

**T.C.**  
**FIRAT ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KEBAN BARAJ GÖLÜNDEN KLASİK ARITMA İLE**  
**İÇME SUYU ELDESİ**

**İclal DEMİRKİRAN**

**Yüksek Lisans Tezi**  
**Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı**  
**Danışman: Prof. Dr. Ubeyde İPEK**

**EYLÜL-2011**

**T.C.**  
**FIRAT ÜNİVERSİTESİ**  
**FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KEBAN BARAJ GÖLÜNDEN KLASİK ARITMA İLE İÇME SUYU ELDESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ**  
**İclal DEMİRKIRAN**  
**(08212101)**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 12 AĞUSTOS 2011**

**Tezin Savunulduğu Tarih : 06 EYLÜL 2011**

**Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ubeyde İPEK (F.Ü)**  
**Diğer Jüri Üyeleri : Doç. Dr. M.Emin EMİROĞLU (F.Ü)**  
**Yrd. Doç. Dr. Özge HANAY (F.Ü)**

**EYLÜL–2011**

## ÖNSÖZ

Tezimin yürütülüp sonuçlandırılmasında, büyük desteğini gördüğüm, danışman hocam Sayın Prof. Dr. Ubeyde İPEK' e en içten teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım süresince, bilgi, hoşgörü, anlayış ve deneyimlerinden yararlandığım değerli hocam Sayın Doç. Dr. Vedat UYAK'a ve laboratuvar çalışmaları sırasında yardımlarını esirgemeyen asistanlarına, Sayın Arş. Gör. Şule Şehnaz KAPLAN BEKAROĞLU'na sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca, tüm yaşamımda olduğu gibi hayatımın bu evresinde de maddi, manevi desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

**İclal DEMİRKIRAN**  
**ELAZIĞ-2011**

## İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖNSÖZ .....	II
İÇİNDEKİLER.....	III
ÖZET .....	V
SUMMARY .....	VI
ŞEKİLLER LİSTESİ .....	VII
TABLOLAR LİSTESİ .....	VIII
KISALTMALAR LİSTESİ .....	IX
<b>1. GİRİŞ.....</b>	<b>1</b>
<b>2. LİTERATÜR .....</b>	<b>2</b>
2.1. İçme Suyu Hakkında Genel Bilgiler .....	2
2.2. İçme Suyunun Özellikleri.....	11
2.2.1. İçme Suyunun Fiziksel Özellikleri .....	13
2.2.1.1. Renk.....	14
2.2.1.2. Koku ve Tat.....	14
2.2.1.3. Bulanıklık .....	14
2.2.1.4. Sıcaklık.....	15
2.2.1.5. İletkenlik.....	15
2.2.1.6. Buharlaşma Kalıntısı .....	15
2.2.2. İçme Suyunun Kimyasal Özellikleri .....	16
2.2.2.1. pH Değeri .....	16
2.2.2.2. Asitlik .....	17
2.2.2.3. Alkalinite .....	17
2.2.2.4. Çözünmüş Karbondioksit .....	17
2.2.2.5. Sertlik .....	17
2.2.2.6. Çözünmüş Oksijen .....	19
2.2.2.7. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı .....	20
2.2.2.8. Suların Agresiflik Özellikleri ve Stabilizasyonu.....	20
2.2.2.9. Azot Bileşikleri (Nitrit, Nitrat ve Amonyak) .....	20
2.2.2.10 Trihalometanlar .....	20
2.3. İçme Suyu Standartları .....	22

2.4.	Doğal Organik Maddelerin (DOM) Tanımı ve Önemi .....	23
2.5.	Doğal Organik Madde (DOM) Sınıflandırılması .....	25
2.6.	İçme Sularında Dezenfeksiyon Yan Ürünleri .....	26
2.7.	Koagülasyon.....	27
<b>3.</b>	<b>MATERYAL VE METOD .....</b>	<b>30</b>
3.1.	Materyal.....	30
3.1.1.	Araştırma Alanının Tanımı .....	30
3.1.2.	Fiziksel ve Kimyasal Analizler .....	32
3.1.3.	Numune Alınması.....	32
3.2.	Metot .....	32
3.2.1.	Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi .....	32
3.2.1.1.	Jar Testi .....	32
3.2.1.2.	pH ve İletkenlik Ölçümü .....	33
3.2.1.3.	Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) Analizi .....	33
3.2.1.4.	UV <sub>254</sub> Analizi .....	34
3.2.1.5.	THMOP Testi .....	34
3.2.1.6.	THM Analizi .....	34
<b>4.</b>	<b>BULGULAR VE TARTIŞMA .....</b>	<b>36</b>
4.1.	Su Kaynağı ve Özellikleri .....	36
4.2.	Koagülasyon Şartlarının Belirlenmesi.....	39
4.2.1.	Alüm İle Koagülasyon.....	39
4.2.2.	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O İle Koagülasyon .....	43
4.2.3.	Seçilen pH Değerlerinde Alüm İle Koagülasyon .....	46
4.2.4.	Alüm Koagülasyonu sonucu THM Türlerindeki Değişimler.....	49
4.2.5.	Seçilen pH Değerlerinde Demir (III) Klorür (FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O) İle Koagülasyon.	53
4.2.6.	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O Koagülasyonu Sonucu THM Türlerindeki Değişimler .....	55
<b>5.</b>	<b>SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....</b>	<b>58</b>
	<b>KAYNAKLAR.....</b>	<b>60</b>
	<b>ÖZGEÇMİŞ .....</b>	<b>66</b>

## ÖZET

Bu çalışmada, Elazığ Keban Barajı'ndan alınan ham su numunelerinde su kalite parametreleri belirlenerek jar testi çalışmaları yapılmıştır. Alınan ham su numunelerinde, trihalometanların (THM) oluşumuna neden olan doğal organik maddelerin (DOM) giderilmesinde koagülasyon yöntemi kullanılmıştır. Koagülasyon arıtma tekniğinin amacı, Keban Barajı suyunun arıtılabilirliği, DOM giderimi ve THM'lerin oluşumuna neden olan DOM'ların giderilmesinde sudaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) miktarını azaltarak, THM konsantrasyonunu kontrol etmektir. Koagülasyon şartlarını belirlemek için optimum koagülasyon dozajında bir seri jar testi yapılmıştır. Deneyler, jar testi cihazında bir litre örnek hacminde yürütülmüştür. Koagülant madde olarak analitik saflıkta alüminyum sülfat ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ), demir (III) klorür ( $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ) kullanılmıştır. Optimum koagülasyon koşullarının belirlenmesinde optimum koagülant dozajı ve pH'nın birlikte değerlendirilmesi gerekir. Optimum pH çalışmaları  $Al^{+3}$  ve  $Fe^{+3}$  için pH 5-7 aralıklarında yapılmıştır. Yapılan optimum pH çalışması neticesinde  $Al^{+3}$  için pH 6.5,  $Fe^{+3}$  için ise 5.5 olarak tespit edilmiştir. Jar testlerinin sonucu olarak alüminyum sülfat ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ) ve demir (III) klorür ( $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ) için sırasıyla % 27-39 çözünmüş organik karbon (ÇOK) giderimi ve % 52-66  $UV_{254}$  absorbanı giderimi değerleri elde edilmiştir. Optimum koagülasyon koşullarını belirlemek için yapılan jar testi denemelerinde maksimum  $UV_{254}$  ve ÇOK gideriminin pH 5.5'te 6mg/L  $Fe^{+3}$  ile elde edildiği belirlenmiştir.

Ham su numunesi ve arıtılmış su numunelerinde trihalometan (THM) analizleri yapılmıştır. Elde edilen veriler neticesinde 8 mg/L  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda toplam trihalometan (TTHM) miktarı, 10  $\mu g/L$  ile 16  $\mu g/L$  arasında değişirken, 6 mg/L  $Fe^{+3}$  ile koagülasyonda 16  $\mu g/L$  ile 42  $\mu g/L$  değerlerinde olup ham su numunesinde ise 70  $\mu g/L$  olarak bulunmuştur.

**Anahtar kelimeler:** Doğal Organik Maddeler, Koagülasyon, Dezenfeksiyon Yan Ürünleri, Trihalometan, İçme Suyu.

## SUMMARY

### PRODUCTION OF DRINKING WATER WITH CLASSICAL TREATMENT FROM KEBAN DAM LAKE

In this study, water quality parameters were determined in raw water obtained from Keban Dam Lake, dated and jar test studies were performed. Coagulation process was used to control natural organic matter (NOM) which caused trihalomethane (THM) formation in raw water samples. The purpose of coagulation technique is determine the treatability of Keban Dam Water Lake, NOM removal, and THM control by reducing dissolved organic carbon (DOC) concentration in water, respectively. To determine coagulation conditions, a series of jar tests were used to identify the optimum coagulation dosage. Experiments were performed on one liter samples using a multistage stirrer six paddle jar test apparatus. The analytical grade coagulants such as alum ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ), ferric chloride ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) were used. Determination of optimum coagulation conditions requires evaluation of both the optimum coagulant dosage and pH. Optimum pH studies were carried out at pH from 5 to 7 for  $\text{Al}^{+3}$  and  $\text{Fe}^{+3}$ . As a result of the optimum pH, it was found to be the pH 6.5 and 5.5  $\text{Al}^{+3}$  and  $\text{Fe}^{+3}$  respectively. As a result of jar tests, 27-39% removal efficiencies of DOC and 52-66% removal efficiencies of  $\text{UV}_{254}$  were obtained for alum and ferric chloride respectively. The results of jar test which was conducted for determining the optimum coagulation conditions indicated that maximum  $\text{UV}_{254}$  and DOC removals were achieved with 6 mg/L  $\text{Fe}^{+3}$  at pH 5.5.

THM analysis were also carried out on raw water and treated water samples. As a result of the data obtained, on the coagulation with  $\text{Al}^{+3}$  made by 8 mg/L, while the total amount of trihalometan (TTHM) is changed between 10  $\mu\text{g/L}$  and 16  $\mu\text{g/L}$ , on the coagulation with  $\text{Fe}^{+3}$  made by 6 mg/L, it is between 16  $\mu\text{g/L}$  and 42  $\mu\text{g/L}$ . It was found to be 70  $\mu\text{g/L}$  in raw water.

**Keywords:** Natural Organic Matter, Coagulation, Disinfection By Products, Trihalomethane, Drinking Water.

## ŞEKİLLER LİSTESİ

### Sayfa No

Şekil 2.1 Bir yüzeysel su kaynağından alınacak suya uygulanabilecek tipik bir arıtma işlemi.....	7
Şekil 3.1 Keban Barajı .....	30
Şekil 3.2 Keban Baraj Gölü Pertek Bölgesi'nin uydu görüntü haritası ve çalışma bölgesi	31
Şekil 3.3 Koagülasyon düzeneğinin şematik gösterimi .....	33
Şekil 4.1 Ham suda THM konsantrasyonlarının TTHM içindeki oranları.....	39
Şekil 4.2 Alüm ile koagülasyonda elde edilen pH değerleri .....	40
Şekil 4.3 Alüm ile koagülasyonda elde edilen ÇOK (mg/L) değerleri .....	41
Şekil 4.4 Alüm ile koagülasyonda elde edilen $UV_{254}$ ( $cm^{-1}$ ) değerleri.....	41
Şekil 4.5 Alüm ile koagülasyonda elde edilen THM ( $\mu g/L$ ) bileşenlerinin değerleri.....	42
Şekil 4.6 Alüm ile koagülasyonda elde edilen TTHM ( $\mu g/L$ ) giderimi.....	43
Şekil 4.7 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda elde edilen pH değerleri .....	44
Şekil 4.8 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda elde edilen $UV_{254}$ ( $cm^{-1}$ ) değerleri.....	44
Şekil 4.9 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda elde edilen ÇOK (mg/L) değerleri .....	45
Şekil 4.10 $FeCl_3.6H_2O$ dozajlarının THM ( $\mu g/L$ ) bileşiklerinin giderimi üzerine etkisi .....	46
Şekil 4.11 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda elde edilen TTHM ( $\mu g/L$ ) değerleri .....	46
Şekil 4.12 Alüm ile koagülasyonda ÇOK ve $UV_{254}$ absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi.....	48
Şekil 4.13 Alüm ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve $UV_{254}$ absorbansı % giderimi... 49	
Şekil 4.14 Arıtılmış su numuneleri için kloroform konsantrasyonları .....	51
Şekil 4.15 Arıtılmış su numuneleri için bromodiklorometan konsantrasyonları .....	51
Şekil 4.16 Arıtılmış su numuneleri için dibromoklorometan konsantrasyonları .....	52
Şekil 4.17 Arıtılmış su numuneleri için TTHM konsantrasyonları.....	52
Şekil 4.18 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda ÇOK ve $UV_{254}$ absorbansının pH'a göre değişimi.....	54
Şekil 4.19 $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve $UV_{254}$ absorbansı % giderimi .....	54
Şekil 4.20 Arıtılmış su numuneleri için kloroform konsantrasyonları .....	56
Şekil 4.21 Arıtılmış su numuneleri için bromodiklorometan konsantrasyonları .....	56
Şekil 4.22 Arıtılmış su numuneleri için dibromoklorometan konsantrasyonları .....	57
Şekil 4.23 Arıtılmış su numuneleri için TTHM konsantrasyonları.....	57

## TABLÖLAR LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
<b>Tablo 2.1</b> Yağmur ve kar sularının tipik kimyasal analizi.....	5
<b>Tablo 2.2</b> Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri .....	10
<b>Tablo 2.3</b> Suların nötr durumda olduğu pH değerleri.....	16
<b>Tablo 2.4</b> Toplam sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması.....	18
<b>Tablo 2.5</b> Su sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması .....	18
<b>Tablo 2.6</b> Alman ve Fransız derecelerine göre suların sınıflandırılması .....	19
<b>Tablo 2.7</b> Klorlama Yan Ürünleri.....	21
<b>Tablo 2.8</b> Türkiye için kabul edilen içme suyu standardı.....	23
<b>Tablo 4.1</b> Keban Barajından alınan ham su kalite parametre değerleri .....	36
<b>Tablo 4.2</b> Ham su numunesi için THM bileşiklerinin konsantrasyon değerleri ve TTHM değeri sonuçları .....	38
<b>Tablo 4.3</b> Alüm ile koagülasyonda çalışma sonuçları .....	39
<b>Tablo 4.4</b> Alüm koagülasyonu ile TTHM bileşenleri.....	42
<b>Tablo 4.5</b> FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O ile koagülasyonda çalışma parametreleri sonuçları.....	43
<b>Tablo 4.6</b> FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O ile koagülasyonu THM bileşenleri çalışma sonuçları .....	45
<b>Tablo 4.7</b> Alüm ile koagülasyonda optimum pH'yı belirleme çalışmaları.....	47
<b>Tablo 4.8</b> Alüm ile koagülasyon ve su numunelerinin THM sonuçları.....	50
<b>Tablo 4.9</b> FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması.....	53
<b>Tablo 4.10</b> FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O ile koagülasyon ile su numunelerinin THM sonuçları .....	55

## KISALTMALAR LİSTESİ

<b>ABD</b>	: Amerika Birleşik Devletleri
<b>AS</b>	: Arıtılmış Su
<b>BDKM</b>	: Bromodiklorometan
<b>BOI</b>	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
<b>ÇOK</b>	: Çözünmüş Organik Karbon
<b>ÇOM</b>	: Çözünmüş Organik Madde
<b>DBKM</b>	: Dibromoklorometan
<b>DOM</b>	: Doğal Organik Madde
<b>DYÜ</b>	: Dezenfektan Yan Ürünü
<b>GAC</b>	: Granül Aktif Karbon
<b>HAA</b>	: Haloasetik Asit
<b>HS</b>	: Ham Su
<b>KOI</b>	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
<b>PAC</b>	: Toz Aktif Karbon
<b>SUVA</b>	: Spesifik Ultraviyole Absorbansı
<b>TBM</b>	: Tribromometan
<b>THM</b>	: Trihalometan
<b>THMOP</b>	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
<b>TK</b>	: Toplam Karbon
<b>TKM</b>	: Triklorometan
<b>TOK</b>	: Toplam Organik Karbon
<b>TS 266</b>	: Türk Standartları
<b>TTHM</b>	: Toplam Trihalometan
<b>USEPA</b>	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü
<b>UV<sub>254</sub></b>	: 254 nm'de Ultraviyole Absorbansı
<b>WHO</b>	: Dünya Sağlık Teşkilatı

## 1. GİRİŞ

Sularda doğal organik maddelerin (DOM) bulunması içme suyu arıtma işlemlerinde birçok probleme neden olmaktadır. Örneğin, DOM'lar oksidant ihtiyacını artırır, filtre ömrünü kısaltır, membran ve adsorpsiyon proseslerinde erken tıkanmalara neden olurlar, suya tat, koku, renk verirler, metalleri ve hidrofobik sentetik organikleri yapılarına bağlayarak bu maddelerin sudan arıtımını zorlaştırır, şebekelerde yeniden mikrobiyal aktiviteye neden olabilirler. Ayrıca, halk sağlığı açısından en önemli husus, DOM'ların klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu mutajenik ve karsinojenik olmalarından şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturmasıdır [1].

1998 yılında Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Teşkilatı (USEPA) tarafından yürürlüğe konulan yönetmelikte toplam trihalometanların (THM) üst limit miktarı 80 µg/L ve toplam haloasetik asitlerin (HAA) üst limit miktarı 60 µg/L olarak belirtilmiştir [2]. Ülkemizde ise 17 Şubat 2005 tarihli 25730 sayılı Resmi Gazete'de Sağlık Bakanlığı'nın yayınlamış olduğu "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik'te içme ve kullanma sularında bulunması gereken maksimum toplam THM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L olarak belirlenmiştir. 31 Aralık 2012'den sonra ise bu değer 100 µg/L'ye düşürülecektir. Günümüzde birçok gelişmiş ülkelerdeki mevzuatlar DYÜ'lerin halk sağlığı üzerindeki etkilerini en aza indirmek için daha da sıkı hale getirilmektedir. Ayrıca, önümüzdeki yıllarda yapılacak mevzuat düzenlemelerinde DYÜ grupları yerine her bir DYÜ türü için bireysel olarak içme suyu standartları konulması planlanmaktadır. Çünkü yapılan yeni toksikolojik çalışmalar DYÜ türlerinin her birinin sağlık üzerinde etkisinin farklı olduğunu göstermektedir.

Daha da sıkılaştırılmakta olan içme suyu DYÜ mevzuatlarının baskısıyla, DOM giderimi ve DYÜ azaltılması konusundaki araştırma çalışmaları son yıllarda hızlandırılmıştır. Global tüm bu etkin çalışmalara rağmen çoğu içme suyu arıtma tesislerinde çıkış suyu DYÜ mevzuatlarına uyum sorunu devam etmektedir. Su arıtımında koagülasyon, adsorpsiyon, iyon değiştirme ve membran prosesleri gibi birçok değişik arıtma teknikleri DOM veya DYÜ oluşumuna sebep olan maddelerin gideriminde kullanılmakta ve test edilmektedir. Tez çalışmasının ana amacı, Keban Baraj Gölü sularından koagülasyon ile DOM'ların ham sulardan giderilmesini araştırmaktır.

## 2. LİTERATÜR

### 2.1. İçme Suyu Hakkında Genel Bilgiler

Su, günümüzde en değerli doğal kaynak olup, hızlı nüfus artışı ve endüstrileşmeyle birlikte önemi daha çok kavranmaktadır. Türkiye’de önemli sorunlardan biri de yeterli miktarda içme ve kullanma suyu temin edilememesidir.

İnsan sağlığını ilgilendiren en önemli etmenlerden birisi de sudur. Vücut yapısının büyük bir kısmını su oluşturmaktadır. Kişinin vücut ağırlığının % 65-70’i sudur. Canlı organizmaları oluşturan hücrelerin yaşamaları ve faaliyetlerini sürdürebilmeleri ancak su ile mümkün olabilir. Su, canlı doğanın temel unsuru olduğu için susuz yaşamın düşünülmesi de mümkün değildir. Hücre metabolizması, su içinde gerçekleşmektedir. Besin maddeleri su içinde hücrelere getirilmekte ve atıklar su içinde uzaklaştırılmaktadır. [3].

Yetişkin bir insanın günlük fizyolojik su ihtiyacı yaklaşık 2.5 litredir. Bu ihtiyacın bir kısmı dışarıdan karşılanırken, çok az bir kısmını da vücut kendisi yapmaktadır. İnsan, gereksinim duyduğu suyun: %50’sini içeceklerden, %35’ini yiyeceklerden, %15’ini ise metabolizma sırasındaki kimyasal tepkimelerden sağlamaktadır. Yaşamın sürmesi açısından suyun devamlı alınması gerekmektedir. Su ya da sulu besin almayan bir kişi 7 günden çok yaşayamamaktadır [4].

Yaşam için vazgeçilmez bir kaynak olan su, çeşitli özellikleri ile yaşamın her evresinde yer alır. Dünyada belirli bir miktarda bulunan su, sürekli bir döngü içerisinde hareket etmektedir. [5].

Yağış halinde yeryüzüne ulaşan su, yüzeysel akışı yeraltına sızma yeraltında depolanma ve akış esnasında temas ettiği minerallerin bünyesinde bulunan birçok elemanı çözerek beraberinde taşır, bu yüzden suyun kimyasal bileşimi sürekli olarak değişir. Ayrıca kirlenmeye karşı son derece hassas olan yüzey suları ve yeraltı suları kimyasal, radyoaktif ve bakteriyolojik kirlilik kaynaklarının etkisi altına girmesi halinde kirlenerek orijinal su kalitesi özelliklerini kaybeder [6].

Suyun insan hayatındaki önemi nedeniyle 2872 sayılı Çevre Kanununa dayanılarak çıkarılan Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğinin 16-20. maddeleri çerçevesinde içme suyu kaynaklarının korunmasına öncelik verilmektedir [7].

Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ndeki tanımı ile su kirliliği: su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen ve doğrudan veya dolaylı yoldan biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde veya enerji atıklarının boşaltılmasını ifade eder [7].

İçilmeye elverişli suların kaliteli oluşuyla birlikte zaman içinde bu kalitenin korunması da çok büyük bir önem taşımaktadır. Bundan dolayı içme suyu kaynaklarının gelecek yıllardaki durumunun kirlilik bakımından incelenme zorunluluğu vardır [8].

İçme ve kullanma suyu nitelik olarak birbirinin aynıdır. Genelde toplumda içme ve kullanma sularının birbirinden farklı olabileceği biçiminde bir kanı vardır. Oysa kullanma suyunun yani temizlikte, bulaşıkta ve çamaşırdaki kullanılan suyunda sağlığı tehlikeye düşürmeyecek özellikte olması sağlanmalıdır [9].

