal of Applied Biotechnology Reports Research Article Journal of Applied Biotechnology Reports* 2, 287–292, 2015.
8. Balcı, E. Ö., Kızılırmak Nehri'nde (Avanos Civarı-Nevşehir) Sualtı Bitki Biyokütlesinin Zamansal Değişimleri, Yüksek Lisans Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 2012.
9. Ünsal, V., "Eski Çağda Anadolu Su Kaynakları (Orta ve Doğu Anadolu)", *Selçuk Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü Dergisi* 28, 209–224, 2012.
10. Yadav, K. K., Kumar, V., Gupta, N., Singh, D., "Assessment of Physicochemical Properties of Yamuna River in Agra City", *International Journal of ChemTech Research CODEN* 5, 528–531, 2013.

11. Al-Shandah, B. T., Shaimaa, F. A., "Turbidity of Water in Tikrit Drinking Water Treatment Plant by Using Alum Which was Quantified by a Jar Test Apparatus, with limnological Study of Treated and Raw Water", *Indian J Public Health Res Dev* 10, 1810–1819, 2019.
12. Mumtaz, A., Mirjat, M. S., Mangio, H. ur R., Soomro, A., "Assessment of Drinking Water Quality Status and its Impact on Health in Tandojam City", *Journal of Basic & Applied Sciences* 13, 363–369, 2017.
13. Metcalf, L., Eddy, H. P., Tchobanoglous, G., *Wastewater Energy: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, 2014.
14. Berkün, M., *Atıksu Mühendisliği. Literatür Yayıncılık*, 2017.
15. Patil. P.N, Sawant. D.V, Deshmukh. R. N., "Physico-chemical parameters for testing of water, a review paper", *Int J Chem Stud* 3, 24–28, 2015.
16. Sawyer, C. N., *Çevre Mühendisliği ve Bilimi İçin Kimya*. Nobel, 2020.
17. Sami, B. H. Z., Jee khai, W., Sami, B. F. Z., Ming Fai, C., Essam, Y., Ahmed, A. N., El-Shafie, A., "Investigating the reliability of machine learning algorithms as a sustainable tool for total suspended solid prediction", *Ain Shams Engineering Journal* 12, 1607–1622, 2021.
18. Helard, D., Indah, S., Wilandari, M., "Spatial Variation of Electrical Conductivity, Total Suspended Solids, and Total Dissolved Solids in the Batang Arau River, West Sumatera, Indonesia", *IOP Conf Ser Mater Sci Eng* 1041, 012027, 2021.
19. Bilotta, G. S., Brazier, R. E., "Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota", *Water Res* 42, 2849–2861, 2008.
20. Wirabumi, P., Wicaksono, P., Kamal, M., Ridwansyah, I., Subehi, L., Dianto, A., "Spatial Distribution Analysis of Total Suspended Solid (TSS) using PlanetScope Data in Menjer Lake, Wonosobo Regency", *Journal of Applied Geospatial Information* 4, 289–297, 2020.
21. Addy, K., Green, L., Herron, E., "pH and Alkalinity", *University of Rhode Island* 1–4, 2004.
22. Hussain, S., Awad, J., Sarkar, B., Chow, C. W. K., Duan, J., van Leeuwen, J., "Coagulation of dissolved organic matter in surface water by novel titanium (III) chloride: Mechanistic surface chemical and spectroscopic characterisation", *Sep Purif Technol* 213, 213–223, 2019.

23. Park, H., Lim, S. Il, Lee, H., Woo, D. S., "Water blending effects on coagulation-flocculation using aluminum sulfate (alum), polyaluminum chloride (PAC), and ferric chloride (FeCl<sub>3</sub>) using multiple water sources", *Desalination Water Treat* 57, 7511–7521, 2016.
24. dos Santos, J. D., Veit, M. T., Juchen, P. T., da Cunha Gonçalves, G., Palácio, S. M., Fagundes-Klen, M., "Use of different coagulants for cassava processing wastewater treatment", *J Environ Chem Eng* 6, 1821–1827, 2018.
25. Sudsandee, S., Patthanacheroen, N., "Estimation of Optimum Alum Doses of Mountain Water for Water Supply Treatment in Hill Tribe Villages in Chiang Rai Province, Thailand", , , DOI: 10.21203/rs.3.rs-767281/v1 2021.
26. Yang, Z., Gao, B., Yue, Q., "Coagulation performance and residual aluminum speciation of Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> and polyaluminum chloride (PAC) in Yellow River water treatment", *Chemical Engineering Journal* 165, 122–132, 2010.
27. Song, Y., Dong, B., Gao, N., Deng, Y., "Comparative Evaluation of Aluminum Sulfate and Ferric Sulfate-Induced Coagulations as Pretreatment of Microfiltration for Treatment of Surface Water", *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2015, Vol. 12, Pages 6700-6709 12, 6700–6709, 2015.
28. Soumya Kiran, P., Reddy Suda, V. B., "Reduction of turbidity by adding bio coagulant-A sustainable approach", *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* 982, 012039, 2022.
29. Mensah-Akutteh, H., Buamah, · Richard, Wiafe, · Samuel, Kwabena, ·, Nyarko, B., Buamah, R., Nyarko, K. B., "Optimizing coagulation–flocculation processes with aluminium coagulation using response surface methods", *Applied Water Science* 2022 12:8 12, 1–13, 2022.
30. Mehmood, K., Rehman, S. K. U., Wang, J., Farooq, F., Mahmood, Q., Jadoon, A. M., Javed, M. F., Ahmad, I., "Treatment of Pulp and Paper Industrial Effluent Using Physicochemical Process for Recycling", *Water* 2019, Vol. 11, Page 2393 11, 2393, 2019.
31. Haydar, S., Aziz, J. A., "Coagulation–flocculation studies of tannery wastewater using combination of alum with cationic and anionic polymers", *J Hazard Mater* 168, 1035–1040, 2009.
32. Atalay, İ., Türkiye Coğrafyası. Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir, 1994.