Organizmanın fizyolojik gereksinimlerinin yanı sıra suyun sosyal ve ekonomik bir önemi bulunmaktadır. Yemek pişirmede, mutfakta, vücut temizliğinde, ev temizliğinde, atık suların sağlıklı bir biçimde uzaklaştırılmasında, sanayide, sulamada, yangın söndürmede, her türlü üretim ve hizmet iş kolunda su kullanılmaktadır. Ayrıca ulaşım, turizm ve spor da suların sağladıkları yaşamsal olanaklardandır. İnsan yaşamı açısından su sağlıklı yaşamın temeli sayılabilir. Sosyal yaşam içinde insanın bireysel olarak harcadığı su miktarı toplumsal değerlendirmelerde bazen kriter olarak da yer almaktadır. Kişinin sosyo-ekonomik ve kültürel durumu, hijyen alışkanlıkları, nüfus yoğunlukları gibi değişkenler bireylerin su gereksinimini etkilemektedir. Kişinin yaşadığı yerleşim yerinde bulunan endüstri kuruluşlarının sayısı, niteliği ve sulama alanlarının büyüklüğü de kişi başına düşen su miktarını hesaplamada göz önüne alınmalıdır. Buna göre, kırsal alanda nüfusu 5000'e kadar olan yerleşim yerlerinde kişi başına düşen su gereksiniminin 50 L/gün olduğu saptanmıştır. Bu gereksinim nüfusla doğru orantılı olarak artmaktadır. Nüfusu 5-50 bin arasında olan yerlerde gereksinim 60-100 L/gün, nüfusu 50 binin üzerinde olan yerlerde ise bu gereksinim 100-1000 L/gün, kadar olabilmektedir [3].

Kişi başına günlük su tüketimi Büyükşehir Belediyesi olan yerlerde 250 litre alınırken, bu değer Amerika Birleşik Devletleri'nde 600-700 litreye ulaşmaktadır. Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü su getirme tesislerini kişi başına günlük su tüketimini 60 litre olarak boyutlandırmaktadır. Su tüketimini etkileyen faktörler arasında iklim, kanalizasyon şebekesinin bulunup bulunmaması, hayat standardı, yerleşim merkezinin nüfusu, su

şebekesindeki basınç, suyun kalitesi, özel sağlıklı su temininin mümkün olup olmaması sayılabilir [9].

İçme-kullanma suları iki yolla temin edilir: birincisi doğadaki temiz suları bulup doğrudan kullanmak, ikincisi kirli suları arıtıp tek tip içme suyu haline getirmektir. Bunun için göl, gölet ve akarsu gibi tatlı sular kullanılır. 80-100 metre derinlikteki yer altı suları da genellikle temiz sulardır. Bakteriyolojik, fiziksel ve kimyasal analizleri yapıldıktan sonra, işlem görmeden şebekeye verilebilir.

Su kaynağı seçiminde dikkat edilmesi gereken noktalar aşağıdaki şekilde özetlenebilir:

1. Kaynaktaki su kalitesi ve kalitenin sürekliliğinin sağlanabilmesi,
2. Kaynağın o andaki kapasitesi ve uzun zamanda bu kaynaktan alınacak suyun ihtiyaca yetip yetmeyeceği,
3. Arzu edilen içme suyu kalitesi ya da arıtılacak suyun kullanım amacı,
4. Suyun kaynaktan alınış şekli,
5. Kaynağın arıtma tesisine ve yerleşim merkezine uzaklığı [10].

Su kaynağı seçimi varsa, farklı seçenekler arasında yukarıda sözü edilen unsurların bütünsel bir çerçeve içerisinde ele alınarak incelenmesi sonrasında yapılmalıdır. Kaynaktan alınacak suyun kalitesi yanında, kaynak kapasitesinin gelecekteki nüfusun ihtiyacına yetecek miktarda olması istenir.

İçme ve kullanma suyu kaynakları oluşum ve sağlanış biçimlerine göre 3 gruba ayrılabilir:

1. Yağış suları
2. Yeraltı suları
3. Yüzeysel sular

Yağış suları, yağmur ve kar sularının sarnıçlarında toplanmasıyla elde edilmektedir.

Genelde temiz sulardır. Saf suya en yakın özelliği yağmur ve kar suları gösterir. Ancak günümüzde doğal kirlenmelere ek olarak, hava kirlenmesi sonucu yağmur ve kar sularının özelliği de atmosferdeki geçtiği yerlere göre çözmüş olduğu maddelerin etkisiyle saf sudan uzaklaşır. Ayrıca havada bulunan mikroorganizmaları da bünyelerine alırlar. Bu sebeplerden dolayı yağmur sularının içilmesi uygun değildir. Yağmur sularında alışılmış tadı veren mineral tuzlar bulunmadığından tatsızdır. Bu suların yeryüzünde toplanmasında ve depo edilmesinde, kirlenme olasılığı daha yüksektir. Tablo 2.1’de tipik yağmur ve kar suyu kimyasal bileşimleri görülmektedir. Burada sodyum ve klorür iyonları denizden,

nitrat iyonları genellikle şimşek çakması sonucu oluşan azot oksitlerden kaynaklanmaktadır [11]. Meteorolojik suların bir diğer dezavantajı da bünyesinde fazlaca karbondioksit bulundurmasıdır. Bu nedenle agresif etkiye sahiptirler.

**Tablo 2.1** Yağmur ve kar sularının tipik kimyasal analizi [11]

<b>Bileşenler</b>	<b>Yağmur Suyu (ppm)</b>	<b>Kar Suyu</b>
Toplam Sertlik, CaCO <sub>3</sub>	43	18
Kalsiyum Sertliği	42	14
Magnezyum Sertliği	1	4
Sodyum	5	5
Klorür	7	12
Sülfat	26	21
Nitrat	1	1
Demir	0.9	1.2
Silisyum dioksit	0.15	3

Yeraltı suları kendiliğinden yeryüzüne çıkan sular şeklinde ya da kuyu ve artezyen suları olarak bulunur. Yeraltı sularının kendiliğinden yerüstüne çıkmaları şekline kaynak suları denir. Bunlar temiz sular olup doğrudan içilebilme özelliğine sahiptirler. Fakat çeşitli nedenlerle kirlenmeleri muhtemeldir. Bu sebepten düzenli bir şekilde kimyasal ve bakteriyolojik kontrollere tabi tutulmalıdır. Teknik yöntemlerle yerüstüne çıkarılan sular ise kuyu ya da artezyen sularıdır. Herhangi bir kirlenmeye uğramamış yer altı sularının kalitesi genellikle bulanıklık, bakteriyolojik içerik ve toplam organik madde içeriği bazında yüzey sularına göre daha yüksektir ve basit bir arıtma işlemi sonucu su dağıtım şebekesine verilebilir. Ancak yeraltı sularındaki mineral (Ca<sup>+2</sup>, Mg<sup>+2</sup>, Fe<sup>+2</sup> ve Mn<sup>+2</sup>) oranı yüzey sularına oranla kat kat daha fazladır. Yeraltı su kaynaklarında su kalitesinde ciddi oranda mevsimsel ya da yıllık değişimler görülmez [12].

Yeraltı sularının kalite analizlerinin yapılması, yüzeysel su kaynaklarına oranla çok daha pahalıdır. Yer altı su kalitesinin incelenmesi için genelde açılacak birden fazla ölçüm kuyusu analiz maliyetini ciddi ölçüde artırır. Yeraltı sularının arıtma tesislerine pompalanması veya su galerileri ile getirilmesi gerekir. Bu işlem de maliyeti arttırıcı diğer bir etkendir. Yer altı su kaynaklarında görülen belli başlı sorunlar, sertlik ve yüksek

konsantrasyonda demir ve mangandır. Kireçle yumuşatma kalsiyum ve magnezyum sertliğinin giderilmesinde yaygın olarak kullanılan bir işlemdir. Karbonat olmayan sertliğin yüksek olduğu koşullarda kireçle yumuşatma işlemi sırasında soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) eklenebilir.

Genel olarak yer altı sularının yüzeysel sulara göre aşağıdaki avantajları vardır:

1. Bütün yeraltı suları berrak ve renksizdir.
2. Yeraltı sularının organik madde ve mikroorganizma içeriği daha azdır.

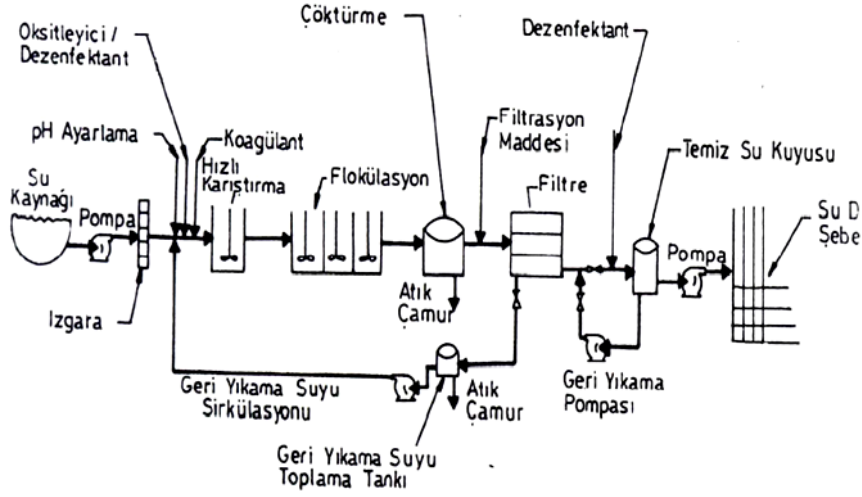
Yeraltı sularının dezavantajları ise:

1. Çok miktarda yeraltı suyu bulmak zordur.
2. Yeraltı sularında toplam çözünmüş tuzlar, özellikle klorür ve sülfat tuzları daha yüksektir.
3. Yeraltı sularında demir, mangan ve sertlik yapıcı bileşenler daha fazla bulunur.
4. Yeraltı sularını depolara pompalamak için gerekli enerji daha fazladır [11].

Yüzey sularında genelde bulanıklık, koku, tat, renk ve bakteriyolojik içerikten kaynaklanan sorunlara rastlanılır. Yüzey su kaynakları dereler, nehirler, baraj ve göllerden oluşur. Genelde dere ve nehirler su kalitesi açısından ciddi mevsimsel değişim gösterirler. Yağmurlu mevsimler ya da bahar aylarında eriyen karlar, bu tür kaynaklardan alınacak suda, bulanıklık ve benzeri su kalitesi parametrelerini önemli ölçüde etkiler. Ayrıca bu kaynakların kapasiteleri de mevsimsel ve yıllık olarak önemli ölçüde değişir. Bu nedenle, yüzey su kaynaklarından alınan suların artırılmasında bu tür değişiklikler hesaba alınmalıdır. Göl ve baraj sularında görülen mevsimsel ve yıllık kalite ve kapasite salınımı nehir ve dere sularına göre daha yavaş ortaya çıkar ve daha azdır. Özellikle yaz aylarında göl ve baraj suları tabakalaşır ve ılık su tabakası yüzeye çıkarken soğuk tabakalar altta kalır ve böylesi bir tabakalaşma alt tabakalarda oksijen yetersizliğine yol açar. Oksijen yetersizliği nedeniyle oluşan indirgeme ortamında demir ve mangan çözünürken anaerobik veya anoksik ortamda oluşan hidrojen sülfid gibi bileşikler tat ve koku sorunu yaratabilirler. Üst tabakalarda ise sıcaklık ve besi maddelerinin (azot ve fosfor) uygun olduğu dönemlerde alg büyümesi olabilir. Bu ise suda bulanıklık, alkalinite, pH, tat ve koku gibi sorunlara neden olabilir [9,13].

Yüzeysel su kaynaklarının seçiminde göz önünde tutulması gerekli bir diğer önemli unsur da kaynağın yeri, kaynak etrafındaki alanların kullanım şekli, bu alanlar üzerindeki bitki türleri ve toprak yapısıdır [14].

Çözünmüş parçacık konsantrasyonunun, renk, koku, kötü tat sorunlarının ciddi oranda olduğu ve genel anlamda sertliğin sorun olmadığı bir yüzeysel su kaynağından alınacak suya uygulanabilecek tipik bir arıtma işlemi Şekil 2.1’de görülmektedir.



Şekil 2.1 Bir yüzeysel su kaynağından alınacak suya uygulanabilecek tipik bir arıtma işlemi [14]

Şekil 2.1’de verilen arıtma işlemi, filtrasyon öncesi koagülasyon, flokülasyon ve çöktürme ünitelerinden oluşmaktadır. Bazı koşullarda değişen su kalitesi karşısında arıtma işleminde belirli bir esneklik sağlamak amacıyla iki kademeli koagülasyon-flokülasyon-çöktürme uygulanabilir. Prosesin hemen girişinde yer alan ızgaranın amacı, yüzeysel su kaynaklarında karşılaşılabilecek iri parçacıkların ortamdan uzaklaştırılmasıdır. İşlem başlangıcında, patojen bakterilerin yok edilmesi, alg büyümesinin önlenmesi, koku ve tat giderimi amacıyla dezenfektan veya oksidantlar eklenir. Hızlı karıştırma ünitelerine eklenen koagülatlardan en bilinenleri demir ve alüminyum tuzlarıdır. Bu metallerin tuzları ortamın pH’ını düşürecek için korozyonu önlemek amacıyla bu tuzlarla birlikte suya kireç veya soda eklenerek pH yükseltilir. Flokülasyon ünitesinde oluşan katı parçacık flokları çöktürme ünitelerinde ortamdan uzaklaştırılır. Bir sonraki ünite olan filtrasyon öncesinde suya, filtrasyon verimini arttırmak amacıyla çeşitli polimer veya metal tuzları eklenebilir. Filtrasyon sonrasında su, içme suyu depolarına ve oradan da şebekelere gönderilmeden önce dezenfekte edilir. Filtrelerde kullanılan geri yıkama suyu geri kazanım amacıyla arıtma tesisi girişine yollanabilir [15].

Bu noktada, bazı yüzeysel su kaynaklarında bölgenin özelliklerinden kaynaklanan değişik sorunlara rastlamak olasıdır. Bu koşullarda, temel işlemlerde bazı değişiklikler olabilir. Örneğin, koku ve tat sorununun ciddi boyutlarda olduğu koşullarda su kaynağına

toz aktif karbon (PAC) veya potasyum permanganat ve ozon gibi oksidantlar eklenebilir. Benzer durumlarda filtrasyon sonrasında granül aktif karbon (GAC) kolonları eklenebilir veya filtrelerde filtre malzemesi olarak GAC kullanılabilir.

Çözünmüş katı parçacık konsantrasyonunun ve sertliğin düşük olduğu, koku ve tat sorunun aşırı olmadığı yüzey sularında çöktürme ünitesi iptal edilebilir ve flokülasyon sonrası su doğrudan filtre edilebilir. Genelde yüzey su kaynaklarında yüksek oranda sertliğe rastlanmaz. Ancak sertlik giderimi gerektiren yüzey suları kireçle yumuşatma işlemi ile arıtılabilir.

Yüzeysel su kaynaklarının kalitesi, fiziksel ve kimyasal bazı parametreler esas alınarak değerlendirilebilir. Bu amaçla baz alınan öncelikli fiziksel parametreler; askıdaki katı maddeler, yüzücü maddeler, koloidal maddeler, bulanıklık, renk, tat, sıcaklık ve elektriksel iletkenlik olarak sıralanabilir. Askı halindeki organik maddenin çok küçük bir kısmı zemin erozyonundan kaynaklanır. Önemli bir bölümü ise bitki artıkları, humus, doğal gübreler ile evsel ve endüstriyel atık sulardan oluşur [16].

Yüzeysel sularının yüzeyinde bulunan maddeler ise katı veya sıvı şeklinde olabilirler. Her iki tür de genellikle organik kökenlidir. Katı maddeler; su bitkileri, ölmüş hayvanlar ve bitkiler, arıtılmamış atık sulardan kaynaklanan fekal maddeler ve biyo-endüstri atıklarından oluşur. Sıvılar ise, öncelikle mineral kökenli yağlardan ve kimyasal endüstri atıklarından meydana gelir. Sulardaki bulanıklık, ışığın su içerisine geçişini engeller ve ışığın yansıtılması sonucunda renkli görüntü arz eder. Bulanıklığa su içinde asılı halde bulunan organik veya inorganik maddeler neden olur. Yüzeysel suların, bulanıklıktan kaynaklanan kirliliğin giderilmeden kullanılması uygun değildir. Yüzeysel suları taşıdıkları çözünmüş veya askıda maddelerin türüne bağlı olarak renk açısından farklılık gösterirler. Örneğin hümik asit ve hümatlar, tanin, lignin vb. maddeler ile demir bileşikleri suya renk verirler. Sulardaki doğal renk çoğunlukla negatif yüklü koloidal partiküllerden ileri gelmektedir [17].

Yüzey sularında sıcaklık önemli bir değişkendir. Su sıcaklığı ortamda gerçekleşen birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayı etkiler. Bu etkileme çözünmüş oksijen, biyolojik oksijen ihtiyacı (BOI) gibi birçok kalite parametresinin değerinde belirleyici rol oynar. Diğer yandan sıcaklığın, su ortamı için doğrudan önemi de vardır. Örneğin suda yaşayan balık türleri, bu sulardan kazanılan içme suyunun özellikleri, akarsu civarındaki sislerin oluşumu ve sıcaklığı gibi birçok olay suyun sıcaklığı ile yakından ilişkilidir. Bütün

bu parametrelere ilave olarak elektriksel iletkenlik, tat ve koku gibi başka faktörlerden de söz edilebilir.

Akarsuyun sınıfının belirlenmesi, periyodik kontrol ya da herhangi bir kullanım amacına uygunluğunun değerlendirilmesi açısından alınan numunelerin analizi gereklidir. Tablo 2.2’de kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri verilmiştir.

Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği’nde verilen A, B, C, D parametre gruplarıyla birlikte karakteristik değerler ve/veya romen rakamlarıyla kalite sınıfları gösterilmelidir. Su kalite sınıflarının gösterimi aşağıdaki şekilde yapılmaktadır.

**A:** Fiziksel ve inorganik –Kimyasal Parametreler,

**B:** Organik Parametreler,

**C:** İnorganik Kirlenme Parametreleri,

**D:** Bakteriyolojik Parametreler

**A- Sınıf I-** Yüksek kaliteli su

a) Yalnız dezenfeksiyon ile içme suyu temini

b) Rekreatif amaçlar (yüzme gibi vücut teması gerektirenler dahil)

c) Alabalık üretimi

d) Hayvan üretimi ve çiftlik ihtiyacı

e) Diğer amaçlar

**B- Sınıf II-** Az kirlenmiş su

a) İleri veya uygun bir arıtma ile içme suyu temini

b) Rekreatif amaçlar

c) Alabalık dışında balık üretimi

d) Teknik Usuller Tebliği’nde verilecek olan sulama suyu kalite kriterlerini sağlamak şartıyla sulama suyu olarak

e) Sınıf I dışındaki diğer bütün kullanımla

**C- Sınıf III-** Kirlenmiş su

Gıda, tekstil gibi kaliteli su gerektiren endüstriler hariç olmak üzere uygun bir arıtmadan sonra endüstriyel su temininde kullanılabilir.

**D- Sınıf IV-** Çok kirlenmiş su

Yukarıda I, II ve III sınıfları için verilen kalite parametreleri bakımından daha düşük kalitedeki yüzeysel suları ifade eder.

**Tablo 2.2** Kıta içi su kaynaklarının sınıflarına göre kalite kriterleri [18]

Su Kalite Parametreleri	Su Kalite Sınıfları			
	I	II	III	IV
<b>A) Fiziksel ve inorganik-kimyasal parametreler</b>				
1) Sıcaklık ( $^{\circ}\text{C}$ )	25	25	30	>30
2) pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.0-9.0	6.0-9.0 dışında
3) Çözünmüş Oksijen (mg $\text{O}_2/\text{L}$ )	8	6	3	<3
4) Oksijen doygunluğu (%) <sup>a</sup>	90	70	40	<40
5) Klorür İyonu (mg $\text{Cl}^-/\text{L}$ )	25	200	400 <sup>b</sup>	>400
6) Sülfat İyonu (mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ )	200	200	400	>400
7) Amonyum Azotu (mg $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{L}$ )	0.2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>	>2
8) Nitrit Azotu (mg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{L}$ )	0.002	0.01	0.05	>0.05
9) Nitrat Azotu (mg $\text{NO}_3^--\text{N}/\text{L}$ )	5	10	20	>20
10) Toplam Çözünmüş Madde (mg/L)	500	1500	5000	>5000
11) Renk (Pt-Co birimi)	5	50	300	>300
11) Sodyum (mg $\text{Na}^+/\text{L}$ )	125	125	250	>250
<b>B) Organik Parametreler</b>				
1) KOİ (mg/L)	25	50	70	>70
2) BOİ (mg/L)	4	8	20	>20
3) Toplam Organik Karbon (mg/L)	5	8	12	>12
4) Toplam Kjeldahl- azotu (mg/L)	0.5	1.5	5	>5
5) Yağ ve gres (mg/L)	0.02	0.3	0.5	>0.5
6) Metilen mavisi ile reaksiyon veren yüzey aktif maddeleri (MBAS) (mg/)	0.05	0.2	1	>1.5
7) Fenolik Maddeler (uçucu) (mg/L)	0.0020	0.01	0.1	>0.1
8) Mineral Yağlar ve Türevleri (mg/L)	0.02	0.1	0.5	>0.5
9) Toplam Pestisit (mg/L)	0.001	0.01	0.1	>0.1
<b>C) İnorganik kirlenme parametreleri</b>				
1) Civa ( $\mu\text{g Hg}/\text{L}$ )	0.1	0.5	2	> 2
2) Kadmiyum ( $\mu\text{g Cd}/\text{L}$ )	3	5	10	> 10
3) Kurşun ( $\mu\text{g Pb}/\text{L}$ )	10	20	50	> 50
4) Arsenik ( $\mu\text{g As}/\text{L}$ )	20	50	100	> 100
5) Bakır ( $\mu\text{g Cu}/\text{L}$ )	20	50	200	>200
6) Krom (toplam) ( $\mu\text{g Cr}/\text{L}$ )	20	50	200	> 200
7) Krom ( $\mu\text{g Cr}^{+6}/\text{L}$ )	Ölçülmeyecek kadar az	20	50	>50
8) Kobalt ( $\mu\text{g Co}/\text{L}$ )	10	20	200	>200
9) Nikel ( $\mu\text{g Ni}/\text{L}$ )	20	50	200	>200
10) Çinko ( $\mu\text{g Zn}/\text{L}$ )	200	500	2000	>2000
11) Siyanür (toplam) ( $\mu\text{g CN}/\text{L}$ )	10	50	100	>100
12) Florür ( $\mu\text{g F}^-/\text{L}$ )	1000	1500	2000	>2000
13) Serbest Klor ( $\mu\text{g Cl}_2/\text{L}$ )	10	10	50	>50
14) Sülfür ( $\mu\text{g S}^{2-}/\text{L}$ )	2	2	10	>10
15) Demir ( $\mu\text{g Fe}/\text{L}$ )	300	1000	5000	>5000
16) Mangan ( $\mu\text{g Mn}/\text{L}$ )	100	500	3000	>3000
17) Bor ( $\mu\text{g B}/\text{L}$ )	1000 <sup>e</sup>	1000 <sup>e</sup>	1000 <sup>e</sup>	>1000
18) Selenyum ( $\mu\text{g Se}/\text{L}$ )	10	10	20	>20
19) Baryum ( $\mu\text{g Ba}/\text{L}$ )	1000	2000	2000	>2000
20) Alüminyum ( $\mu\text{g Al}/\text{L}$ )	0.3	0.3	1	>1
21) Radyoaktivite (Bq/L)				
Alfa Aktivitesi	0.5	5	5	>5
Beta Aktivitesi	1	10	10	>10
<b>D) Bakteriyolojik Parametreler</b>				
1) Fekal Koliform (EMS/100 mL)	10	200	2000	>2000
2) Toplam Koliform (EMS/100 mL)	100	20000	100000	>100000

## 2.2. İçme Suyunun Özellikleri

İçme sularının özellikleri aşağıdaki gibi sıralanabilir [19];

1. Su kokusuz, renksiz, berrak ve içimi lezzetli olmalıdır,
2. Sular hastalık yapan mikroorganizma ihtiva etmemelidir,
3. Su kullanım amaçlarına uygun olmalıdır,
4. Sular agresif olmamalıdır,
5. Suda sağlığa zararlı kimyasal maddeler bulunmamalıdır.

Sularda fenoller, yağlar gibi suya kötü koku ve tat veren maddeler olmamalıdır. Sular; renksiz, berrak ve içilebilecek sıcaklıkta olmalıdır. İçme suyu için en uygun sıcaklık 8-12 °C arasında ve sulardaki çözülmüş oksijen konsantrasyonu 5 mg/L'den daha yüksek olması istenir.

Suda bulunabilen bazı mikroorganizmalar çeşitli hastalıklara sebep olurlar. Sudaki hastalık yapıcı patojenik mikroorganizmaları uzaklaştırmak için uygulanan en etkili yöntem dezenfeksiyon işlemidir. Suyun içerisindeki bakiye klor miktarı 0.1-0.2 mg/L olacak şekilde temin edilirse, bu klor konsantrasyonu ve uygun temas süresi patojenik bakterilerin yok edilmesi için yeterli olmaktadır. Öte yandan, virüslerin etkili bir biçimde uzaklaştırılmasında yüksek klor dozajı ve uygun filtrasyon işlemi etkin olmaktadır.

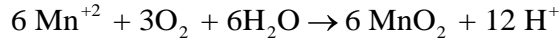
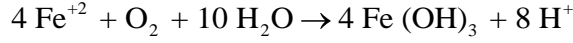
Hastalık etkenleri olan mikroorganizmaların bakteriyolojik analizleri zordur. Bu yüzden "indikatör" organizmalar kullanılır. Bu organizmaları:

- 1.Koliform bakterisi, bilhassa E. koli olarak bilinen *Escherichia koli*
- 2.*Streptococcus feacalis*
- 3.*Clostridium Perfringens Sporları*

E. kolinin, sularda bulunması, patojenik mikroorganizmaların varlığının bir işaretidir. İnsan dışkısının 1 gramında 10<sup>8</sup>-10<sup>9</sup> adet E. koli bulunur. Bu sebeple bir içme suyu kaynağı analiz edildiğinde E. koli bulunmuşsa, bu su kaynağının evsel atıksu ile kirletildiğine işaret eder [19].

Sular; içme suyu, sanayiye ve kullanma suyu olarak kullanılabilir. İçme suyu olarak kullanılması halinde sudaki demir ve mangan konsantrasyonunun düşük olması istenir. Demir iyonu, özellikle yer altı sularında (+2) değerlikli Fe<sup>+2</sup> olarak ve genellikle demir bikarbonat Fe(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> şeklinde bulunur. Fe<sup>+2</sup>, oksijenle reaksiyona sokularak Fe<sup>+3</sup>e yükseltgenir ve suda yeterince alkalinite varsa bu bileşik Fe(OH)<sub>3</sub> şeklinde çöktürülebilir.

Bu bileşik sarı-kırmızı renktedir. Sudaki demir bileşikleri etkin bir şekilde uzaklaştırılmazsa, suda renk ve tat problemi oluşur [19].



Mangan dioksit su ortamında siyah bir çökelek halinde çökler. Suyun sertliğinin de kullanma amacına uygun olması gerekir.

Suların agresifliği, serbest karbondioksit ile bikarbonat iyonunun dengede olmamasından ileri gelir. Suların agresifliği, boruların korozyonuna sebep olur, onların kısa zamanda harap olmalarına, dolayısıyla ilave masraflara yol açar. Ayrıca boruların aşınması halinde borudan ayrılan elementler suyun kalitesinin bozulmasına sebep olur [19].

Bazı kimyasal maddeler zehirli etki gösterir. Arsenik, kadmiyum, krom, kurşun, civa, selenyum gibi ağır metaller insan vücudunda toksik etki yapar.

Arsenik metalik olarak (özellikle toz halinde) zehirsizdir. Ancak su, hatta havadaki nem ile birleştiği zaman Arsenik trioksite ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) dönüşür. Bu da çok zehirli bir maddedir. Arsenik zehirlenmelerinde; felç, sinir sistemi bozuklukları görülmektedir. İnorganik arsenik bileşiklerinin kanser yapıcı etkisinin olduğu ileri sürülmektedir [19].

ABD’de içme suyu içindeki arsenik konsantrasyonu oldukça düşüktür. Su iletim sistemlerinden alınan numunelerin sadece % 4’ünde arsenik miktarı 10  $\mu\text{g/L}$ ’den fazla çıkmıştır [9].

Civanın vücutta birikmesi neticesinde, başlangıç olarak baş ağrısı, yorgunluk, kol ve bacaklarda ağrılar görülür. Diş etleri iltihaplanmaları, diş etlerinde mavi-mor “civa çizgisi” meydana gelir. Kişide ruhsal bozukluklar, hafıza zayıflıkları ve gövde, kol ve ayaklarda duyu bozuklukları ortaya çıkar.

Kadmiyum ve bileşikleri, insanlarda; baş ağrısı, susuzluk hissi, boğazda kuruluk, sinirlilik ve kuvvetli tahrişli öksürük gibi rahatsızlıklara sebep olur.

Krom’un ülser, bronşit, akciğer ve böbrek hastalıklarına sebep olduğu bilinmektedir.

Kurşun ve bileşikleri; iştahsızlık, karın ağrıları, yorgunluk, vücutta umumi zafiyet hali, kurşun felçleri ve duyu organları bozukluklarına sebep olur.

Baryum, baryum içeren kayalardan yeraltı sularına ve yüzeysel sulara geçmektedir. Endüstriyel olarak ta çeşitli faaliyetler sonucunda su ortamına verilmektedir [9].

Baryum, kaslara ve kalp adalelerine, damarlar ve sinir sistemine zararlı tesirler yapmaktadır [19].

Nitrat, doğal sulardaki iyonların büyük kısmını oluşturmaktadır. Bir araştırmaya göre, yüzeysel sularda nitrat azotu 1-2 mg/L arasında bulunmuştur [9]. Yüksek nitrat konsantrasyonu su kütlelerinde ötrofikasyonu artıran en önemli parametrelerden birisidir. İçme sularında ise canlı sağlığı üzerinde on beş farklı kanser türüne, kalıtsal bozukluğa, yetişkinlerde yüksek tansiyona ve özellikle altı aydan küçük bebeklerde mavi bebek hastalığına neden olmaktadır [9].

Mavi bebek hastalığının sebebi bazı bakterilerin nitratları indirgeyerek nitritlere dönüştürmesi ve meydana gelen fazla miktardaki nitritin emilerek kandaki hemoglobini methemoglobine çevirmesidir. Bunun neticesinde oksijen dokulara taşınmadığından bebek ölümleri ortaya çıkar [19].

Florür doğal olarak topraktan gelmektedir. Diş sağlığı bakımından gerekli seviyede florür konsantrasyonuna sahip olmayan içme suyu dağıtım sistemlerine florür eklenmektedir. Genelde olması istenen miktar 0.5-1.5 mg/L'dir [9].

Radyoaktif maddeler, bilhassa nükleer silah denemeleri ve nükleer santrallerin atıkları sebebiyle içme sularını kirletmektedir.

Suda Amonyum (NH<sub>4</sub>)'ün bulunması, suyun kullanılmış sularla kirlendiğini ve kirlenmenin süre bakımından uzak olmadığını gösterir.

Klorür (Cl<sup>-</sup>), suda genellikle sodyum klorür (NaCl) şeklinde bulunur. Suda fazla miktarda NaCl bulunması halinde suya insan veya hayvan idrarının karışmış olduğu düşünülebilir. Ancak deniz kenarındaki su kaynaklarında tatlı suya, denizden tuzlu su karışabileceği ihtimalide göz önünde bulundurulmalıdır [19].

### **2.2.1. İçme Suyunun Fiziksel Özellikleri**

Bileşimi H<sub>2</sub>O olup molekül ağırlığı 18.016 dır. Su molekülü simetrik olmayıp, elektrik yükü heterojen bir şekilde dağıtıldığından dipol karakteri gösterir. Çözücü özelliği dielektrik sabitinin büyük olmasından ileri gelir. Donma noktası 760 mm Hg basınçta 0 °C, kaynama noktası 100 °C'dir. Suda yabancı maddelerin çözünmesi ile donma ve kaynama noktaları değişir. Çözeltinin donma noktası düşer, kaynama noktası yükselir. Suyun donması sırasında hacim genişlemesi olur [12]. Doğal sular içinde bulunan safsızlıklar, suların kaynağına göre farklı özellikler kazanmasına neden olur [11].

### **2.2.1.1. Renk**

Su saf halde renksizdir. Suları renkli gösteren içerdikleri yabancı maddelerdir. Suda çözünen ve koloidal olarak asılı olan organik maddeler suyu renklendirir. Sudaki renk genellikle yaprak, turba, ağaç parçaları vb. gibi diğer organik maddelerden ve sanayi atıkları, demir, mangan ile korozyon ürünleri de sulara renk meydana gelmesine neden olabilirler. Sudaki renk sağlık, estetik ve endüstride olumsuz etkiler yapan bir parametre olduğu için suların renginin tamamen giderilmesi istenir. Renk giderimi ozonlama, koagülasyon, sedimentasyon ve filtrasyon işlemleriyle gerçekleştirilebilir. İçme ve kullanma sularında platin-kobalt skalasına göre 15 üniteden fazla renk bulunması istenmez. İçilebilir suların renk ölçüsü TS 266'ya göre 5 birimdir. Dünya Sağlık Örgütü içme suyu standardında renk için 50 Co birimi verilmektedir. Hedef olarak 5 Co birimi amaçlanmıştır [11,12,21].

### **2.2.1.2. Koku ve Tat**

Suyun kokusu ve tadı, su içinde çözülmüş halde bulunan gazlar ve organik maddelerden kaynaklanır. İçme ve kullanma sularında koku istenmez. Doğal sular genelde kokusuzdur. Siyanürler, fenoller, serbest klor, petrol atıkları, bitkisel ve hayvansal atıklar ve bazı mikroorganizmalar suya hoş olmayan kokular verir. Sodyum klorür ve magnezyum sülfat gibi doğal olarak bulunan kimyasal maddeler de suya tuzlu ve acımsı bir tat verir. Sular taşıdıkları minerallerin tadını içerirler [11].

### **2.2.1.3. Bulanıklık**

Su içinde çözünmemiş olarak süspansiyon ve koloidal halde bulunan çok küçük çaplı katı tanecikler bulanıklığı oluşturur. Bulanıklık, su kalitesi ve görünümü açısından istenmeyen bir özelliktir. Berrak sular asılı halde hiçbir madde ihtiva etmezler [22].

Bütün kullanım alanlarında suyun berrak olması istenir. İçme sularında bulanıklığın 5 birimden fazla olması istenilmez. İçme ve kullanma suları için maximum bulanıklık değeri TS 266 ve WHO standartlarında 25 birimi aşmaması gerekir. Askıdaki katı maddelerden ileri gelen bulanıklık filtrasyon veya çöktürme ile giderilebilir. Bulanıklık tayini numunenin alındığı gün yapılmalıdır. Eğer bu mümkün değilse numune karanlıkta

24 saat bekletilmelidir. Bulanıklık tayini Nephelometric ve Turbidimetrik metodla yapılır [11,12,21].

#### **2.2.1.4. Sıcaklık**

Yüzeysel suların sıcaklıkları doğal olarak iklime göre belirlenir. Genel olarak ekvatorдан uzaklaştıkça ve deniz seviyesinden yükseldikçe suların sıcaklığı düşer. Yeraltı sularının sıcaklığı ise, daha çok derinliğe bağlı olup 20-40 metre derinlikte 1 °C yükselir. İçilmeye elverişli suyun sıcaklığı 7-12 °C arasında olmalıdır [11].

#### **2.2.1.5. İletkenlik**

İletkenlik sulu çözeltilerin elektrik akımını iletme yeteneğidir. Bu özellik iyonların mevcut olmasına, toplam konsantrasyonuna, hareketliliğe, valans ve sıcaklığa bağlıdır. Birçok organik bileşikler iyi iletkendir. Sulu çözeltileri ayrışmayan organik bileşik molekülleri elektriği çok az iletirler. Saf suyun iletkenliği 0.5-3 µmhos/cm dir. Bu değer hava veya su temasında biraz artar. Amerika Birleşik Devletleri'nde içilebilir suyun iletkenliği genel olarak 50-1500 µmhos/cm'dir. İletkenlik yardımıyla saf suyun saflık derecesinin kontrolü, doğal ve atık sulardaki çözünmüş madde miktarlarının değişimi, suyun kimyasal analizinin kontrolü, 0.55-0.9 ampirik formülü kullanılarak sudaki çözünmüş madde miktarı bulunur.

Su analiz raporunun kontrolünde iletkenliğin 1/100 meg/L olarak toplam katyon veya toplam anyon değerlerine yakın olmalıdır.

#### **2.2.1.6. Buharlaşma Kalıntısı**

Toplam katı madde, belli bir sıcaklıkta kurutulmuş, bilinen hacimdeki suyun bıraktığı buharlaştırma kalıntısıdır. Katı maddeler çözünmüş ve çözünmemiş katı maddeler olmak üzere ikiye ayrılır. Çok yüksek katı madde içeren sular insanda bağırsak bozukluğuna yol açar. Su içinde çözünmüş maddeler, inorganik tuzlar, organik maddelerin bir kısmı ve çözünmüş gazlardır. Çözünmüş katı maddelerin fazla olması hoş olmayan mineral tadına, korozyona ve fizyolojik etkilere yol açar [12].

## 2.2.2. İçme Suyunun Kimyasal Özellikleri

Çözünmüş madde molekülleri ile birleşerek hidratları oluşturur. Bu özellik suyun elektrolit olmayan maddeleri iyi çözebildiğini göstermektedir. Birçok kimyasal olaylar su varlığında oluşur. Demirin paslanması gibi. Suyun ayrıştırma özelliğinden dolayı katalitik etkisi vardır. Bu nedenle iyon reaksiyonları redoks yanma ve diğer reaksiyonları hızlandırır veya yavaşlatır. Tuzların hidrolizi suyun etkisi ile olur [12].

### 2.2.2.1. pH Değeri

Suların pH değeri asitlik ve alkalilik derecesinin bir ölçüsüdür. Aynı zamanda suyun temas halinde bulunduğu malzemelere olan etkisi hakkında bir fikir verir. 22 °C’de suyun H<sup>+</sup> ile OH<sup>-</sup> konsantrasyonları birbirine eşittir. Bu sıcaklıkta su litrede 10<sup>-7</sup> g hidrojen iyonu ihtiva eder.

Suyun pH değeri, H<sup>+</sup> konsantrasyonunun (-) logaritması olarak tarif edilir.

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$$

Buna göre saf suyun pH değeri 7’den az ise su asit, 7’den yüksekse bazik özellik gösterecektir. Yani saf su için pH=7, nötr duruma tekabül eder. Tablo 2.3’te suların nötr durumda olduğu pH değerleri verilmiştir. Özellikle sertlik, suların pH derecesinin değişmesine neden olur. Bu bakımdan karbonat sertliğinin çeşitli değerleri için sular aşağıdaki pH değerlerinde nötr kabul edilirler. Eğer pH, bu değerlerden daha düşük ise bu su agresif özellik gösterir ve çeşitli usullerle asitlik derecesinin giderilmesi gerekir.

**Tablo 2.3** Suların nötr durumda olduğu pH değerleri [23]

Karbonat Sertliği	pH Değeri	Karbonat Sertliği	pH Değeri
0-3	8.0	5-6	7.7
3-4	7.9	6-7	7.6
4-5	7.8	>7	7.5

#### **2.2.2.2. Asitlik**

Suyun asitliği esas olarak su içinde bulunan mineral asitlerden ve karbonik asit, silisik asit, borik asit vb. gibi zayıf asitlerden ileri gelir. Bir suyun asitliği, suyun pH derecesinin belli bir değere çıkarıncaya kadar kuvvetli bazlar ile nötralize edilmesi sırasında harcanan baz miktarı olarak tanımlanır. Mineral asitler bulunduğu zaman  $pH < 4$ 'dr. Doğal sularda en önemli asitlik, su içinde znmş karbondioksitten ileri gelir. Birçok halde su içinde bulunan bazı metal tuzları da hidroliz olarak asitliğe neden olur [12].

#### **2.2.2.3. Alkalinite**

Alkalinite su içinde bulunan başta karbonat ve bikarbonat iyonları olmak üzere pH değerinin 4.3'den daha yukarıda olmasına neden olan bileşenlerin toplamı olarak tanımlanır. Suyun alkalinitesi esas olarak bikarbonat, karbonat ve hidroksit konsantrasyonlarının toplamından oluşur. Alkaliniteye etki yapan amonyak, borat, fosfat, silikat ve organik anyonlar gibi diğer tamponlayıcı maddeler doğal sularda çok az bulduklarından genellikle ihmal edilir. İçme sularında 400 mg  $CaCO_3/L$  değerine kadar alkalitenin hiçbir zararı yoktur. Esasen içme sularında alkalinite için bir sınır değer verilmemiştir. Bu sınır pH tarafından karşılanır [12].

#### **2.2.2.4. znmş Karbondioksit**

Havadaki karbondioksitin büyük bir kısmı da yüzey suları içinde znr. Normal sıcaklıktaki su içinde karbondioksitin znrlğ 2000 mg/L civarındadır. Yeraltı suları 10-100 mg/L arasında znmş karbondioksit içerir.

Karbondioksit su içinde zndğnde hemen su ile reaksiyona girerek karbonik asit oluşturur.

#### **2.2.2.5. Sertlik**

Sularda sertlik, toprak ve kayalardaki toprak alkalisi minerallerin parçalanması veya direkt olarak bulaşma yoluyla ortaya çıkmaktadır [24]. Sularda sertliğe yol açan başlıca

iyonlar kalsiyum ve magnezyum iyonlarıdır. Sularda sertlik, geçici ve kalıcı sertlik olarak ikiye ayrılır. Geçici sertliğe karbonat sertliği ve kalıcı sertliğe de karbonat olmayan sertlik adı verilir. Kalıcı ve geçici sertliği birlikte ifade etmek için toplam sertlik deyimi kullanılmaktadır. Tablo 2.4'te toplam sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması verilmiştir. Tablo 2.5'te su sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması verilmiştir.

Geçici sertlik, kalsiyum ve magnezyum tuzlarının karbonat ve bikarbonatlarından meydana gelir. Su kaynatıldığı zaman bu tuzlar karbonat olarak çöktüğü için bunlara geçici sertlik adı verilmiştir. Kalsiyum ve magnezyum metalleri dışındaki hidroksit, klorür, nitrat, sülfat, fosfat ve silikat gibi toprak alkali bileşikleri ise kalıcı sertliği meydana getirirler. Avrupa ülkelerinde sertlik, Alman, Fransız ve İngiliz sertlik birimleri cinsinden ifade edilir. U.S.A'da sertlik doğrudan doğruya 1 litre su içinde mevcut olan  $\text{CaCO}_3$ 'ün mg olarak ağırlığı ile ifade edilmektedir.  $1^0$  AS (Alman Sertlik Derecesi), 1 litre suda 17.9 mg  $\text{CaCO}_3$  olarak tarif edilir. Tablo 2.6 Alman ve Fransız derecelerine göre suların sınıflandırılması verilmiştir [23].

**Tablo 2.4** Toplam sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması

<b>Su Kalitesi</b>	<b>Çok Yumuşak</b>	<b>Yumuşak</b>	<b>Orta Sert</b>	<b>Sert</b>	<b>Oldukça Sert</b>	<b>Çok Sert</b>
<b>Toplam Sertlik</b>	0-4	4-8	8-12	12-18	18-30	>30

**Tablo 2.5** Su sertlik derecesine göre suların sınıflandırılması

<b>Su Sertlik Derecesi ppm <math>\text{CaCO}_3</math></b>	<b>Su Sertlik Sınıfı</b>
0-75	Yumuşak Su
75-150	Orta Sert
150-300	Sert Su
>300	Çok Sert Su

**Tablo 2.6** Alman ve Fransız derecelerine göre suların sınıflandırılması

<b>Sertlik Bütünü</b>		
<b>Alman Derecesi</b>	<b>Fransız Derecesi</b>	<b>Suyun Durumu</b>
0-4	0-7.2	Çok Tatlı
4-8	7.2-14.5	Tatlı
8-12	14.5-21.5	Orta Tatlı
12-18	21.5-32.5	Oldukça Acı
18-30	32.5-54.0	Çok Acı

Sularda sertlik, bu suların temas halinde oldukça zemin tabakalarının özelliğinden ileri gelir. Sert sular içme ve kullanma amaçları için elverişli değildir. Su sertliğinin giderilmesi, sabun ve deterjan sarfiyatının azaltılması, korozyon kontrolü, tesisatta taş oluşumunun önüne geçilmesi amaçlarıyla kalsiyum ve magnezyum iyonlarının sudan ayrılması veya sudaki konsantrasyonlarının azaltılmasını amaçlayan bir işlemdir. Suların yumuşatılması masraflı işlemler gerektirir ve daha çok sanayide bu yola başvurulur. Merkezi su tesislerinde su sertliğinin giderilmesi çok nadir olarak başvuru olan bir yoldur. Bu nedenle sertliği gidermek yerine sertliği kabul edilebilir sınırlar arasında olan su kaynaklarının araştırılması tercih edilen bir yoldur.

#### **2.2.2.6. Çözünmüş Oksijen**

Suda çözünen oksijen su içindeki yaşamın temelini oluşturur. Bu oksijen konsantrasyonu, su ile temas halinde olan havadaki oksijenin kısmi basıncı, su içinde çözülmüş olarak bulunan tuzların konsantrasyonu ve suyun sıcaklığına bağlıdır. Sularda minimum bir çözülmüş oksijen konsantrasyonunun muhafaza edilmesinden amaç, balık ve vahşi hayatın korunması, suyun dinlendirici tesirinin devamı ve atık maddelerin ayrışmasından doğan kokuların önlenmesidir. 4 ila 5 mg/L'lik bir sınır değer çözülmüş oksijen için kabul edilmiştir [12].

### **2.2.2.7. Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı**

Suyun kirlilik derecesini belirlemede kullanılan en iyi kriterdir. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı su içinde bulunan organik bileşiklerin biyokimyasal olarak parçalanabilmesi için gerekli olan oksijen miktarıdır. Arıtma tesislerinden çıkış yapan suyun ne derece arıtıldığını ve suların çevre kaynaklarına deşarj edilmesi için yönetmelikte verilen sınır değerlere uygun olup olmadığını belirlemede kullanılır.

### **2.2.2.8. Suların Agresiflik Özellikleri ve Stabilizasyonu**

Suyun agresif olması, sudaki karbon dioksit ( $\text{CO}_2$ ) ve bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) dengesinin bulunmamasından ileri gelmektedir [19]. İçme suyunun agresif nitelikte olması durumunda suya, kullanılan boru malzemesine bağlı olarak çeşitli metaller geçebilmektedir.

### **2.2.2.9. Azot Bileşikleri (Nitrit, Nitrat ve Amonyak)**

Azotun bu üç şekli, su içerisindeki organik madde miktarının dolaylı ölçümleridir. Kirlenmenin bir ölçüsü olarak değerlendirmek amacı ile tayin edilirler. Yüzey ve yer altı sularına karışan azot bileşikleri doğal veya insan kökenli olabilir. Doğal azot yükleri bu su ortamlarında bulunan mikroorganizmaların bağladığı, yağışların getirdiğı, yüzey ve yeraltı akışı sırasında sulara karışan azot bileşiklerinden oluşur.