33. Google Earth, Google Earth, <https://earth.google.com/web/> (last time accessed: March 28, 2022).
34. Dikmen, B., Uzun, M., Aras, M., Kızılırmak Havzası Taşkın Yönetim Planı. Ankara.
35. APHA/AWWA/WEF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", DOI: 10.2105/SMWW.2882.216 2017.
36. Aziz, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., "The use of alum, ferric chloride and ferrous sulphate as coagulants in removing suspended solids, colour and COD from semi-aerobic landfill leachate at controlled pH Soil and Municipal Solid Waste Leachate Characterization at Erbil Anaerobic Landfill Site View project USM-MOSTI Project View project", 2007.
37. Baghvand, A., Zand, A. D., Mehrdadi, N., Karbassi, A., "Optimizing coagulation process for low to high turbidity waters using aluminum and iron salts", *Am J Environ Sci* 6, 442–448, 2010.
38. Malik, Q. H., "Performance of alum and assorted coagulants in turbidity removal of muddy water", *Applied Water Science* 2018 8:1 8, 1–4, 2018.
39. Shen, Y.-H., "Treatment of low turbidity water by sweep coagulation using bentonite", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology J Chem Technol Biotechnol* 80, 581–586, 2005.
40. Zhu, G., Zheng, H., Zhang, Z., Tshukudu, T., Zhang, P., Xiang, X., "Characterization and coagulation-flocculation behavior of polymeric aluminum ferric sulfate (PAFS)", *Chemical Engineering Journal* 178, 50–59, 2011.
41. Saritha, V., Srinivas, N., Srikanth Vuppala, N. V., "Analysis and optimization of coagulation and flocculation process", *Appl Water Sci* 7, 451–460, 2017.
42. Loloie, M., Alidadi, H., Nekonam, G., Kor, Y., "Study of the coagulation process in wastewater treatment of dairy industries", *Int J Environ Health Eng* 3, 12, 2014.
43. Mamelkina, M. A., Cotillas, S., Lacasa, E., Sáez, C., Tuunila, R., Sillanpää, M., Häkkinen, A., Rodrigo, M. A., "Removal of sulfate from mining waters by electrocoagulation", *Sep Purif Technol* 182, 87–93, 2017.
44. Mvss, G., K, V. G., "A Jar Test Study on the use of Alum and Ferric Chloride for Turbidity Removal", 2017.

45. Bratby, J., *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London, 2006.
46. Gzar, H. A. G. A., Jasim, N. A., Jasim, N. A., Kseer, K. M., Kseer, K. M., "Electrocoagulation and chemical coagulation for treatment of Al-Kut textile wastewater: A comparative study", *Periodicals of Engineering and Natural Sciences (PEN)* 8, 1580–1590, 2020.
47. S S Mittapalli, G. V, Mvss, G., K, V. G., "A Jar Test Study on the use of Alum and Ferric Chloride for Turbidity Removal "Hydrological Viability Analysis for Effective Utilization of Palli Tank for Irrigation View project Rainfall View project A Jar Test Study on the use of Alum and Ferric Chloride for Turbidity Removal", , 2017.
48. Anika Tahsin, K., "Optimization of Chemical Dosing in Primary Treatment Units of an ETP Receiving Wastewater from Denim Washing Plant", 2016.
49. Ahmadpari, H., "Investigation of Chemical Coagulation and Flocculation Efficiency of Different Coagulants in Phosphorus pentoxide and Fluoride Removal from Kimia Daran Kavir Factory Wastewater", 2014.
50. Tripathy, T., De, B. R., "Flocculation: A new way to treat the waste water", *Journal of Physical Sciences* 10, 93–127, 2006.
51. Stephenson, R. J., Duff, S. J. B., "Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent - I. Removal of carbon, colour and turbidity", *Water Res* 30, 781–792, 1996.
52. Dovletoglou, O., Philippopoulos, C., Grigoropoulou, H., "Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering Coagulation for Treatment Of Paint Industry Wastewater", *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 37, 1361–1377, 2002.