Sularda bulunan en önemli azot bileşikleri organik azot, amonyak ( $\text{NH}_3$ ), nitrit ( $\text{NO}_2$ ) ve nitrattır ( $\text{NO}_3$ ). Bunlar içerisinde en fazla bulunanı nitrattır. Organik azot, proteinler, peptidler, nükleik asit ve üre gibi doğal maddeleri ve sayısız sentetik organik azot bileşiklerini içerir. Tipik organik azot derişimi göllerde birkaç yüz mg/L düzeyindedir [25].

### **2.2.2.10 Trihalometanlar**

Birçok klorlu organik bileşik çeşitli endüstrilerden atık olarak kaynaklanmaktadır. Bu bileşiklerin içinde trihalometanlar önemli yer tutar ve bu bileşikler içme sularının klorla dezenfeksiyonu sırasında doğal organik maddelerin klor ile reaksiyona girmesi sonucunda oluşurlar. Trihalometanların içme suları analizlerinde varlığı tespit edildikten sonra sağlık üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Birçok araştırmada, trihalometanların kanserojen ve

mutajenik etkiye sahip oldukları belirlenmiştir. Son zamanlarda çevresel etkileri nedeniyle klorlu organiklerin arıtımı üzerinde önemle durulmaktadır. Kanserojen ve mutajenik olan bu bileşikler, alıcı ortamlardaki organizmaların yapısında birikerek besin zincirine geçmekte ve biyolojik parçalanmaya direnç göstermektedirler [26].

Metan (CH<sub>4</sub>) türevi olarak adlandırılan trihalometanlar kimyasal formülle CHX<sub>3</sub> olarak gösterilebilmektedir. Buradaki X yerine halojenler gelmekte olup klor, brom ve iyot bilinen THM içeriğindeki halojenler olarak sayılabilir. Genellikle klorun anılmasının nedeni; dünyada yaygın olarak kullanımındadır.

Humik maddelerin klorla reaksiyonu sonucunda trihalometanların yanında pek çok klorlu organik bileşik oluşmaktadır. Reaksiyonun tamamlanmasıyla temel karbonlu reaksiyon ürünü olarak CO<sub>2</sub> oluşmaktadır. Tamamlanmamış reaksiyon şartlarında ise; klor akuatik humusları düşük molekül ağırlıklı humik ve fulvik asitlere dönüştürmektedir. Klor ile reaksiyona giren humik maddeler ve oluşan reaksiyon ürünleri Tablo 2.7’de verilmiştir [27].

**Tablo 2.7** Klorlama Yan Ürünleri [28]

<b>Reaksiyona Giren Maddeler</b>	<b>Reaksiyon Sonucu Oluşan Ürünler</b>
Humik Maddeler	Küçük Humikler
Br <sup>-</sup>	N <sub>2</sub>
NH <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup>
Cl <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>
	Trihalometanlar, yeni organikler, dihaloasetonitriller
	Halojenli karbonik asitler, aminler, fenoller, ketonlar, aromatikler, humikler
	Aldehitler
	Aromatikler
	Ftaletler

Günümüzde, dezenfeksiyon sırasında oluşan organik bileşikler, ilk buldukları 1974 yılından bu yana daha kompleks oldukları bilinmektedir [27]. Tablo 2.7’de de görülebileceği gibi trihalometanların yanında 11 değişik halojenli organik bileşik grubu

ortaya çıkmaktadır. Araştırmalar, bunlardan dihaloasetonitrillerin arıtma tesisi çıkışında suda yüksek oranda bulunduğunu göstermektedir. Örneğin halojenli karbonik asitler ve halojenli aminler su kaynaklarında sınırlı oranlarda oluşmaktadırlar. Çıkış suyunun toplam organik halojen içeriği ise, trihalometan miktarının 3-4 katı olmaktadır.

Suyun klorlanmasında en yaygın yan ürün trihalometanlardır ve bugünlerde kullanılan analitik tekniklerle belirlenmesi daha kolaylaşmıştır. Ayrıca diğer halojenli kirleticilere oranla daha yüksek miktarlarda oluşmaktadırlar [28].

### **2.3. İçme Suyu Standartları**

İçme sularının renksiz, berrak olması, hastalık yapıcı organizmaları, zararlı kimyasal maddeleri ihtiva etmemesi ve agresif olmaması gerektiği belirtilmişti. Sularda bu şartları sağlamak ve suda bulunması arzu edilmeyen maddelerin belirli bir seviyenin altında tutmak için çeşitli standartlar geliştirilmiştir. Bunlar arasında dikkate değer olanı Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) tarafından verilen standartlardır. Ülkemizde kabul edilen içme suyu standardı ise TS-266 olup, Tablo 2.7’de topluca verilmiştir.

**Tablo 2.8** Türkiye için kabul edilen içme suyu standardı [18,19]

<b>Madde İsmi</b>	<b>Müsaade Edilebilir Değer</b>	<b>Maximum Değer</b>
<b>1. Zehirli Maddeler</b>		
Kurşun (Pb)	-	0.05 mg/l
Selenyum (Se)	-	0.01 mg/l
Arsenik (As)	-	0.05 mg/l
Krom (Cr <sup>+6</sup> )	-	0.05 mg/l
Siyanür (CN)	-	0.2 mg/l
Kadmiyum (Cd)	-	0.01 g/l
<b>2. Sağlığa Etki Yapan Maddeler</b>		
Florür (F)	1.0 mg/l	1.5 mg/l
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	-	45 mg/l
<b>3. İçilebilme Özelliğine Etki Yapan Maddeler</b>		
Renk	5 birim	50 birim
Bulanıklık	5 birim	25 birim
Koku ve tad	Kokusuz normal	Kokusuz normal
Buharlaştırma Kalıntısı	500 mg/L	1500 mg/L
Demir (Fe)	0.3 mg/L	1.0 mg/L
Mangan (Mn)	0.1 mg/L	0.5 mg/L
Bakır (Cu)	1.0 mg/L	1.5 mg/L
Çinko (Zn)	5.0 mg/L	15.0 mg/L
Kalsiyum (Ca)	75 mg/L	200 mg/L
Magnezyum (Mg)	50 mg/L	150 mg/L
Sülfat (SO <sub>4</sub> )	200 mg/L	400 mg/L
Klorür (Cl)	200 mg/L	600 mg/L
pH	7.0-8.5	6.5-9.2
Bakiye Klor	0.1 mg/L	0.5 mg/L
Fenolik maddeler	-	0.002 mg/L
Alkali Benzil Sülfonat	0.5 mg/L	1.0 mg/L
Mg+Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	500 mg/L	1000 L
<b>4. Kirlenmeyi Belirten Maddeler</b>		
Toplam Organik Madde	3.5* mg/L	-
Nitrik	-	-
Amonyak	-	-

\*Toplam organik madde 3.5 mg/L yi aşması halinde bakteriyolojik muayenede özellikle titiz davranılmalıdır.

#### **2.4. Doğal Organik Maddelerin (DOM) Tanımı ve Önemi**

Son yıllarda içme suyu arıtma tesislerinin karşı karşıya kaldığı en önemli problemlerden biri, mutajenik ve karsinojenik olan dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumunun kontrolüdür. DYÜ'ler doğal organik maddelerin (DOM) klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu oluşur. DOM'lar tüm yüzeysel ve yeraltı sularında hatta yağmur suyunda bile bulunabilirler. DOM'ların DYÜ oluşturmasının

yanısıra doğal sularda bulunması içme suyu arıtımında ve dağıtım sistemlerinde birçok problemlere sebep olur. DOM, koagülasyon gibi arıtma proseslerinin etkinliğine zarar vermektedir [29]. DOM'un sebep olduğu diğer problemler arasında; dağıtım sistemlerinde substrat olarak mikrobiyolojik yeniden büyümeye sebep olabilmesi, metalleri ve hidrofobik sentetik organikleri yapısına bağlayarak onları arıtılması zor bileşikler formuna getirmesi, içme suyunda tat ve koku oluşturmaları ve daha fazla dezenfektan/oksidan gereksinimine sebep olması sayılabilir [30].

DOM, organik maddeleri içeren heterojen bir karışımdır ve makro moleküler hümik yapılar, küçük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, amino asitler, karbonhidratlar ve hidrokarbonlar gibi organik maddeleri içerir [31]. DOM'un varlığı, doğada ve mühendislik sistemlerindeki su kalitesi üzerinde önemli etkilere sahiptir. DOM'ların proton alıcı ve/veya verici olması, pH tamponlayıcı olması, kirleticilerin bozunması ve taşınımaları üzerindeki etkileri, minerallerin çözünmesinde yer almasından dolayı, su sistemlerindeki jeokimyasal reaksiyonlar DOM'lar tarafından kontrol edilir. DOM'lar, yüzeysel sularda ışık bölgesinin derinliğini kontrol eder, nütriyentlerin biyolojik kullanılabilirliğini etkiler ve mikrobiyal büyüme için karbon kaynağı sağlar [32]. DOM'lar, karbonhidratlar ve proteinler gibi önemli mikrobiyal substratları da yapılarına bağlayabilir [33]. DOM'lar, hidrofobik organiklerin (örn., pestisitler), metallerin (örn., kurşun, kadmiyum, bakır ve civa), radyonükleoitlerin (örn., plutonyum ve uranyum) hareketini ve taşınımını artırır. Böylece, su ortamında hemen hemen hareketsiz kabul edilen bu kimyasallar, yapı ve aktivite ilişkileri kullanılarak tahmin edilen mesafelerden daha uzaklara taşınabilir [32]. Ayrıca, DOM ile kompleks oluşturduktan sonra bu kimyasalların biyolojik kullanılabilirlikleri ve jeokimyasal dönüşümleri de değişebilir [34].

Güçlendirilmiş koagülasyon, adsorpsiyon ve membran prosesleri DOM veya DYÜ oluşumuna sebep olan maddelerin gideriminde su arıtımında en çok kullanılmakta olan arıtım teknikleridir [35]. Güçlendirilmiş koagülasyon uygulaması kolay ve ucuz olmasına rağmen özellikle yüksek miktarda hidrofilik DOM içeren su kaynağına sahip tesislerde Dezenfeksiyon/Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Mevzuatı (D/DYÜM) sağlanmasında yetersiz kalmaktadır. Hem DYÜ hem de mikrobiyal kaynaklı su kalite problemlerine çözüm sağlayabilen membran prosesleri ise küçük tesisler için pahalı bir sistem olabilir. MIEX® (Manyetik iyon değiştirici) reçinesi, Avustralya'da Orica ve Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) ile Australian Water Quality Centre (AWQC)

tarafından yapılan ortak araştırmalar sonucu DOM'un anyonik bileşenlerini gidermek için üretilmiştir [36]. MİEX® reçinesi, makroporlu ve poliakrilik bir yapıdadır. Ancak bu prosesin yüksek maliyet, reğinelerin tekrar kullanımı, reğine rejeneratlarının bertarafı gibi sorunları bulunmaktadır. DOM giderimi ve DYÜ kontrolü için önerilen GAK adsorpsiyonu mevcut en iyi teknik olarak birçok tesiste uygulanmaktadır [37].

Birçok gelişmiş ülkede içme suyu arıtma tesislerinin DYÜ mevzuatlarına uyum sorunu devam etmektedir. Bu sebeple DOM giderimi ve DYÜ azaltılması konusundaki araştırma çalışmaları son yıllarda hızlandırılmıştır. DYÜ mevzuatlarına uyum sağlayabilmek için iki yaklaşım mevcuttur: [1] klor eklenmesinden önce DYÜ öncü bileşenlerinin giderilmesi ve [2] klor yerine ozon, kloramin, klordioksit gibi alternatif dezenfektanlar/oksidanlar kullanılması [38]. Alternatif dezenfektanlar kullanılarak daha düşük miktarlarda halojenlenmiş DYÜ oluşumu sağlanmıştır [38]. Ancak bu dezenfektanlar da mevzuatlarda yer almayan çeşitli dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturabilmekte, ek su kalite problemleri oluşturabilmekte ve ekonomik anlamda fizibil olmamaktadır.

## 2.5. Doğal Organik Madde (DOM) Sınıflandırılması

DOM, hümik fraksiyon ve hümik olmayan fraksiyon göreceli olarak ikiye ayrılabilir. Hümik fraksiyon daha hidrofobiktir ve fenolik, karboksilik yapılar içeren fulvik asit ve hümik asitten oluşmaktadır. Diğer taraftan hümik olmayan fraksiyon daha hidrofiliktir ve polisakkaritler, proteinler, peptitler, amino asitler, daha düşük molekül ağırlıklı asitler, yağlar ve karbonhidratlar gibi biyokimyasal olarak iyi belirlenmiş bileşikleri içerir [39]. Hümik maddeler belirli (özgün) veya genel bir yapıya sahip olmadıkları için, pH fonksiyonlarına bağlı sudaki çözünürlükleri temel alınarak řu şekilde sınıflandırılırlar [40]:

- Fulvik asit fraksiyonu tüm pH aralıklarında çözünürdür.
- Hümik asit fraksiyonu alkali-çözünürdür ve çok düşük pH değerlerinde (pH=1-2) pıhtılaşır ve çöker.
- Hümin fraksiyonu tüm pH değerleri için çözünmezdir ve asit veya baz ile ekstraksiyonu yapılamaz.

Su ortamındaki DOM'lar boyutlarına göre de sınıflandırılabilir. Partiküler kısım toplam organik karbonun (TOK) yaklaşık %10-20'si, çözünmüş fraksiyon (ÇOM) ise,

TOK'un kalan %80-90'ıdır [39]. Çözünmüş fraksiyon, DOM bileşenlerinin 0.45- $\mu\text{m}$ 'lik filtreden geçen kısmı olarak tanımlanır. Doğal sularda ise, bu iki fraksiyon arasında bir ayırım yapılamaz. Çözünmüş ve partiküler fraksiyonların kesişimi kolloidal fraksiyondur. Kolloidal fraksiyon, canlı ya da bozunmuş organizmalardan kaynaklı askıda katı maddeler ve hücre salgılarından oluşur ve minerallerle bağlı olarak bulunabilir [32].

## 2.6. İçme Sularında Dezenfeksiyon Yan Ürünleri

Sulardaki doğal ve insan kaynaklı organik maddeler ile klorun reaksiyonu sonucu DYÜ olarak bilinen potansiyel mutajenik ve karsinojenik halojenlenmiş yan ürünler oluşur [40]. DOM'lardan DYÜ'nün oluşumu kompleks kimyasal reaksiyonlar içerir ve DOM'un karakteristikleri ve konsantrasyonu, su kalite parametreleri (örneğin, pH, ortamdaki inorganik içerik, özellikle bromür iyonu konsantrasyonu) ve klorlama şartları (örneğin, sıcaklık, klor dozu ve klorun temas süresi) gibi birçok faktöre bağlıdır. Klor DOM ile reaksiyonlarında hem oksidan hem de halojenlendiren madde olarak rol alır. Moleküler klorun suda ayrışması sonucu oluşan hipokloröz asit (HOCl) ve hipoklorit iyonu (OCl-) DYÜ oluşumuna sebep olan reaktif halojenlendirici maddelerdir [41].

Moleküler klor ve ayrışma türleri (HOCl, OCl-) elektrofiliktir ve böylece DOM'un elektronca zengin bölgeleriyle reaksiyona girer. Organik yapıların elektronca zengin bölgelerine örnek olarak aktif aromatik halkalar, amino azotlar ve alifatik  $\beta$ - dikarboksiller verilebilir [42]. Hümitlerdeki aromatik halkaların kırılması veya yan zincirlerin oksidasyonu ve müteakip halojenlendirme ile klorlu alifatik yan ürünler oluşur. Ayrıca DOM'un klorlanmasından sonra bazı halkalı klorlanmış aromatik bileşenler oluşabilir.

Klorlanmış içme sularında tespit edilen ilk halojenli yan ürünler trihalometanlardır (THM) [1]. İçme sularındaki THM'ler birçok ülkede potansiyel sağlık etkileri nedeniyle denetim altına alınmıştır. Sularda tespit edilen ve mevzuatları olan dört temel THM: kloroform, diklorobromometan (DKBM), dibromoklorometan (DBKM) ve bromoform'dur. Klorlanmış sularda bulunan diğer halojenlenmiş yan ürünler arasında; haloasetik asitler (HAA), haloasetonitriller (HAN), haloketonlar (HK), kloral hidrat (KHY), kloropikrin (veya trikloronitrometan, KP), siyonejen klorid (CNCl), siyanojen bromür (CNBr) ve klorofenoller sayılabilir [43]. Halonitrometan (HNM) ve iyotlu THM'ler (I-THM) sularda tespit edilen yeni DYÜ gruplarıdır [44]. Henüz mevzuatlarda yer almayan bu grupların, yapılan toksikoloji çalışmaları sonucu diğer DYÜ'lerden daha

tehlikeli oldukları tespit edilmiştir. Özellikle HNM'lerin bromlu türlerinin USEPA tarafından önümüzdeki yıllarda DYÜ mevzuatlarında yer alması öngörülmektedir [46]. Son yıllarda yapılan çalışmalarda, iyot içeren DYÜ türlerinin en toksik ve klorlu DYÜ'lerin ise en az toksik oldukları belirlenmiştir [43,45]. İyotlu asetik asit, memeli hücreler için en yüksek toksisite ve genotoksititeye sahip olan DYÜ türüdür [45]. Diğer bir önemli DYÜ türü, hem klorlu hem de kloraminli sularda bulunabilen ve potansiyel karsinojenik olan N-nitrodimetilamin (NDMA)'dir [46].

DYÜ'lerin kontrolü için USEPA tarafından 1998 yılı Aralık ayında iki aşamalı D/DYÜM yürürlüğe konulmuştur [2]. Birinci aşamada, içme suyu şebekesinde farklı noktalarda ölçülen değerlerin ortalaması, toplam THM (kloroform (TKM), diklorobromometan (DKBM), dibromoklorometan (DBKM), bromoform (BKM)) için 80 µg/L ve toplam HAA için (kloro-asetik asit, dikloro-asetik asit, trikloro-asetik asit, bromo-asetik asit, dibromo-asetik asit) 60 µg/L olarak belirlenmiştir. 2006 yılının Ocak ayında yayınlanan ikinci aşamada ise THM ve HAA için belirlenen üst limitler değiştirilmemiş ancak belirlenen bu limitlerin şebekedeki her bir numune alma noktasında THM ve HAA için sırasıyla 80 ve 60 µg/L'den düşük olması gerektiği öngörülmektedir. Ülkemizde 17 Şubat 2005 tarihli 25730 sayılı Resmi Gazete'de Sağlık Bakanlığı'nın yayınlamış olduğu "İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik"te toplam THM için sınır değeri getirilmiştir. Bu yönetmeliğe göre, içme ve kullanma sularında bulunabilecek maksimum toplam THM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L olarak belirtilmiştir. 31 Aralık 2012'den sonra ise bu değer 100 µg/L'ye düşürülecektir.

## 2.7. Koagülasyon

Koagülasyon: Partiküllerin (genel olarak askıda katı madde) koagülantlar kullanılarak destabilizasyonudur. Kimyasal bir prosesdir.

Flokülasyon (yumaklaştırma): Koagülasyon sonucu destabilize olan partiküllerin ve kolloidlerin taşınım ve agregasyonu sonucu daha büyük yumaklara ya da floklara dönüştürülmesidir. Fiziksel bir işlemdir.

İçme suyu ve atıksu arıtma tesislerinde uygulanabilen bu iki işlem bir bütün olarak düşünülmelidir. Toplam olarak fizikokimyasal bir prosesdir.

Koagülant: Sudaki partiküllerin destabilizasyonundan sorumlu suya eklenen kimyasallardır.

Kolloidler: Suda kolay ve hızlıca çökmeyen makromoleküller veya küçük çaplı askıdaki partiküllerdir.

- Tipik kolloid çapları:  $10^{-5}$ - $10^{-9}$  m
- Çok küçük çaplı oldukları için kolloid yüzey gerilim kuvvetleri ve kolloid etrafındaki su ara tabakası etkileri yerçekim kuvvetine göre daha çok etkilidir. Dolayısıyla, kolloidler kolayca çökelemezler.
- Kolloidlerin yüzeyleri genellikle elektriksel olarak yüklüdür. Bu yüzey yüklerinden dolayı kolloidler arasında itici ve çekici kuvvetler oluşur. Bu kuvvetler de partiküllerin stabilitesini artırır.
- Kolloidlere örnekler: killer, bakteriler, virüsler ve bazı proteinler.

Genel tanımlara bağlı olarak, koagülasyon/flokülasyon prosesi termodinamik olarak stabil olmayan fakat yavaş da olsa çökebilme özelliği olan kolloid sistemlerinin koagülant eklenmesi sonucunda daha hızlı agrega olup çökebilen kolloid sistemlerine dönüştürülmesidir. Bir araya gelmek istemeyen kolloidler, ya da stabil olarak adlandırılan kolloidler, ilk aşamada, koagülant ekleyerek gerçekleştirilen koagülasyon işleminden sonra bir araya gelmeye başlarlar diğer bir deyimle stabil durumdan çıkarlar. Destabil olmuş kolloidler ikinci aşamada, yani flokülasyonda, bir araya gelip yumaklar oluşturmaya başlarlar. Gittikçe büyüyen ve ağırlaşan bu yumaklar da kolayca çöktürülür böylece askıda katı maddeler veya kolloidler sudan arıtılmış olur. Yumaklaşma veya flokülasyon kolloidlerin birbirine adsorpsiyonu, birbiri içinde kapanlanmasiveya eklenen polimerler ile köprüler oluşturması sonucunda meydana gelir.

$Al_2(SO_4)_3$  veya  $FeCl_3$  gibi metal tuzları suya çözünürlüklerinden fazla miktarlarda eklendiğinde metal hidroksitleri olarak ( $Al(OH)_3(s)$  veya  $Fe(OH)_3(s)$ ) çökelirler. Bu çökeleklerin içine de giderimi amaçlanan kolloidal partiküller çarpışmalar sonucu tutulup hapsedilebilir. Bu koagülasyon mekanizmasına da “sweep-flok” koagülasyonu denir. Oluşan çökeleklerin içinde de kolloidal partiküller çekirdek görevi görüp çökelek oluşum kinetiğini hızlandırır ve aynı zamanda çökelekleri sağlamlaştırır. Bu mekanizma, destabilizasyon ve kütle transferi proseslerinin kombinasyonudur. Sweep-flok ile koagülasyon içme suyu arıtımında bulanıklık ve çözünmüş organik karbon gideriminde uygulanan temel yöntemdir. Düşük kolloidal maddeler içeren içme suyu kaynak sularında sweep-flok ile koagülasyon kinetiğini ve verimini artırmak için kasti olarak suya bentonit

gibi partiküller eklenebilir. Bu da gereken koagülant miktarını azaltır, çünkü eklenen partiküller çökelek oluşmasında çekirdek görevi yapar. Suda ne kadar çok partikül varsa o kadar çok sweep-flok oluşur ve daha çok yüzey alanı oluşturup koagülasyon verimini artırır.

Al/Fe tuzlarının koagülasyon açısından karşılaştırılması yapılırsa;

- Demir tuzları daha geniş bir pH aralığında etkilidir, ancak daha asidiktir.
- Demir ile koagülasyonda floklar daha yoğundur ve oluşan çamurun suyunun alınması ya da susuzlaştırması daha kolaydır.
- Alüm daha ucuzdur ve nakliyesi, taşınımı ve tesis içi depolanması daha emniyetlidir.

İçme suyu ve atıksu arıtmada kullanılan koagülantlar şunlardır;

- Alüm- alüminyum sülfat: En çok kullanılan koagülanttir.
- Ferrik sülfat: Alümdan sonra en çok kullanılan koagülanttir.
- Ferrik klorür: Korosif olduğu için genellikle tercih edilmez.
- Ferrus sülfat: Korosifdir, ama alümdan daha ucuzdur.

Koagülasyona yardımcı maddeler şunlardır;

- Asitler: pH ayarı için kullanılırlar. Genellikle sülfürik asit ucuz olduğu için kullanılır.
- Bazlar: pH ayarı için kullanılırlar. Genellikle kireç, sodyum hidroksit kullanılır.
- Killer: Partikül/kolloid konsantrasyonunu artırmak için kullanılırlar (bentonit, kaolinit gibi).
- Polimerler ve polielektrolitler: Partikül büyüklüğünü ve flok direncini artırmak ve koagülant dozunu ve oluşan çamur hacmini azaltmak için kullanılırlar.

### 3. MATERYAL VE METOD

#### 3.1. Materyal

Bu çalışmada su kaynağı olarak Elazığ İli'nin Keban İlçesinde 1965-1975 yılları arasında inşa edilen ve Fırat Gölü üzerinde bulunan Keban Barajı rezervuarındaki göl suyu kullanılmıştır.



Şekil 3.1 Keban Barajı

#### 3.1.1. Araştırma Alanının Tanımı

Keban Barajı Elazığ İlinin 45 km kuzey-batısında, Malatya İlinin 65 km kuzeydoğusunda olup Karasu ile Murat nehirlerinin birleştiği yerden 10 km daha güneybatıda Keban İlçesi yakınlarında inşa edilmiştir. Elazığ İlinin baraj gölüne en yakın olduğu mesafe 10 km, ortalama uzaklığı ise 20-25 km civarındadır. Yapımına 1965 yılında başlanmış ve 1975 yılında tamamlanmıştır. Güneyde ise tamamlandığı yıl  $30 \times 10^9$  m<sup>3</sup> göl

hacmi ve 675.000 km<sup>2</sup> göl alanı ile Türkiye'nin 3. gölü durumuna gelmiştir. Hacim bakımından Dünyadaki suni göller arasında 21. sırayı almaktadır.

Keban Baraj Gölü Fırat Nehri ve kolları Murat, Karasu, Peri ve Munzur Suları Arapkir Çayı ile beslenmektedir. Baraj gölü, yüzölçümü 121 000 km<sup>2</sup> olan Fırat Nehri ve kollarının havzası olup, drenaj alanı 64 100 km<sup>2</sup>'dir. Diğer bir ifade ile gölün suları, havza uzunluğu ortalama 425 km ve ortalama genişliği 125 km olan 64 100 km<sup>2</sup>'lik bir alandan temin edilmektedir [47].

Araştırmada alınan su örnekleri Tunceli İline bağlı olan Pertek bölgesinden sağlanmıştır. Pertek, Doğu Anadolu Bölgesi'nin Yukarı Fırat Bölümü'nde Murat Vadisi'nde kurulmuş olup kuzey-batıda Doğu Toros'ların uzantısı olan dağlarla çevrilidir. Güneyde ise, doğudan batıya doğru Murat Nehri, yani şimdiki Keban Baraj Gölü ile çevrili bulunmaktadır. Pertek, Elazığ'ın kuzey-doğusunda olup, Elazığ'a 33 km uzaklıkta bulunmaktadır [48].

Keban Baraj Gölü'nün Pertek Bölgesi'ne kadar olan kısmı mezotrofik-ötrofik özellik taşımakta olup, ilçeye ulaşım bağlantısı bölgenin göl kıyısından kalkan feribotlar ile yapılmaktadır. Murat Nehri'nin hemen kıyısında, sipsivri bir kayalığı üzerinde kurulu olan Pertek Kalesi bölgenin önemli tarihi eserlerinden birini oluşturmaktadır [47].



Şekil 3.2 Keban Baraj Gölü Pertek Bölgesi'nin uydu görüntü haritası ve çalışma bölgesi

### 3.1.2. Fiziksel ve Kimyasal Analizler

Gölün bazı fiziksel ve kimyasal özelliklerini incelemek için laboratuvarında ölçüm ve analizler yapılmıştır. Göl suyu pH, iletkenlik,  $UV_{254}$ , Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK), Trihalometan Oluşum Potansiyeli (THMOP) parametreleri ile karakterize edilmiştir. Keban Baraj Gölünden alınan ham su için ÇOK,  $UV_{254}$ , THM ve diğer analizler Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği İçme Suyu Araştırma Laboratuvarında yapılmıştır.

### 3.1.3. Numune Alınması

Su kalitesi tayini için alınan numuneler, 5 litrelik numune alma kaplarına konulmuştur.

İçlerinde birikimlerin ve biyolojik büyümelerin oluşmasını önlemek için numune alma araç gereçleri ve şişeleri önceden temizlenmiş olup alınacak numune ile numune kabı 2-3 defa çalkalanıp dökülmüştür.

## 3.2. Metot

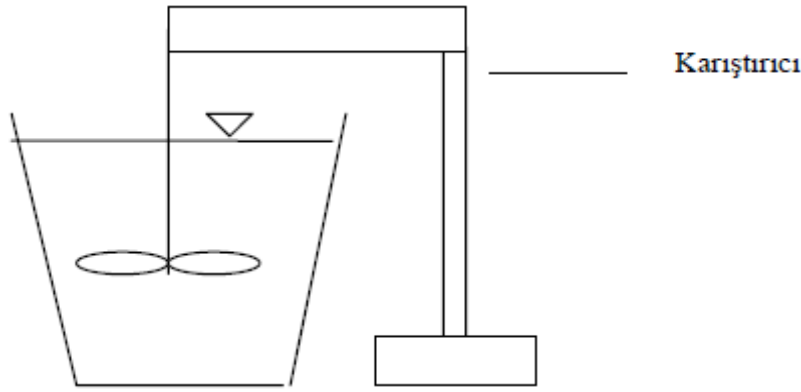
### 3.2.1. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi

#### 3.2.1.1. Jar Testi

Jar Testi deneyleri sırasında ham su, herhangi bir ön arıtma işlemine tabi tutulmamıştır. Ham su numunesi alındıktan sonra laboratuvara ulaştırılmış ve oluşması muhtemel biyolojik aktiviteleri engellemek amacıyla karanlıkta ve soğutucuda  $+4^{\circ}C$  de buzdolabında muhafaza edilmiştir. Jar Testi deneyleri Bird&Phipps marka 6 pedallı Jar Testi aparatı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Jar Testlerinde kullanılan beherler 1 litre kapasiteli olup jar test deneyleri için Alüminyum Sülfat ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ) ve Demir (III) Klorür ( $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ) koagülantları kullanılmıştır.  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$  ve  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  koagülasyon için sırasıyla seçilen koagülant dozajı 2, 4, 6, 8 ve 10 mg/L  $Al^{+3}$  ve  $Fe^{+3}$  olacak şekilde ayarlanmıştır. 600 ml ham su içerisine 2 mg/L  $Al^{+3}$  koagülant miktarını sağlamak için  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$  kimyasalından 14.80 mg eklenmiştir. Öte yandan 2 mg/L

$Fe^{+3}$  koagülant miktarını sağlamak için ise  $FeCl_3.6H_2O$  kimyasalından 5.80 mg eklenmiştir.

Jar Testinin karıştırma şartları ise 2 dakika boyunca 150 rpm'de hızlı karıştırma ve 30 dakika boyunca 30 rpm'de yavaş karıştırma şeklindedir. Koagülasyon işleminin ardından beherlerde bulunan su numuneleri 60 dakika boyunca çökeltme işlemine tabi tutulmuş ve ardından 0.45  $\mu m$  membran filtreden süzülerek ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP ölçümleri gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.3 Koagülasyon düzeneğinin şematik gösterimi

### 3.2.1.2. pH ve İletkenlik Ölçümü

Koagülasyonda suyun pH'ı, kolloid destabilizasyonu için koagülasyonun verimliliğini önemli bir şekilde etkiler. pH, organik makromoleküllerin yükünün yanı sıra inorganik koagülantların özelliklerini de kontrol eder [49]. pH ölçümü Orion 3 Star marka pH metre ile yapılmıştır. İletkenlik ölçümü de yine aynı marka iletkenlik ölçer ile gerçekleştirilmiştir.

### 3.2.1.3. Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) Analizi

ÇOK ölçümleri, Standart Metotlarda belirtilen 3510 B nolu Yanma Infrared metoduna göre gerçekleştirilmiştir [50]. ÇOK analizleri otomatik bir numune alıcı ile donatılmış Shimadzu TOC-5000 cihazı ile yapılmıştır. Numuneler platinyum oksit katalizörü ile kaplı bir ısıtılmış reaksiyon çemberine enjekte edilmiştir. Ardından

numunedeki tüm organik karbon CO<sub>2</sub> gazına dönüştürülmüş ve bu inorganik gaz nondispersif infrared analizörü ile ölçülmüş ve ppm olarak kaydedilmiştir.

Yapılan analizlerde sudaki ÇOK konsantrasyonuna göre klorlama yapılmış olup Cl<sub>2</sub>/ÇOK oranı 3 olarak seçilmiştir. Suyu klor, HOCl formunda ilave edilmiştir. Klorlama yapılırken suyun pH'larında değişiklik yapılmamış olup suların orijinal pH'larında klorlama yapılmıştır.

#### **3.2.1.4. UV<sub>254</sub> Analizi**

UV<sub>254</sub> absorbans ölçümleri 254 nm dalga boyunda 1 cm'lik kuvars hücreye sahip Shimadzu 1601 marka bir spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Numunelerde girişime sebep olabilecek safsızlıklar 0.45 µm membran filtreden süzme işlemi sayesinde elimine edilmiştir. Çözelti ultra saf su kullanılarak sıfırlanmış ve ardından ölçüm hücresi 2 kez numune ile yıkanmış ve daha sonra numune ile ağzına kadar içinde hiç hava boşluğu kalmayacak şekilde doldurulmuştur. Bu işlemin ardından 254 nm'de absorbans değerleri ölçülmüştür.

#### **3.2.1.5. THMOP Testi**

THMOP testi Standart Metotlarda tanımlanan 5710 B nolu ölçüm metodu kullanılarak gerçekleştirilmiştir [50]. Bu testin amacı, su kaynağının oluşturabileceği maksimum THM miktarını belirlemektir. Bu kapsamda, su numunelerine 2.5 ml fosfat tampon çözeltisi eklenerek pH'ları 7'ye ayarlanmıştır. Bu işlemin ardından numuneye eklenecek klor miktarı 4 saatlik bir test sonucu belirlenmiş ve ardından hesaplanan klor miktarı numuneye eklenerek, bu numuneler +25 °C'de 7 gün inkubasyona bırakılmıştır. Klorlama reaksiyonları 125 ml'lik teflon kapaklı viallerde gerçekleştirilmiştir. 7 günlük periyodun sonunda numunelerdeki bakiye klor miktarı ölçülerek, numuneler THM ölçümü yapılmak üzere buzdolabına konmuştur.

#### **3.2.1.6. THM Analizi**

THM ölçümleri sıvı-sıvı ekstraksiyon yöntemi ile Hewlett Packard marka gaz kromatograf cihazında EPA 551 yöntemine göre gerçekleştirilmiştir [51]. Su fazındaki

THM bileşikleri pentan solventi kullanılarak ekstrakte edilmiş ve ardından 2 ml'lik viallere aktarılmıştır. Bu vialler cihazın oto analizör kısmına yerleştirilmiş ve ardından gaz kromatografa enjekte edilmesi için cihaz kumanda edilmiştir. Kumanda işlemi Chemstation yazılım programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Ölçüm süresi toplam 38 dakika olarak kaydedilmiştir. Cihazda detektör olarak mikro elektron yakalayıcı detektör kullanılmış ve numuneler kapiler kolonda (DB-5, 30 m\*0.32 mm I.D.\*0.30 µm) helyum gazı ile taşınmıştır. Bu metodun minimum tayin limiti 0.1 µg/L'dir.

## 4. BULGULAR VE TARTIŞMA

### 4.1. Su Kaynağı ve Özellikleri

Koagülasyon proseslerinin geliştirilmesini desteklemek amacıyla yapılan deneysel çalışmada, Elazığ'a içme suyu temin etmesi için Keban Baraj Gölü seçilmiştir. Bu çalışma kapsamında Keban Baraj Gölünden alınan suda THM'lerin oluşumuna yol açan doğal organik maddelerin koagülasyon prosesi ile giderimi araştırılmıştır. Keban Baraj Gölünden alınan ham su numunesine ait bazı fiziksel ve kimyasal kalite parametrelerine ait karakteristik değerler Tablo 4.1'de verilmiştir.

**Tablo 4.1** Keban Barajından alınan ham su kalite parametre değerleri

Parametre	Birim	Değer
Ph	-	8.47
İletkenlik	$\mu\text{S/cm}$	340
UV <sub>254</sub>	$\text{cm}^{-1}$	0.029
ÇOK	mg/L	4.90
SUVA	L/mg-m	0.6

Ham su için pH değeri 8.47 olup hafif alkali özellik göstermiştir. İletkenlik değeri 340  $\mu\text{S/cm}$ 'dir. Doğal organik madde için izleyici parametre olarak kullanılan ÇOK konsantrasyonu 4.90 mg/L'dir. 254 nm'de 0.029  $\text{cm}^{-1}$  olan UV adsorbansı ham suyun humik madde içerdiğini gösterir. Zira UV adsorbansının düşük olması humik madde miktarının az olduğunu işaret etmektedir. SUVA, sulardaki farklı DOM karakteristiklerini karşılaştırmak için, belirli bir dalga boyundaki UV absorbansı ÇOK konsantrasyonuna göre normalize edilir. Elde edilen bu normalize değere absorptivite veya spesifik UV absorbansı (SUVA) denir.

$$SUVA_{\lambda} = \frac{UV_{\lambda}}{\text{ÇOK}} \times 100 \quad (4.1)$$

UV :  $\lambda$  dalga boyundaki absorbans ( $\text{cm}^{-1}$ )

ÇOK : Çözünmüş organik karbon konsantrasyonu (mg/L)

dönüşüm faktörü 100 kullanılarak SUVA'nın birimi (L/mg ÇOK.m) olur.

Ham suyun SUVA değeri 0.6 L/mg-m'dir ve oldukça düşüktür. SUVA, DOM içindeki doymamış çift bağlar ve/veya aromatikliğin yarı-nicel ölçümünü sağlar. DOM farklı organik bileşiklerin heterojen bir karışımı olduğundan, ölçülen SUVA, DOM'daki kromofomların (çift bağlar ve/veya aromatik yapılar) dağılımını gösteren ortalama bir değerdir. Sularda SUVA değerinin artması genellikle DOM'un daha fazla hümfikasyona uğradığı, daha aromatik ve hidrofobik olduğu anlamına gelir. Ham su oldukça düşük SUVA değerine sahiptir.  $SUVA_{254}$  değerleri yaklaşık  $<2$  L/mg-m olan sular, daha hidrofilik, daha küçük moleküler ağırlıklı DOM'ları içeren sulardır. Bu tür sularda hümik ve fülvik asitler çok az miktarlarda bulunur ve mevcut organik maddeler aromatikçe zengin değildir ki bu durum DYÜ oluşumu açısından avantajlıdır [52,53]. Ham su SUVA verilerine bakıldığında, sudaki DOM'ların hidrofobik maddeler içerse de baskın olarak hidrofilik karakterli olduğu ve hümik maddelerin ham ve arıtılmış az miktarlarda olduğu sonucuna ulaşılabilir.

Dezenfeksiyon yan ürünleri olarak bilinen trihalometanlar, yapısında bir veya daha fazla halojen bulunan karbonlu moleküllerdir. Yani dezenfeksiyon sonucu, organik maddelerin yapısında bulunan fonksiyonel grupların brom, klor, iyot gibi halojenlerle yer değiştirmiş halidir. Bu yer değiştirme neticesinde esas olarak 10 adet organik bileşik THM'lar olarak sayılabilmektedirler [54]. Bunlardan Triklorometan ( $\text{CHCl}_3$ ), Bromodiklorometan ( $\text{CHBrCl}_2$ ), Dibromoklorometan ( $\text{CHBr}_2\text{Cl}$ ), Tribromometan ( $\text{CHBr}_3$ ) en fazla bilinenleridir ve dünyada en fazla kısıtlamalara tabi tutulanlarıdır. Yapılan tüm araştırmalar ve standartlar bahsedilen ilk dört bileşik üzerinde yoğunlaşmaktadır. Bunun nedeni ise yüzey sularında iyot elementinin çok bulunmamasıdır.

1998 yılında Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Teşkilatı (USEPA) tarafından yürürlüğe konulan yönetmelikte toplam trihalometanların (THM) üst limit miktarı 80  $\mu\text{g/L}$  olarak belirtilmiştir [2]. Ülkemizde ise 17 Şubat 2005 tarihli 25730 sayılı Resmi Gazete'de Sağlık Bakanlığı'nın yayınlamış olduğu "İnsani Tüketim Amaçlı Sular

Hakkında Yönetmelik”te içme ve kullanma sularında bulunması gereken maksimum toplam THM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L olarak belirlenmiştir. 31 Aralık 2012’den sonra ise bu değer 100 µg/L’ye düşürülecektir.

Keban Baraj Gölünden alınan ham su numunesi için oluşan THM bileşikleri ve TTHM konsantrasyonunun değerleri Tablo 4.2’de gösterilmektedir.

**Tablo 4.2** Ham su numunesi için THM bileşiklerinin konsantrasyon değerleri ve TTHM değeri sonuçları

<b>Parametre</b>	<b>Birim</b>	<b>Değer</b>
TKM	µg/L	52
BDKM	µg/L	14
DBKM	µg/L	4
TBM	µg/L	0
TTHM	µg/L	70

Ham su numunelerinde yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Triklorometan (TKM) 52 µg/L, Bromodiklorometan (BDKM) 14µg/L, Dibromoklorometan (DBKM) 4µg/L, Tribromometan (TBM) ise 0 µg/L değerlerinde olduğu tespit edilmiştir. Bu ölçümlerde, Şekil 4.1’de de görüldüğü gibi en yüksek konsantrasyonda 52 µg/L ile Triklorometan, en az konsantrasyonda ise 0 µg/L ile Tribromometan tespit edilmiştir. TBM oluşmaması sudaki bromür konsantrasyonunun düşük olduğunun işaretidir. THM konsantrasyonlarının toplam trihalometan (TTHM) içindeki oranları Şekil 4.1’de gösterilmektedir.



Şekil 4.1 Ham suda THM konsantrasyonlarının TTHM içindeki oranları

## 4.2. Koagülasyon Şartlarının Belirlenmesi

### 4.2.1. Alüm İle Koagülasyon

Alüm ya da diğer adıyla alüminyum sülfat bileşiği su saflaştırma işlemlerinde çok eski zamanlardan beri kullanılmaktadır. Hidrolize olabilen metal tuzları 20. Yüzyılın başlarından beri kullanılmakta ve sulardan safsızlıkların uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynamaktadır [55].  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda koagülant dozajını belirlemek amaçlı yapılan pH belirleme,  $UV_{254}$ , TTHM ve ÇOK analiz çalışmalarına ait sonuçlar Tablo 4.3’de verilmiştir.

Tablo 4.3 Alüm ile koagülasyonda çalışma sonuçları

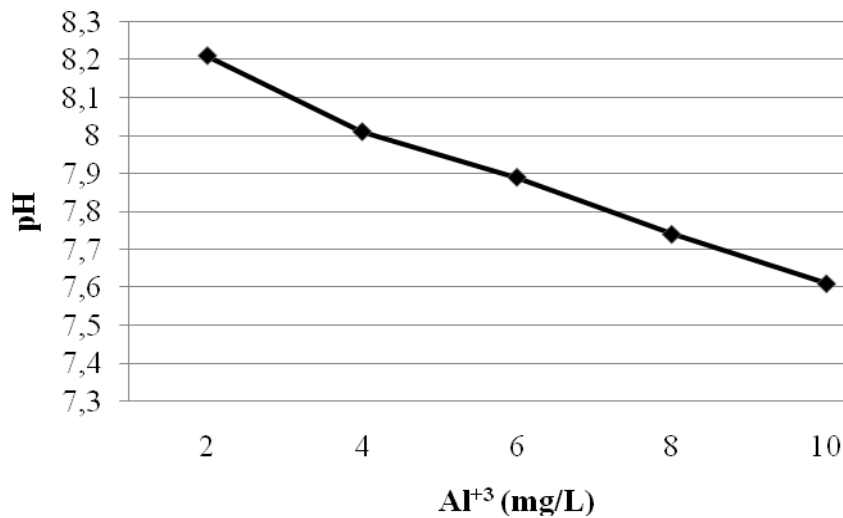
$Al^{+3}$ (mg/L)	pH	ÇOK (mg/L)	$UV_{254}$ ( $cm^{-1}$ )	TTHM ( $\mu g/L$ )
2	8.21	4.65	0.022	55
4	8.01	4.01	0.019	48
6	7.89	3.59	0.017	46
8	7.74	3.08	0.016	41
10	7.61	3.17	0.015	34

Şekil 4.2’de su numunesinde herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın numune suyunun koagülasyon pH’ı, artan  $Al^{+3}$  dozlarına karşılık sürekli bir azalma eğilimi göstermiş olup  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda pH değerleri 7.61-8.21 arasında olduğu gözlemlenmiştir.

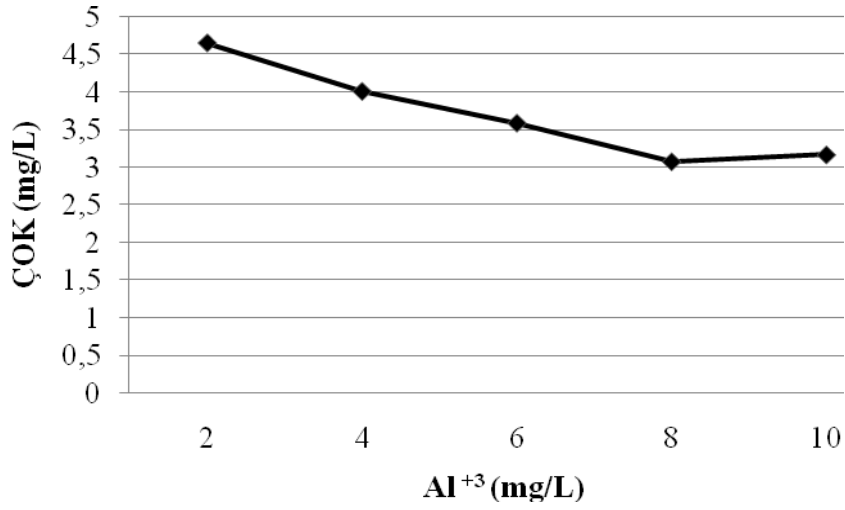
Şekil 4.3’te doğal organik madde izleyici için kullanılan ham sudaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyon değeri 4.90 mg/L iken, 8 mg/L  $Al^{+3}$  koagülasyonu ile 3.08 mg/L’ e kadar sürekli olarak düşmüştür. Yaklaşık % 40 ÇOK giderimi elde edilmiştir. Bu değer literatürle uygunluk göstermektedir. Eğer SUVA 2’den küçükse genellikle giderimler % 35 civarında olmaktadır. 10 mg/L  $Al^{+3}$  koagülasyonu ile konsantrasyon değeri tekrar artmaktadır. TTHM değerlerine bakıldığında, 8 mg/L  $Al^{+3}$  dozunda THM konsantrasyonunda % 41 azalma elde edilmiştir ve bu sonuç ÇOK giderimleri ile paralellik göstermektedir.

254-280 nm arasında UV absorbanlarının ölçümü ile, aromatik doğal organik maddeler ile birlikte,  $\pi$ - $\pi$  elektron etkileşimlerinin varlığı tespit edilmektedir. Pek çok araştırma, doğal organik maddelerin aromatik karbon içeriği ile  $UV_{254}$  absorbansı arasında oldukça kuvvetli bir ilişki olduğunu ortaya koymuştur [56]. Şekil 4.4’te  $Al^{+3}$  koagülasyonunda elde edilen  $UV_{254}$  seviyelerini göstermektedir. 10 mg/L  $Al^{+3}$  koagülasyonunda aromatik maddelerin  $UV_{254}$  absorbant miktarlarının  $0.015\text{ cm}^{-1}$ ’e düştüğü gözlemlenmektedir.

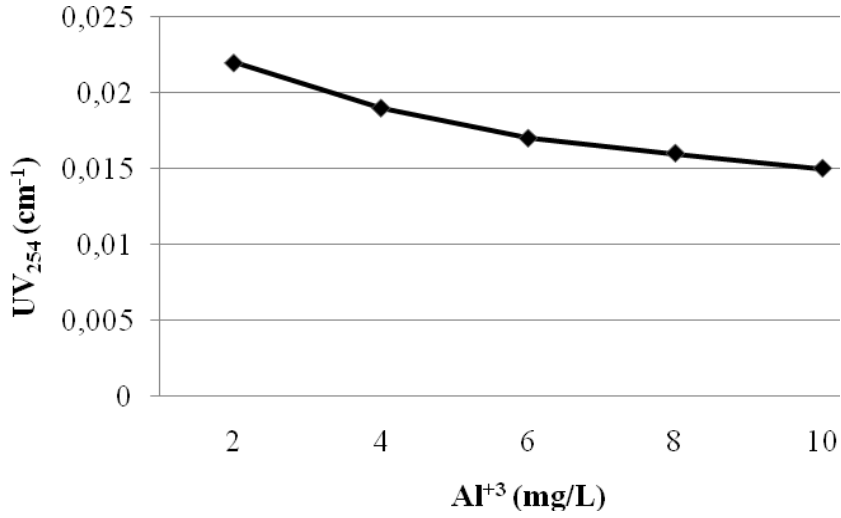
Yapılan deneysel çalışma sonucu olarak en fazla ÇOK gideriminin sağlandığı 8 mg/L  $Al^{+3}$  koagülant dozajı olarak belirlenmiştir.



Şekil 4.2 Alüm ile koagülasyonda elde edilen pH değerleri



Şekil 4.3 Alüm ile koagülasyonda elde edilen ÇOK (mg/L) değerleri

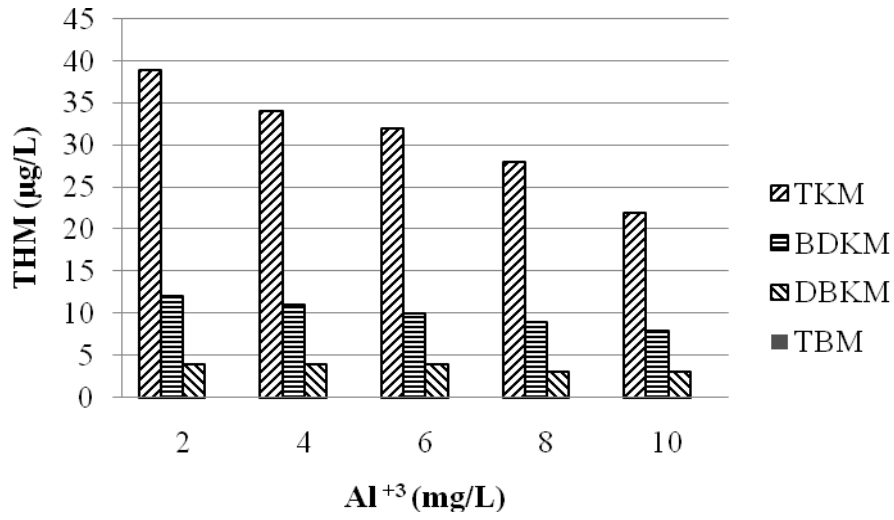


Şekil 4.4 Alüm ile koagülasyonda elde edilen UV<sub>254</sub> (cm<sup>-1</sup>) değerleri

Ayrıca doğal organik maddelerin giderimi amacıyla yapılan THM bileşenleri ile ilgili su numunesine ait parametreler Tablo 4.4'te verilmektedir. Su numunesinde yapılan analiz sonuçları incelendiğinde; Triklorometan değerlerinin 22-39 µg/L, Bromodiklorometan değerlerinin 8-12 µg/L, Dibromoklorometan değerlerinin 3-4 µg/L arasında değiştiği Tribromometan değerinin ise 0 µg/L değerinde olduğu tespit edilmiştir.

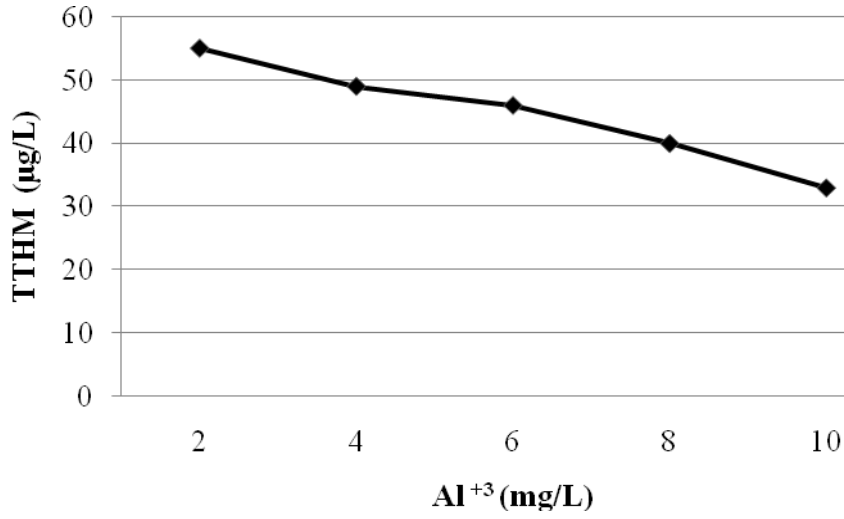
**Tablo 4.4** Alüm koagülasyonu ile TTHM bileşenleri

$Al^{+3}$ (mg/L)	TKM ( $\mu\text{g/L}$ )	BDKM ( $\mu\text{g/L}$ )	DBKM ( $\mu\text{g/L}$ )	TBM ( $\mu\text{g/L}$ )	TTHM ( $\mu\text{g/L}$ )
2	39	12	4	0	55
4	34	11	4	0	49
6	32	10	4	0	46
8	28	9	3	0	40
10	22	8	3	0	33



**Şekil 4.5** Alüm ile koagülasyonda elde edilen THM ( $\mu\text{g/L}$ ) bileşenlerinin değerleri

Ayrıca toplam trihalometan değerlerinin 33 - 55  $\mu\text{g/L}$  arasında olduğu gözlenmiştir.  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda elde edilen TTHM ( $\mu\text{g/L}$ ) giderimine ait değerler Şekil 4.6'da gösterilmiştir.



Şekil 4.6 Alüm ile koagülasyonda elde edilen TTHM (µg/L) giderimi

#### 4.2.2. FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O İle Koagülasyon

FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O yumaklaştırıcı maddesi, ham suya ilave edilerek çökemeyen koloidal maddeleri çökebilen yumaklar haline getirerek sudan ayırmak için uygulanır. FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O yaygın olarak kullanılan bir koagülanttir. Tablo 4.5'te Tablo 4.5'te Fe<sup>+3</sup>'ün koagülant olarak kullanıldığı jar testi çalışma sonuçları verilmiştir.

Tablo 4.5 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda çalışma parametreleri sonuçları

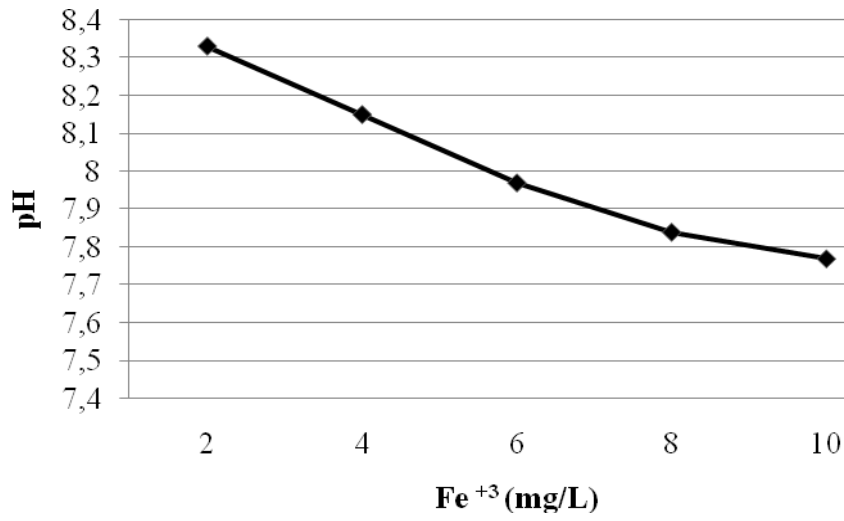
Fe <sup>+3</sup> (mg/L)	pH	UV <sub>254</sub> (cm <sup>-1</sup> )	ÇOK (mg/L)	TTHM (µg/L)
2	8.33	0.024	4.83	63
4	8.15	0.021	4.17	57
6	7.97	0.020	3.13	50
8	7.84	0.020	3.51	46
10	7.77	0.023	3.29	42

Fe<sup>+3</sup> için su numunesinde herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın Fe<sup>+3</sup> dozlarına göre pH değerleri Şekil 4.7'de gösterilmektedir. Şekil 4.7'de gösterildiği gibi artan Fe<sup>+3</sup> ün artan dozlarına karşılık pH değerleri düşmüş olup pH değerleri 7.77-8.33 aralığında olduğu gözlemlenmektedir.

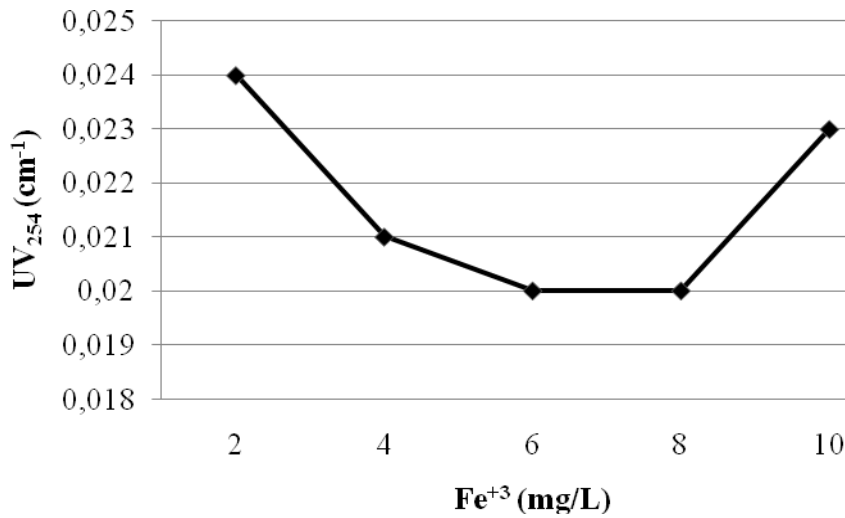
Şekil 4.8  $Fe^{+3}$  koagülasyonunda elde edilen ve suyun aromatik içeriğinin tanımlanmasında kullanılan bir parametre olan  $UV_{254}$  seviyelerini göstermektedir. 6 mg/L  $Fe^{+3}$  koagülasyonunda aromatik maddelerin  $UV_{254}$  absorbant miktarları  $0.020\text{ cm}^{-1}$ 'e düştüğü gözlemlenmektedir.

Şekil 4.9'da ham sudaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyon değeri 4.90 mg/L iken, 6 mg/L  $Fe^{+3}$  koagülasyonu ile 3.13 mg/L'e düşmektedir.

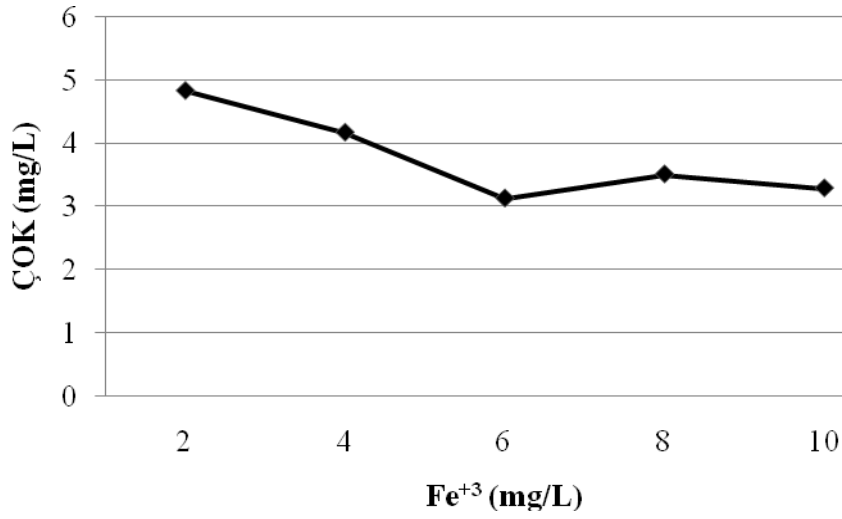
Yapılan deneysel çalışma sonucu olarak en fazla ÇOK gideriminin sağlandığı 6 mg/L  $Fe^{+3}$  koagülant dozajı olarak belirlenmiştir.  $Al^{+3}$ 'e benzer şekilde % 40'lara varan ÇOK ve THM giderimleri elde edilmiştir.



Şekil 4.7  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  ile koagülasyonda elde edilen pH değerleri



Şekil 4.8  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  ile koagülasyonda elde edilen  $UV_{254}$  ( $cm^{-1}$ ) değerleri



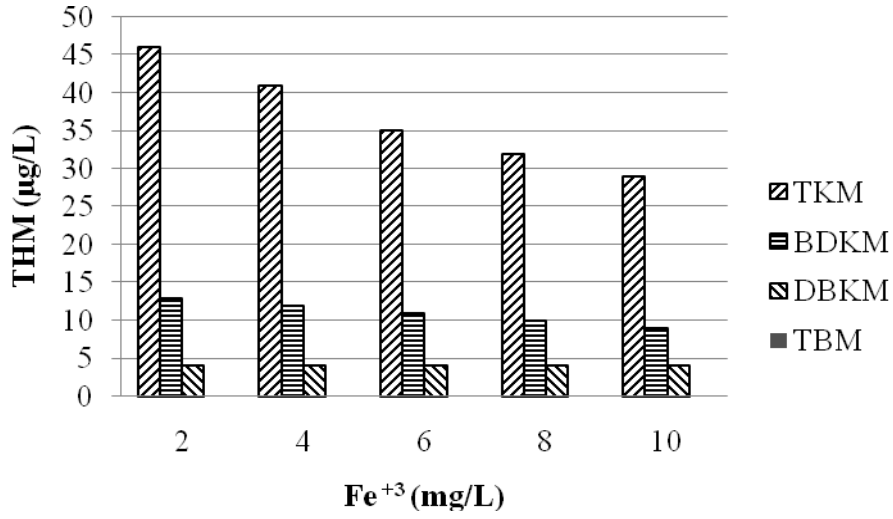
Şekil 4.9 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda elde edilen ÇOK (mg/L) değerleri

Su numunesinde yapılan analiz sonuçları incelendiğinde; Triklorometan değerlerinin 29-46 µg/L, Bromodiklorometan değerlerinin 9-13 µg/L değerleri arasında değiştiği, Dibromoklorometan değerlerinin 4 µg/L ve Tribromometan değerinin ise 0 µg/L değerlerinde olduğu tespit edilmiştir. Doğal organik maddelerin giderimi amacıyla yapılan jar testi deneylerinde kullanılan su numunesine ait parametreler Tablo 4.6'da verilmiştir.

Tablo 4.6 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonu THM bileşenleri çalışma sonuçları

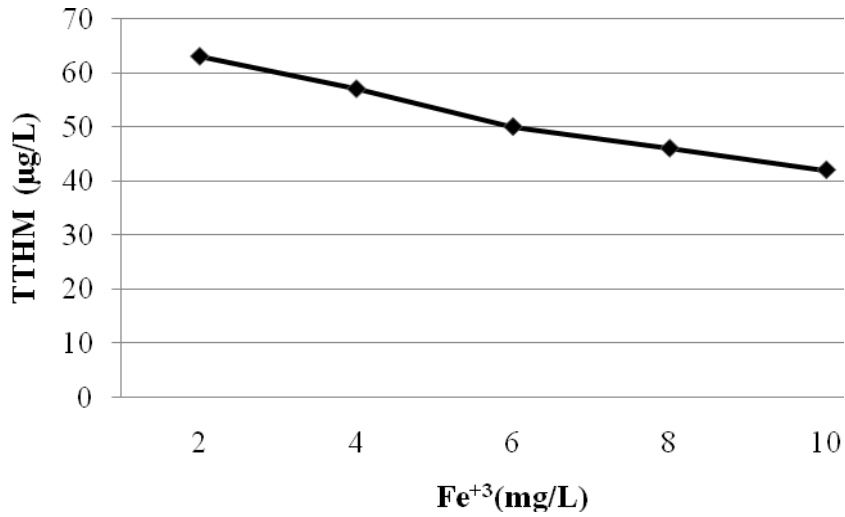
Fe <sup>+3</sup> (mg/L)	TKM (µg/L)	BDKM (µg/L)	DBKM (µg/L)	TBM (µg/L)	TTHM (µg/L)
2	46	13	4	0	63
4	41	12	4	0	57
6	35	11	4	0	50
8	32	10	4	0	46
10	29	9	4	0	42

Doğal organik maddelerin giderimi amacıyla yapılan analizlerde kullanılan su numunesine ait parametre sonuçları Şekil 4.10'da verilmiştir.



Şekil 4.10 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O dozajlarının THM (µg/L) bileşiklerinin giderimi üzerine etkisi

Toplam Trihalometan değerlerinin 42-63 µg/L arasında olduğu gözlenmektedir. Fe<sup>+3</sup> ile koagülasyonda elde edilen TTHM (µg/L) giderimine ait değerler Şekil 4.11’de gösterilmiştir.



Şekil 4.11 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda elde edilen TTHM (µg/L) değerleri

#### 4.2.3. Seçilen pH Değerlerinde Alüm İle Koagülasyon

Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde koagülant türü, koagülasyon pH’sı, koagülant dozu, koagülasyon sıcaklığı, suyun sertliği, doğal organik maddenin

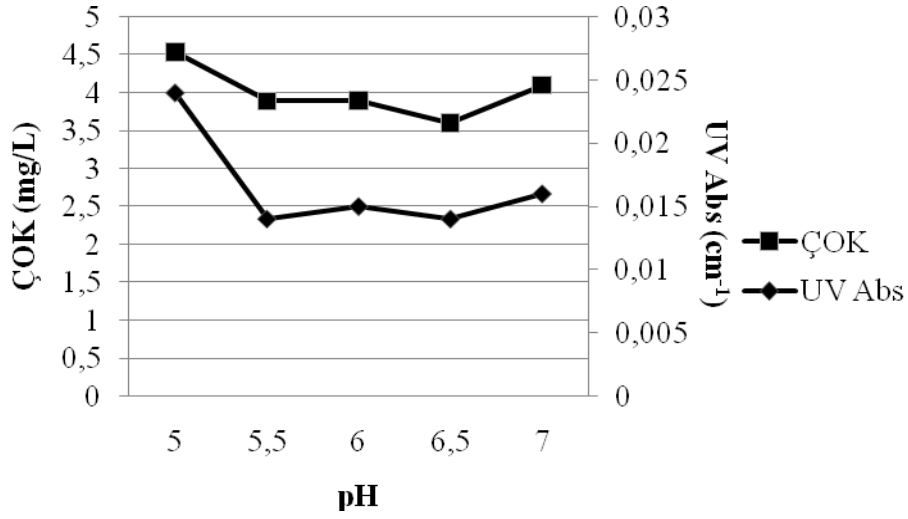
yapısı ve inorganik madde konsantrasyonuna bağlı olarak, giderim verimi % 10-90 arasında değişim göstermektedir [57]. Tablo 4.3'te yapılan  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirlemek için yapılan jar testi deneyleri sonucunda optimum koagülant dozu olarak 8 mg/L  $Al^{+3}$  seçilmiş olup yapılan deneysel çalışmalarda  $Al^{+3}$  dozajı 8 mg/L alınmıştır. Tablo 4.7'de de  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda optimum pH'yı belirleme çalışmalarına ait sonuçlar verilmiştir. Asit ve baz çözeltilerinin yardımı ile seçilen pH değerlerine ayarlanan ham suya 8 mg/L  $Al^{+3}$  ilave edildikten sonra jar testi yapılmıştır. Çökeltim tamamlandıktan sonra beherlerden alınan örneklerde iletkenlik,  $UV_{254}$  absorbanası, TTHM ve ÇOK değerleri belirlenmiştir.

**Tablo 4.7** Alüm ile koagülasyonda optimum pH'yı belirleme çalışmaları

$Al^{+3}$ (mg/L)	Seçilen pH	İletkenlik	$UV_{254}$ ( $cm^{-1}$ ) AS	ÇOK (mg/L) AS	TTHM ( $\mu g/L$ ) AS
8	5	522	0.024	4.54	13
8	5.5	500	0.014	3.89	13
8	6	389	0.015	3.90	10
8	6.5	364	0.014	3.60	11
8	7	360	0.016	4.10	16
<b>Ham Su</b>	8.4	340	0.029	4.90	70

AS: Arıtılmış Su

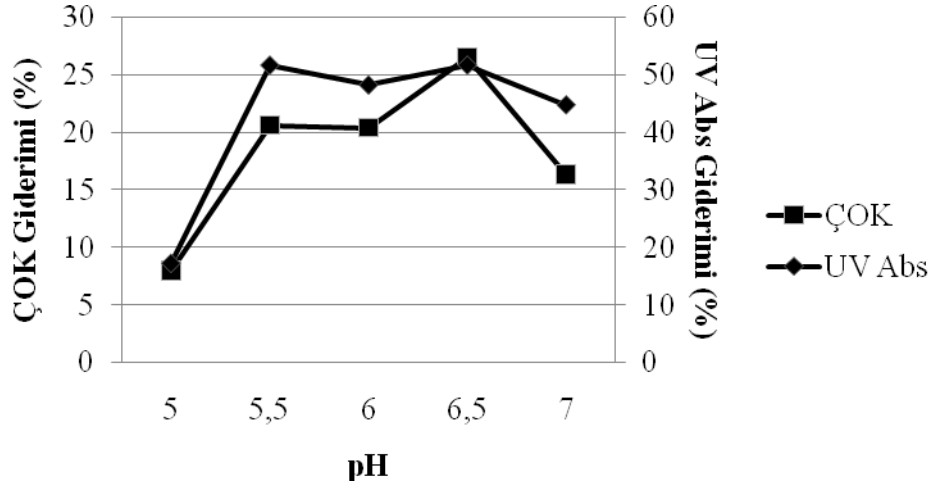
Tablo 4.7'de de görüldüğü gibi seçilen pH değerlerinde sırasıyla 522, 500, 389, 364 ve 360  $\mu S/cm$  iken ham suyun iletkenlik değeri 340  $\mu S/cm$ 'dir. ÇOK değeri pH 6.5'ta 4.90 mg/L'den 3.60 mg/L'ye düşmüştür. Bu pH'ın üzerindeki değerde artış göstermiştir.  $UV_{254}$  absorbanası değeri ise koagülasyon pH'sının artışına bağlı olarak genellikle azalmıştır. Bu azalma optimum  $UV_{254}$  gideriminin olduğu pH 6.5'e kadar devam etmiş olup ( $0.014 cm^{-1}$ ) bunun üzerindeki pH değerlerinde tekrar artmaya başlamıştır.  $Al^{+3}$  ile koagülasyonda ÇOK ve  $UV_{254}$  absorbanası değerlerinin pH'a göre değişimi Şekil 4.12'de gösterilmektedir.



Şekil 4.12 Alüm ile koagülasyonda ÇOK ve UV<sub>254</sub>absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi

ÇOK için pH 5.5-6.5 aralığında % 20'nin üzerinde bir giderim verimi elde edilirken, UV<sub>254</sub> absorbansı için pH 6.5'ta % 50'nin üzerinde bir giderim verimi elde edilmiştir. Şekil 4.12'de de gösterildiği gibi maksimum ÇOK giderimi pH 6.5'ta % 27 elde edilirken maksimum UV<sub>254</sub> absorbansı giderimi de aynı pH değerinde % 52 olarak belirlenmiştir. Literatürde, koagülasyon verimi açısından değerlendirildiğinde en etkin pH aralığı 5-6.5 olarak bulunmuştur. Bu aralık su kaynağının karakteristiğine göre değişebilmektedir.

Organik maddelerin koagülasyon prosesiyle etkin bir şekilde giderimi dağıtım sistemindeki mikrobiyal kalitenin ve klorlama sonrasında trihalometan oluşumunun kontrolünde büyük önem taşıdığından, doğal organik madde izleyici için kullanılan ÇOK konsantrasyon gideriminin en fazla olduğu pH 6.5 değeri Al<sup>+3</sup> için optimum koagülasyon pH'ı olarak seçilmiştir.



Şekil 4.13 Alüm ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV<sub>254</sub> absorbanısı % giderimi

Çalışmada elde edilen veriler, maksimum organik madde giderimini yansıtan UV<sub>254</sub> absorbanısı için elde edilen pH değeri ile maksimum ÇOK gideriminin elde edildiği pH değerinin aynı olduğunu göstermiştir.

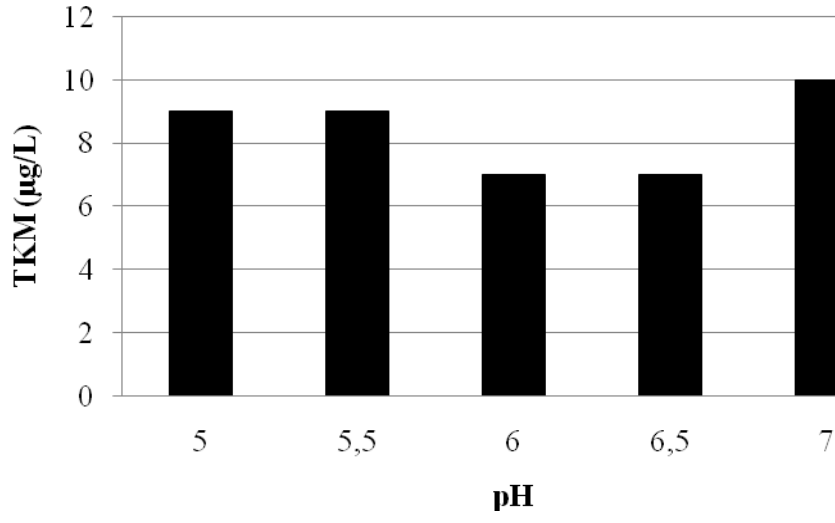
#### 4.2.4. Alüm Koagülasyonu sonucu THM Türlerindeki Değişimler

Elazığ İlinin içme suyu ihtiyacının karşılanması için Keban Baraj Gölünden alınan ham su numunesine asit ve baz çözeltilerinin yardımı ile seçilen pH değerlerine, 8 mg/L Al<sup>3+</sup> ilave edildikten sonra jar testi yapılmıştır. Çökeltim tamamlandıktan sonra beherlerden alınan örneklerde THM analizleri yapılmıştır. Su numunesinde klor ölçümü yapılmıştır. Ham su numunesinde klorlama sonucu oluşacak THM oluşum potansiyeli (THMOP)'ni belirlemek için uygulanan deneysel prosedüre göre ham su numunesine ÇOK konsantrasyonunun 3 katı oranında klor dozu verilerek 7 günlük bekleme süresi sonunda THM analizi yapılmıştır. Yapılan ölçümler neticesinde elde edilen THM analizleri Tablo 4.8'de verilmiştir.

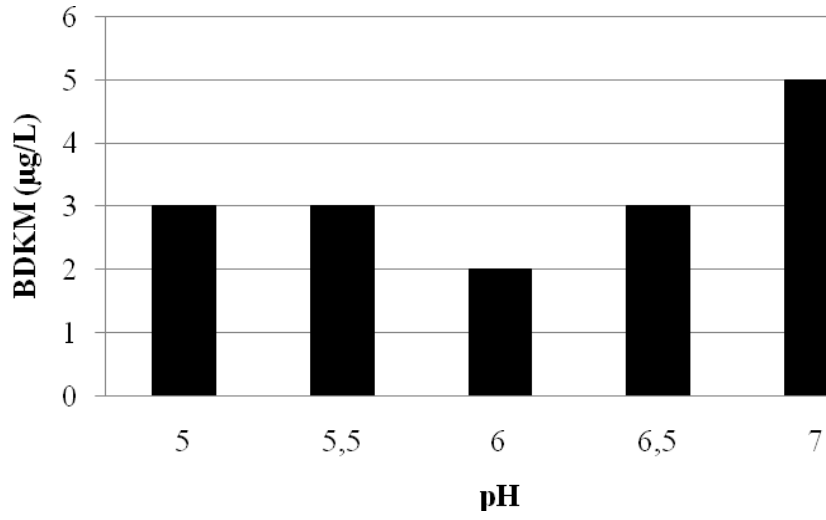
**Tablo 4.8** Alüm ile koagülasyon ve su numunelerinin THM sonuçları

<b>Al<sup>3+</sup></b> <b>(mg/L)</b>	<b>Seçilen pH</b>	<b>TKM</b> <b>(µg/L)</b>	<b>BDKM</b> <b>(µg/L)</b>	<b>DBKM</b> <b>(µg/L)</b>	<b>TBM</b> <b>(µg/L)</b>	<b>TTHM</b> <b>(µg/L)</b>
8	5	9	3	1	0	13
8	5.5	9	3	1	0	13
8	6	7	2	1	0	10
8	6.5	7	3	1	0	11
8	7	10	5	2	0	17
<b>HAM SU</b>	8.40	52	14	4	0	70

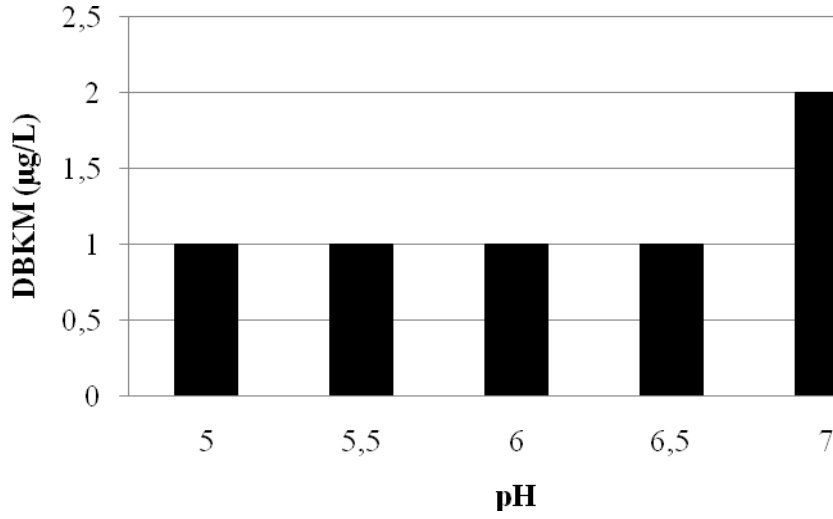
Bu sonuçlara göre su numunelerindeki Triklorometan, Bromodiklorometan, Dibromoklorometan, Tribromometan ve Toplam Trihalometan konsantrasyonlarının arıtılmış su numunelerindeki değişimleri Şekil 4.14, Şekil 4.15, Şekil 4.16'da görülmektedir. Şekil 4.14'te de gösterildiği gibi kloroform konsantrasyonu pH 5-5.5'ta 9 µg/L değerindeyken pH 6-6.5'ta konsantrasyon değeri 7 µg/L olarak ölçülmüştür ve bundan sonraki pH'da ise konsantrasyonlar artmış olup maksimum 10 µg/L konsantrasyon değeri ile pH 7'de gözlenmiştir. Ham sudaki Kloroform konsantrasyonu ise 52 µg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 4.15'te de gösterildiği gibi Bromodiklorometan konsantrasyonu 2-5 µg/L arasında değişirken maksimum Bromodiklorometan konsantrasyonu Triklorometanda olduğu gibi pH 7'de gözlenmiştir. Ham sudaki Bromodiklorometan konsantrasyonu ise 14 µg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 4.16'da da gösterildiği gibi Dibromoklorometan konsantrasyonu 1-2 µg/L arasında değişirken maksimum değer pH 7'de 2 olarak gözlemlenmiştir. Ham sudaki Dibromoklorometan konsantrasyonu ise 4 µg/L olarak gözlemlenmiştir. Tribromometan konsantrasyonları tüm pH değerlerinde ve ham suda sıfır olarak ölçülmüştür.



Şekil 4.14 Arıtılmış su numuneleri için kloroform konsantrasyonları

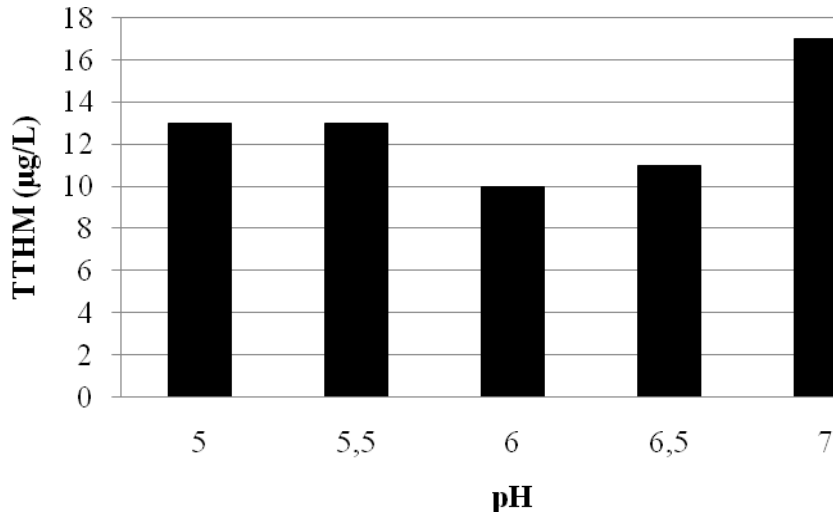


Şekil 4.15 Arıtılmış su numuneleri için bromodiklorometan konsantrasyonları



Şekil 4.16 Arıtılmış su numuneleri için dibromoklorometan konsantrasyonları

Şekil 4.17’de de gösterildiği gibi arıtılmış suda TTHM konsantrasyonunun 10-17 µg/L arasında değiştiği gözlemlenmiştir. Ham sudaki TTHM konsantrasyonu ise 70 µg/L olarak ölçülmüştür. Elde edilen THM türleri sonuçlarına baktığımızda her bir THM türünün klor ve seçilen pH’lardan etkilendiği görülmektedir. TTHM miktarı en düşük 10 µg/L ile pH 6’da gözlenmiştir. Maksimum TTHM miktarı 17 µg/L ile pH’7 de gözlemlenmiştir. Maksimum TTHM giderimi de pH 6’da % 86 ile gerçekleşmiştir.



Şekil 4.17 Arıtılmış su numuneleri için TTHM konsantrasyonları

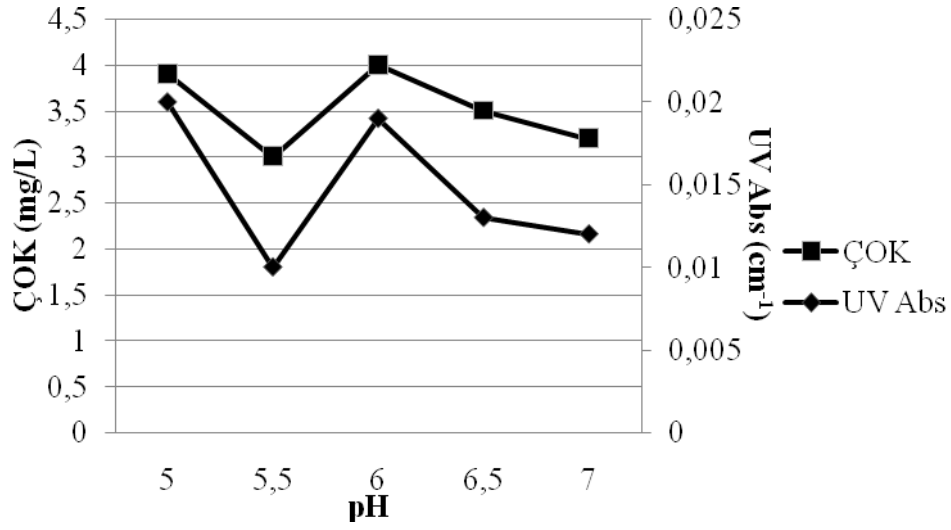
#### 4.2.5. Seçilen pH Değerlerinde Demir (III) Klorür (FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O) İle Koagülasyon

Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde demir tuzlarının kullanımı oldukça yaygındır. Özellikle (+3) değerlikli demir tuzları ile etkili bir şekilde organik madde giderimi sağlanabilmektedir. Tablo 4.9’da Fe<sup>+3</sup> koagülant olarak kullanıldığı jar testi sonuçları verilmiştir. Tablo 4.5’te Fe<sup>+3</sup> ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirlemek için yapılan jar testi deneyleri sonucunda optimum koagülant dozu olarak 6 mg/L Fe<sup>+3</sup> seçilmiş olup yapılan deneysel çalışmalarda Fe<sup>+3</sup> dozajı 6 mg/L alınmıştır.

**Tablo 4.9** FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması

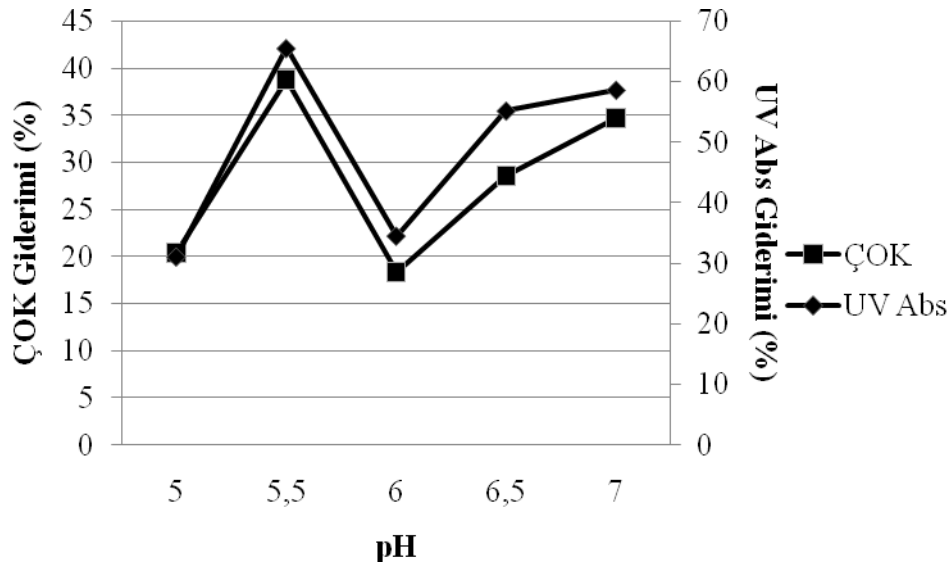
Fe <sup>+3</sup> (mg/L)	Seçilen pH	İletkenlik µS/cm	UV <sub>254</sub> (cm <sup>-1</sup> ) AS	ÇOK (mg/L) AS	TTHM (µg/L)
6	5	467	0.020	3.90	42
6	5.5	455	0.010	3.00	32
6	6	433	0.019	4.00	16
6	6.5	390	0.013	3.50	21
6	7	366	0.012	3.20	27
<b>HAM SU</b>	8.4	340	0.029	4.90	70

Tablo 4.9’da da görüldüğü gibi 6 mg/L Fe<sup>+3</sup> koagülasyonu sonucu seçilen pH değerlerinde elde edilen iletkenlik değerleri sırasıyla 467, 455, 433, 390 ve 366 µS/cm olduğu görülmektedir. ÇOK için maksimum azalma pH 5.5’de gerçekleşmiştir. pH 5.5’da ÇOK değeri 4.90 mg/L’den 3.00 mg/L’ye düşerken UV<sub>254</sub> absorbans değeri ise 0.029 cm<sup>-1</sup>’den 0.010 mg/L değerine düşmüştür.



Şekil 4.18 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda ÇOK ve UV<sub>254</sub> absorbansının pH'a göre değişimi

Şekil 4.19'da da görüldüğü gibi pH 5.5 ve pH 7'de ÇOK giderimi % 30'un üzerinde iken diğer pH değerlerinde daha az giderme verimi elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi pH 5.5'ta % 39 ile gerçekleşmiştir. UV<sub>254</sub> absorbansında giderim pH 5.5' de % 66 iken diğer pH değerlerinde % 60'nin altında bir giderim elde edilmiştir. Maksimum UV<sub>254</sub> absorbansı giderimi de pH 5.5'te % 66 ile gerçekleşmiştir.



Şekil 4.19 FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV<sub>254</sub> absorbansı % giderimi

En düşük ÇOK giderim değeri pH 5.5 ta elde edilmesi nedeni ile bu pH değeri Fe<sup>+3</sup> ile koagülasyonda optimum pH olarak seçilmiştir. Söz konusu pH değerinde meydana

gelen organik madde destabilizasyonunda etkili olan mekanizmanın, yük nötralizasyonu olduğu düşünülmektedir. Çözünürlük dengelerine göre Fe (III) iyonları suda dissosiyeye olup  $Fe(OH)_2^+$  ve  $Fe(OH)^{+2}$  gibi pozitif yüklü polivalent hidrosimetallik komplekslerini oluşturmakta ve negatif yüklü kolloidleri destabilize etmektedir. Destabilize olmuş partiküller de hidroksi metal kompleksleri üzerine adsorblanmakta ve flok oluşturmaktadırlar. Bunun yanı sıra Van Der Waals kuvveti yardımıyla partiküller arasında meydana gelen çekim sayesinde de agregat oluşumu gerçekleşmektedir [58].

#### 4.2.6. $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ Koagülasyonu Sonucu THM Türlerindeki Değişimler

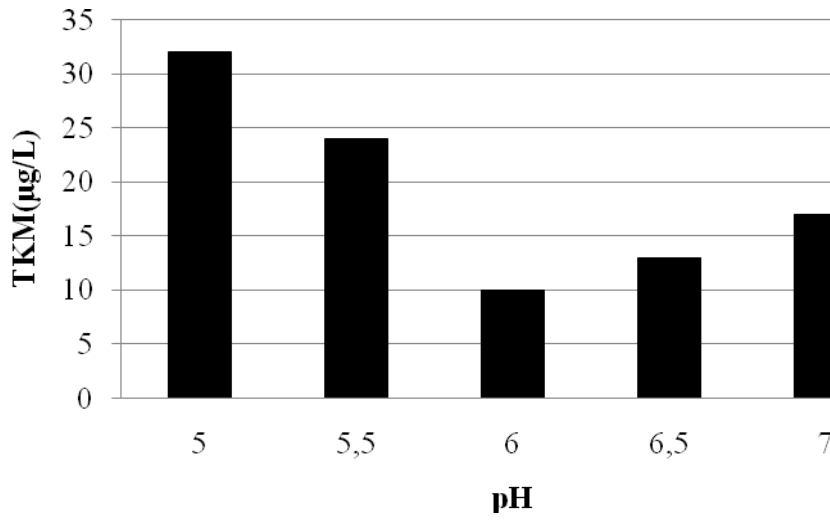
Demir (III) klorür, düşük miktarda çamur oluşumu, düşük pH değerlerine kolay inebilme kabiliyeti ve yüksek miktarda DOM giderebilme özelliğinden dolayı su arıtımında büyük avantajlar sağlamaktadır [26]. Yapılan ölçümler neticesinde elde edilen THM analiz sonuçları Tablo 4.10'da verilmiştir.

**Tablo 4.10**  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$  ile koagülasyon ile su numunelerinin THM sonuçları

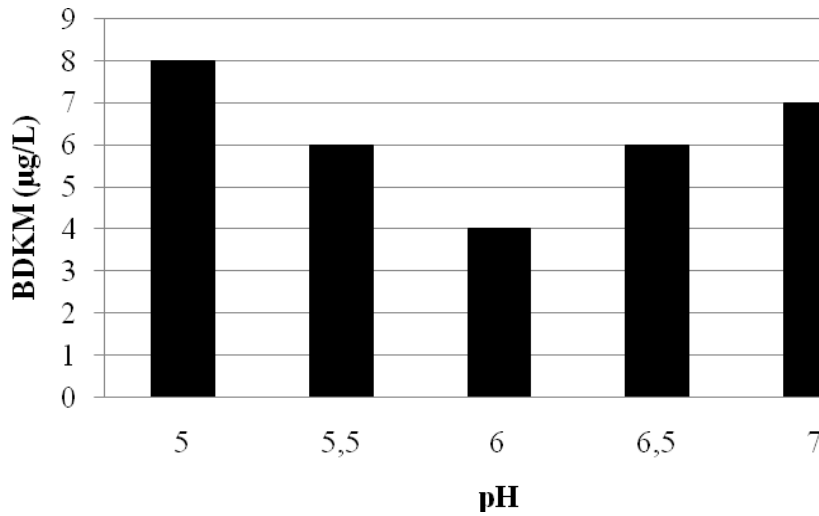
$Fe^{+3}$ (mg/L)	Seçilen pH	TKM AS	BDKM AS	DBKM AS	TBM AS	TTHM AS
6	5	32	8	2	0	42
6	5.5	24	6	2	0	32
6	6	10	4	2	0	16
6	6.5	13	6	2	0	21
6	7	17	7	3	0	27
<b>HAM SU</b>	8.40	52	14	4	0	70

Bu sonuçlara göre su numunelerindeki Triklorometan, Bromodiklorometan, Dibromoklorometan, Tribromometan ve Toplam Trihalometan konsantrasyonlarının arıtılmış su numunelerindeki değişimleri Şekil 4.20, Şekil 4.21, Şekil 4.22'de görülmektedir. Şekil 4.20'de de gösterildiği gibi kloroform konsantrasyonu pH 5'te 32  $\mu g/L$  değerindeyken pH 6'ya kadar bir düşüş eğilimi gözlenmiş ve bundan sonraki pH'larda ise konsantrasyonlar artmış ve maksimum değer 32  $\mu g/L$  ile pH 5'te gözlenmiştir. Ham sudaki Triklorometan konsantrasyonu ise 52  $\mu g/L$  olarak ölçülmüştür. Şekil 4.2'de de

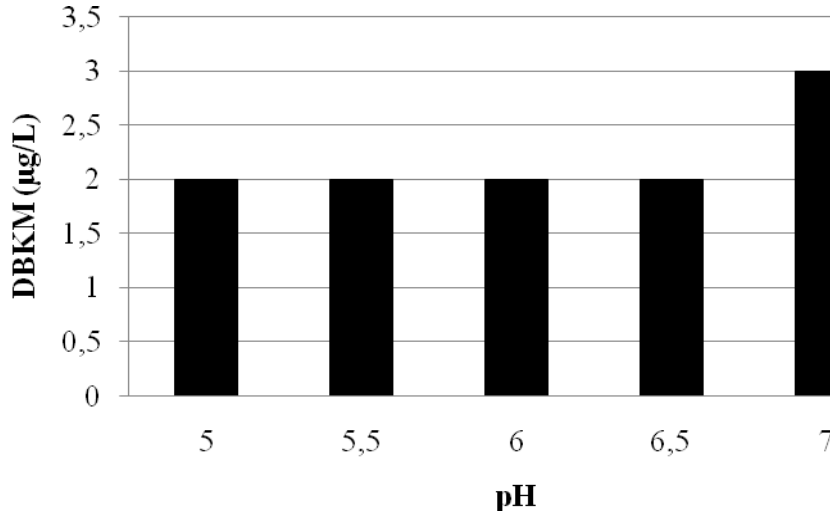
gösterildiği gibi Bromodiklorometan konsantrasyonu pH 6 değerine kadar azalış eğilimi göstermiş ve pH 6'dan sonra Bromodiklorometan konsantrasyonu artmıştır. Maksimum Bromodiklorometan konsantrasyonu Triklorometanda olduğu gibi pH 5'te gözlenmiştir. Ham sudaki bromodiklorometan konsantrasyonu ise 14 µg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 4.22'de de gösterildiği gibi Dibromoklorometan konsantrasyonu 2-3 µg/L arasında değişirken maksimum değer pH 7'de 3 µg/L olarak gözlemlenmiştir. Ham sudaki Dibromoklorometan konsantrasyonu ise 4 µg/L olarak gözlemlenmiştir. Tribromometan konsantrasyonları tüm pH değerlerinde ve ham suda sıfır olarak ölçülmüştür.



Şekil 4.20 Artılmış su numuneleri için kloroform konsantrasyonları

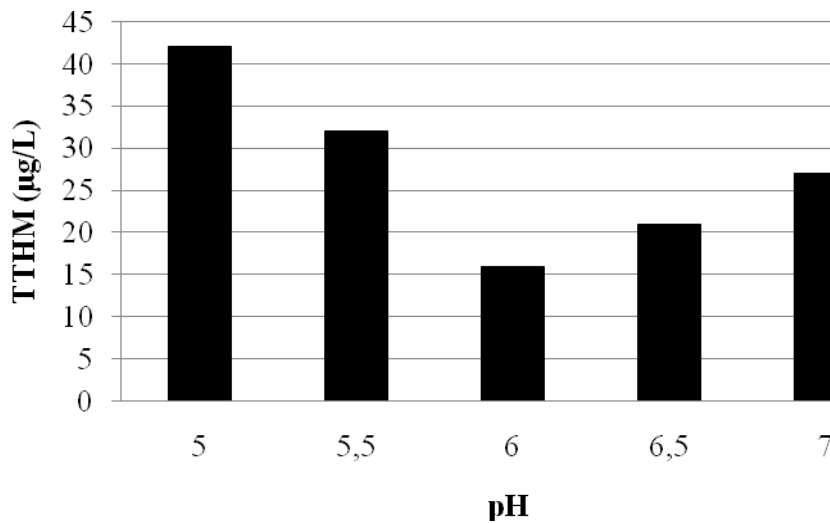


Şekil 4.21 Artılmış su numuneleri için bromodiklorometan konsantrasyonları



Şekil 4.22 Arıtılmış su numuneleri için dibromoklorometan konsantrasyonları

Şekil 4.23'te de gösterildiği gibi TTHM miktarı en düşük 16 µg/L ile pH 6'da gözlenmiştir. Maksimum TTHM miktarı 42 µg/L ile pH 5'te gözlemlenmiştir. Ham su numunesinde yapılan THM analizleri sonucunda TTHM miktarı 70 µg/L olarak belirlenmiştir. Maksimum TTHM giderimi de pH 6'da %77 ile gerçekleşmiştir. Arıtılmış suda TTHM konsantrasyonu 16-42 µg/L arasında değişirken, ham su numunesinde 70 µg/L olduğu gözlenmiştir. Elde edilen THM türleri sonuçlarına baktığımızda her bir THM türünün klor ve numunelerin seçilen pH'larından etkilendiği görülmekte olup  $Fe^{+3}$  için maximum giderim pH 6'da olduğu gözlenmiştir.



Şekil 4.23 Arıtılmış su numuneleri için TTHM konsantrasyonları

## 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, Elazığ'ın önemli içme suyu kaynaklarından biri olan Keban Baraj Göl suyunda bir seri Jar Testi deneyleri yapılmıştır. Bu deneylerde artan koagülant dozajlarında ham sudan ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP parametrelerinin artırılabilirliği araştırılmıştır. Koagülant olarak demir (III) klorür ve alüminyum sülfat kullanılmıştır. Koagülasyon arıtma tekniğinin amacı, sudaki çözünmüş organik karbon (ÇOK) miktarını azaltarak, içme suyu şebekesindeki THM konsantrasyonu kontrol etmek ve düşürmektir. Jar Testi çalışmalarından elde edilen sonuçlar, koagülasyon yöntemi ile Keban Barajı göl suyundan etkin bir şekilde DYÜ öncü bileşiklerinin giderildiğini göstermiştir. Deneysel çalışma sonuçları, farklı koagülant dozlarında, demir (III) klorürün alüminyum sülfata göre daha fazla miktarda ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP giderdiğini işaret etmiştir. 6 mg/L  $Fe^{+3}$  dozajı için ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP giderimi sırasıyla % 39, 66 ve 77 olarak elde edilmiştir. Öte yandan 8 mg/L  $Al^{+3}$  koagülasyon dozajı için ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP arıtma verimleri ise sırasıyla % 27, 52 ve 86 olarak belirlenmiştir. Yapılan diğer çalışmalarda da benzer sonuçlar tespit edilmiştir. Uyak ve Toröz, 120 mg/L demir klorür ile ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP için sırasıyla % 58, 79 ve 71 civarında, 120 mg/L alüm koagülantı ile ÇOK,  $UV_{254}$  ve THMOP için sırasıyla % 48, 62 ve 50 civarında giderim elde ettiklerini vurgulamışlardır [26]. Crozes ve arkadaşları aynı dozajlarda demir klorürün suda alümden 2 kat daha fazla miktarda hidroksit oluşturduğunu belirtmişlerdir [59]. Uyak ve Toröz,  $FeCl_3$  ile % 69 TOK giderimi elde ederken alüm ile % 49 TOK giderimi elde ettiklerini vurgulamışlardır [60]. Bu çalışmada  $UV_{254}$  ve THMOP parametreleri ÇOK parametresinden daha yüksek miktarda giderilmiştir.

THM analizlerinde ham su numunesinin ÇOK değerinin 3 katı değerinde (14,7 mg/L) klor dozu verilerek 7 günlük bekleme süresi uygulandıktan sonra THM analizi yapılarak THM değerleri belirlenmiştir. Yapılan THM analizleri neticesinde ham su numunesinde TTHM miktarının 70  $\mu g/L$  olduğu gözlenmiştir. Yapılan bu araştırma sonucunda elde edilen TTHM konsantrasyonlarının, ülkemizde Şubat 2005'de yürürlüğe giren İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği'nde (İTASY) belirtilen ve 31.12.2012 yılına kadar geçerli olan 150  $\mu g/L$  sınır değerinin altında gerçekleştiği görülmüştür.

Yapılan analiz sonuçlarına göre TTHM konsantrasyonu limitlerin altında bulunmuştur. Ancak; şehir şebekesinin yeni, Keban Baraj Gölü'nden sağlanan sudaki TOK

konsantrasyonunun ve klor dozajının toplam 1.1 mg/L gibi düşük değerlerde olması unutulmamalıdır. Bu nedenle sağlanan ham suyun toplam karbon (TK) ve toplam organik karbon (TOK) değerinin dzenli olarak takip edilmesinin gerekli olduğu dşünülmektedir. TOK konsantrasyonunun artış göstermesi ve yüksek klor dozajı ihtiyacı ile temin edilen suda olumsuz sonuçlarla karşılaşıması olasıdır.

İçme sularında trihalometanların oluşumunu en aza indirmek ya da tamamen önlemek için Trihalometanların (THM) oluşumuna neden olan organik maddelerin klorlama öncesi zenginleştirilmiş koagülasyon, membran filtrasyonu ve adsorpsiyon prosesleri mevcut arıtma alternatifleri ile artırılması veya Trihalometanların (THM) ve diğer klorlu organiklerin oluşum sonrası artırılması önerilebilir.

Bu alternatifler arasında THM'lerin oluşumunun en aza indirgenmesinde, bu oluşuma neden olan organik maddelerin artırılması, en pratik ve ucuz yöntem olarak öne çıkmaktadır.

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna neden olan organik maddelerin giderimi için koagülasyon stratejisi uygulanırken çamur oluşumu önemli bir husustur. Koagülant dozu arttıkça demir ve alüminyum iyileştirme teknolojileri de dşünülmelidir.

Aynı zamanda su havzalarının planlanması ya da korunmasından başlayarak, bir dizi ciddi önlemlerin alınması ve düzenlemelerin yapılmasıyla birlikte içme sularındaki organik madde miktarı azaltılabilir. Böylelikle su içerisindeki organik madde miktarının azalması su arıtma maliyetlerini düşüreceği gibi dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu da azaltacaktır.

Tez kapsamında yapılan deneysel çalışmalar kurak dönemi temsil etmediği için, bölgede benzer amaçlı yapılacak olan çalışmaların kurak dönemi de içerecek şekilde mevsimsel değişimleri ortaya koyacak ölçüde yapılması önerilmektedir.

## KAYNAKLAR

- [1] **Rook, J.J.,1974.** Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. Water Treatment Examination, 23 (2), 234-243.
- [2] **US Environmental Protection Agency, 1998.** Disinfectants and Disinfection By-Products; Final Rule. Federal Register, V. 63, N. 241, 69478.
- [3] **Şimşek, C.,1999.** “Silivri Bölgesi İçme ve Kullanma Sularının Fiziksel ve Kimyasal Yönden Değerlendirilmesi”, *Doktora Tezi*, İstanbul Üniversitesi Sağlık Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 6-42.
- [4] **Kuleli, S.,1975.** Çevre ve İnsan Dergisi, 27-31,.
- [5] **Gupta, A., 1993.** “ Su Kaynaklarının Geliştirilmesi”, Üçüncü Dünya Ülkelerinde Çevre ve Kalkınma Kabalcı Yayınevi, İstanbul, 2-10.
- [6] **Tamer, E.,1995.** Çevre ve İnsan Dergisi, 26-28.
- [7] **“Türk Çevre Mevzuatı, Cilt II”, 1992.** Türkiye Çevre Vakfı, Ankara, 200-240.
- [8] **Atasoy, M., 2004.** “Türkiye’nin Su Kaynakları ve Kirlilik Yönünden İncelenmesi”, *Yüksek Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimler Enstitüsü, Ankara, 1-15.
- [9] **Akar, A., 2000.** “ İçme Suyu Kalitesi Açısından Kirlilik Parametrelerinin İrdelenmesi”, *Yüksek Lisans Tezi*, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 56-108.
- [10] **Tanrıvermiş, E., 1998.** Tabiat ve İnsan Dergisi, 23-27.
- [11] **Yalçın, H., Gürü, M., 2002.** “Su Teknolojisi”, Palme Yayıncılık, Ankara, 3-40.
- [12] **Baltacı,F., 2000.** “Su ve Analiz Metotları”, Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı DSİ Genel Müdürlüğü İçme Suyu ve Kanalizasyon Dai. Bşk., Ankara, 3-38.
- [13] **Yıldız, N., 1996.** “ Şanlıurfa İçme Suyu Sisteminin Kalite Kontrol Parametreleri Açısından İncelenmesi”, *Yüksek Lisans Tezi*, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa, 27-37.
- [14] **Şahin, S., 1993.** “Sularda Tat ve Kokunun Kontrol Edilmesi”, İTÜ Dergisi”, 51(1): 18-24.
- [15] **Korkmaz, N., 1997.** Çevre ve İnsan Dergisi, 21-23.

- [16] **Srinivasan, P.T. And Viraraghavan T.**, 2002. "Characterization and Concentration Profile of Aluminum during Drinking-Water Treatment", *Water SA*, 28(1), 99-106.
- [17] **Pepe, M., Giardino, C., Borsani, G., Cardoso, A.C., Chiaudani, G., Premazzi, G., Rodari, E. ve Zilioli E.**, 2001. "Relationship Between Apparent Optical Properties and Photosynthetic Pigments in The Sub-Alpine Lake Iseo", *Science of The Total Environment*, 268(1-3), 31-45.
- [18] T.C. Resmi Gazete, Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, (31.12.2004-25687)
- [19] **Eroğlu, V.**, 1995. "Su Tasfiyesi", İTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Bilimleri ABD Matbaası, İstanbul, 1-22.
- [20] **Aslan, Ş. ve Türkman, A.**, 2004. Biyolojik Denitrifikasyon İle İçme Sularından Nitrat ve Pestisit Giderimi, Cumhuriyet Üniversitesi *I. Ulusal Çevre Kongresi*, 13-15 Ekim, s.191-198, Sivas.
- [21] **Türk Standartları Enstitüsü**, 1997. "TS 266 İçme ve Kullanma Suları Standartları", Ankara.
- [22] **Ogan, H.**, 1996. "Gıda ve İnsan Sağlığı İle İlgili Yasalar", İstanbul, 165-169.
- [23] **Akküllah, İ.**, 1990. "Ankara Belediyesi İçme Suyu Tesisleri ve Yapısal Problemleri", *Yüksek Lisans Tezi*, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara, 3-10.
- [24] **Oruç, N.**, 1972. Suda Sertliğin Önemi Giderilmesi ve Tayini, Atatürk Üniversitesi *Ziraat Fakültesi Dergisi*, Cilt 3, Sayı 2, 187-193.
- [25] **Kaçaroğlu, F.**, 1991. Eskişehir Ovası Yer altı Suyu Kirliliği İncelemesi: Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, 340 s.
- [26] **Uyak, V., ve Toröz, İ.**, 2006. "İçme Suyu Kaynaklarındaki Doğal Organik Maddelerin Zenginleştirilmiş Koagülasyon Yöntemi İle Giderilmesi", *İTÜ Dergisi*, Su Kirlenmesi Kontrolü 16, 115-122.
- [27] **Reckow, D.A., and Singer, P.C.**, 1985. Mechanism of Organic Formation During Fulvic Acid Chlorination and Implications with Respect to Ozonation.
- [28] **Montgomery, J.M.**, 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley and Sons Inc., USA.

- [29] **Kwon, B., Lee, S., Cho, J., Ann, H., Lee, D., Shin, H.S.**, 2005. Biodegradability, DBP Formation and Membrane Fouling Potential of Natural Organic Matter: Characterization and Controllability. *Environmental Science and Technology*, 39, 732-739.
- [30] **Jung, C.W., Son, H.J.**, 2008. Relationship Between Disinfection By-Products Formation and Characteristics of Natural Organic Matter in Raw Water. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 25 (4), 714-720.
- [31] **Murray, C.A., Parsons, S.A.**, 2004. Removal of NOM From Drinking Water: Fenton's and Photo-Fenton's Processes. *Chemosphere*, 54, 1017-1023.
- [32] **Aiken G., Cotsaris E.**, 1995. Soil and Hydrology: Their Effect on NOM. *Journal of The American Water Works Association*, 87 (1), 36-45.
- [33] **Matilainen, A., Lindqvist, N., Korhonen, S., Tuhkanen, T.**, 2002. Removal of NOM in The Different Stages of The Water Treatment Process. *Environment International*, 28, 457-465.
- [34] **Steinberg, C., Muenster, U.**, 1985. Geochemistry and Ecological Role Of Humic Substances In Lakewater. In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*. (Aiken, G. R., McKnight, D. M., Wershaw, R. L. and MacCarthy, P., -eds.), John Wiley & Sons, pp. 105-145, New York, NY.
- [35] **Uyak, V., Toroz, I.**, 2007. Disinfection By-Product Precursors Reduction by Various Coagulation Techniques in Istanbul Water Supplies. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 320-328.
- [36] **Budd, G.C., Long, B., Edwards, J.C., Singer, P.C., Meisch, M.**, 2005. Evaluation of MIEX Process Impacts on Different Source Waters. Report No. 91067F. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO.
- [37] **Karanfil, T., Krasner, S.W, Westerhoff, P., Xie, Y.**, 2008. Recent Advances in Disinfection By-Product Formation, Occurrence, Control, Health Effects, And Regulations. In: *Disinfection Byproducts in Drinking Water: Occurrence, Formation, Health Effects, and Control*. American Chemical Society, pp. 2-19, Washington, DC.

- [38] **Hong, H.C., Liang, Y., Han, B.P., Mazumder, A., Wong, M.H.**, 2007. Modeling of Trihalomethane (THM) Formation Via Chlorination of The Water From Dongjiang River (Source Water For Hong Kong's Drinking Water). *Science of The Total Environment*, 385, 48–54.
- [39] **Kim, H.C., Yu, M.J.**, 2007. Characterization of Aquatic Humic Substances to DBPs Formation in Advanced Treatment Processes For Conventionally Treated Water. *Journal of Hazardous Materials*, 143, 486–93.
- [40] **Hua, G., Reckhow, D.A.**, 2007. Characterization of Disinfection By-Product Precursors Based on Hydrophobicity and Molecular Size. *Environmental Science and Technology*, 41 (9), 3309-3315.
- [41] **Hua, G.**, 2006. Characterization of Total Organic Halogen Produced By Chlorine, Chloramines, and Chlorine Dioxide. University of Massachusetts, *Ph.D. Thesis*, Amherst, MA.
- [42] **Harrington, G.W.**, Bruchet, A., Rybacki, D., Singer, P.C., 1996. Characterization of Natural Organic Matter and Its Reactivity With Chlorine. In: *Water Disinfection and Natural Organic Matter: Characterization and Control*. pp.138-158, Lewis Publishers, FL.
- [43] **Krasner, S.W.**, 2009. The Formation and Control of Emerging Disinfection By-Products of Health Concern. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 13; 4077-4095.
- [44] **Goslan, E.H., Krasner, S.W., Bower, M., Rocks, S.A., Holmes, P., Levy, L.S., Parsons, S.A.**, 2009. A Comparison of Disinfection By-Products Found in Chlorinated and Chloraminated Drinking Waters in Scotland. *Water Research*, 43 (18), 4698-4706.
- [45] **Plewa, M.J., Wagner, E.D., Richardson, S.D., Thruston, A.J.Jr., Woo, Y.T., Mckague, A.B.**, 2004. Chemical and Biological Characterization of Newly Discovered Iodoacid Drinking Water Disinfection Byproducts. *Environmental Science and Technology*, 38 (18), 4713-4722.
- [46] **Mitch, W.A., Sedlak, D.L.**, 2002. Formation of N-Nitrosodimethylamine (NDMA) from Dimethylamine During Chlorination. *Environmental Science and Technology*, 36, 588-595.

- [47] **Saler, S.**, 2001. Keban Baraj Gölü Gülüşkür Koyu Kesimi'nin Rotifera Faunası ve Mevsimsel Değişimleri, Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, XII+113 s.
- [48] **Gül, R.**, 1997. Pertek'in Kuruluş, Gelişme ve Bugünkü Fonksiyonel Özellikleri, Fırat Üniversitesi, Sosyal Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, VI+40 s.
- [49] **Uyak, V.**, 2006. Removal of Disinfection By-Products Precursors With Enhanced Coagulation in İstanbul Water Supplies, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, *Doktora Tezi*, İstanbul, 140 s.
- [50] **Apha.**, 1998. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 19th Ed., Washington D.C.
- [51] **USEPA**, 1990. Determination Of Chlorination Disinfection By-Products and Chlorinated Solvents in Drinking Water By Liquid-Liquid Extraction and Gas Chromatography With Electron-Capture Detection, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- [52] **Edzwald, J.K., Van Benschoten, J.E.**, 1990. Aluminum Coagulation of Natural Organic Matter. In: Chemical Water and Wastewater Treatment. Springer-Verlag, Berlin.
- [53] **White, M.C., Thompson, J.D., Harrington, G.W., Singer, P.C.**, 1997. Evaluating Criteria for Enhanced Coagulation Compliance. Journal of the American Water Works Association, 89 (5), 64-77.
- [54] **Pontius, F.W.**, 1990. Water Quality and Treatment. Fourth Edition, McGraw Hill Inc.
- [55] **Duan, J., Gregory, J.**, 2003. "Coagulation By Hydrolysing Metal Salts", Advances In Colloid and Interface Science, 100-102: 475-502.
- [56] **Kitis M, Karanfil T., Kilduff J.E. ve Wigton A.**, 2001. The reactivity of Natural Organic.
- [57] **Volk, C., Kimberley, B., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., Lechevallier, M.**, 2000. Impact of Enhanced and Optimised Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking Water. Water Research, 34, 12-19.
- [58] **Özer, S.**, 2008. Sivas İçme Suyunda Zenginleştirilmiş Koagülasyonla Organik Madde Giderimi, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, *Yüksek Lisans Tezi*, 95 s.

- [59] **Crozes, G., White, P., ve Marshall, M.**, 1995. Enhanced coagulation: It's Effect on NOM Removal and Chemical Costs. Journal of American Water Works Association, 87, 78-89.
- [60] **Uyak, V., Toroz, I.**, 2005. Enhanced Coagulation of Disinfection By-Products Precursors in Istanbul Water Supply. Environmental Tecnology , 26 (3), 261-266.

## ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Batman'da doğdum. İlkokulu Ankara'da, orta ve lise öğrenimini Batman'da tamamladım. 2002 yılında Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimine başladım. 2006 yılında lisans eğitimini tamamladım. 2009 yılında Fırat Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında yüksek lisans eğitimine başladım. 2007-2010 yılları arasında Batman TEİAŞ 16. İletim İşletme ve Grup Müdürlüğünde çevre mühendisi olarak görev yaptım. Ağustos 2010 tarihinden bu yana Batman İl Çevre ve Şehircilik Müdürlüğünde çevre mühendisi statüsünde görev yapmaktayım.