



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



YÜKSEK LİSANS TEZİ

**İÇME SULARINDAKİ DOĞAL ORGANİK MADDELERİN
KOGÜLASYON VE ADSORPSİYON YÖNTEMLERİYLE
GİDERİLMESİ**

Birgül KORKMAZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Mühendisliği Programı

Danışman

Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ

II. Danışman

Yard. Doç. Dr. Ender ÇETİN

Haziran, 2014

İSTANBUL

Bu çalışmu 10 /06 / 2014 tarihinde aşğıdaki jüri tarafından Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Çevre Mühendisliği programında Yüksek Lisans Tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi:



Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi



Doç. Dr. İda VERGİLİ
İstanbul Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi



Doç. Dr. Yalçın ÖKTEM
İstanbul Üniversitesi
Mühendislik Fakültesi



Doç. Dr. İlter TÜRKDOĞAN
Yıldız Teknik Üniversitesi
İnşaat Fakültesi



Doç. Dr. İbrahim DEMİR
İstanbul Teknik Üniversitesi
İnşaat Fakültesi

Bu alışma İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliđinin 15398 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Lisans ve yüksek lisans eğitimim boyunca varlığını her zaman yanımda hissettiğim, tez çalışmalarımın her aşamasında, engin bilgi ve deneyimlerini benimle paylaşan, yol gösteren, yardım ve desteğini benden esirgemeyen danışmanım, çok değerli hocam Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ'ye en içten dileklerle teşekkür ederim.

Tez çalışmalarım esnasında yanımda olan yardımlarını ve bilgilerini esirgemeyen ikinci danışmanım değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Ender ÇETİN'e çok teşekkür ederim. Ayrıca, yardımları için Bölümüm'deki diğer değerli hocalarıma, yüksek lisans ve doktora yaparı arkadaşlarıma teşekkürlerimi sunarım.

Tez çalışmalarımın uygulama kısmını destekleyen İstanbul Üniversitesi'ne teşekkürü bir borç bilirim.

Ayrıca öğrenim hayatım boyunca gösterdikleri destek ve fedakarlık için aileme çok teşekkür ederim.

Haziran, 2014

Birgül KORKMAZ

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ.....	i
İÇİNDEKİLER	ii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ	vii
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	ix
ÖZET.....	xi
SUMMARY	xii
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL KISIMLAR	2
2.1. İÇME SULARINDA ORGANİK MADDELER VE ÖZELLİKLERİ	2
2.1.1. Doğal Organik Maddeler	3
2.1.2. Doğal Organik Maddelerin Sınıflandırılması	5
2.1.3. Doğal Organik Maddelerin Su Kalitesi ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri	9
2.1.3.1. Su Kalitesi Üzerine Etkisi.....	9
2.1.3.2. İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi	16
2.1.4. Sucul Ortamda Doğal Organik Maddeler ve Arıtılabilirliği	17
2.1.4.1. Organik Maddelerin İzolasyon Teknikleri	19
2.1.4.2. Organik Maddelerin Giderilmesinde Kullanılan Başlıca Prosesler.....	20
2.2. ADSORPSİYON	20
2.2.1. Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgi	20
2.2.2. Adsorpsiyonun Verimliliğine Etki Eden Unsurlar.....	22
2.2.2.1. Adsorbanın Yapısı	22
2.2.2.2. Adsorbanın Partikül Boyutu	23
2.2.2.3. Adsorbanın Gözenekliliği.....	23
2.2.2.4. Adsorbanın Çözünürlüğü	23
2.2.2.5. Adsorbanın Dozu.....	23
2.2.2.6. Adsorbatın Çözünürlüğü ve İyonlaşması	23
2.2.2.7. pH.....	24

2.2.2.8. Sıcaklık	24
2.2.2.9. Konsantrasyon.....	24
2.2.2.10. Karıştırma Hızı.....	24
2.2.3. Adsorplama Özelliği Olan Katılar	25
2.2.4. Adsorpsiyon Teorisi.....	25
2.2.5. Adsorpsiyon İzotermi	28
2.2.5.1. Freundlich İzotermi.....	28
2.2.5.2. Langmuir izotermi	30
2.2.5.3. Brunauer, Emmett ve Teller (BET) İzotermi	31
2.2.6. Adsorpsiyon Kinetiği	33
2.2.7. Adsorpsiyonun Termodinamiği	35
2.2.8. İzoterm Verilerinin Kullanımı	36
2.2.9. Adsorpsiyon Yöntemiyle Doğal Organik Maddelerin Giderilmesi Konusunda Literatür İncelenmesi	37
2.3. KOAGÜLASYON VE FLOKÜLASYON.....	44
2.3.1. Koagülasyon ve Flokülasyon Hakkında Genel Bilgi.....	44
2.3.2. Koagülasyon-Flokülasyon Mekanizması.....	46
2.3.2.1. Kolloidlerin Özellikleri	46
2.3.2.2. Kolloidal Danelere Etkiyen Kuvvetler	49
2.3.3. Koagülantlar ve Koagülant Yardımcıları.....	51
2.3.3.1. Koagülantlar	51
2.3.3.2. Koagülant Yardımcıları.....	52
2.3.4. Koagülasyonun Verimliliğine Etki Eden Unsurlar	52
2.3.5. Koagülasyon Yöntemiyle Doğal Organik Maddelerin Giderilmesi Konusunda Literatür İncelenmesi	54
3. MALZEME VE YÖNTEM	60
3.1. ÇALIŞMADA KULLANILAN CİHAZLAR VE ARAÇLAR.....	60
3.2. ÇALIŞMADA KULLANILAN SUYUN KARAKTERİZASYONU.....	61
3.3. KOAGÜLASYON ÇALIŞMALARI	61
3.3.1. Koagülasyon Deneyinde Kullanılan Çözeltiler	61
3.3.2. Koagülasyon Deneyleri.....	62
3.3.2.1. Jar Testi.....	63
3.3.2.2. Optimum Koagülasyon pH'sının ve Dozunun Belirlenmesi.....	64
3.4. ADSORPSİYON ÇALIŞMALARI.....	65
3.4.1. Adsorpsiyon Çalışmasında Kullanılan Çözeltiler	65

3.4.2. Çalışmada Kullanılan Kilin Özellikleri.....	65
3.4.3. Adsorpsiyon Deneyleri	66
3.4.3.1. Optimum Temas Süresinin Bulunması	69
3.4.3.2. Optimum Adsorban (Kil) Miktarının Bulunması.....	69
3.4.3.3. pH Etkisi	69
3.4.3.4. Sıcaklık Etkisi	69
3.4.3.5. İzoterm Çalışmaları.....	70
3.5. ANALİZ YÖNTEMLERİ	70
3.5.1. pH ve Sıcaklık.....	70
3.5.2. ÇOK	70
3.5.3. UV ₂₅₄	70
4. BULGULAR	71
4.1. JAR TESTİ DENEY SONUÇLARI.....	71
4.1.1. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi	71
4.1.1.1. Alüm [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18(H_2O)$] ile Koagülasyon	71
4.1.1.2. Demir Klorür [$FeCl_3 \cdot 6H_2O$] ile Koagülasyon	77
4.1.1.3. Demir Klorür ile Alüm Koagülantlarının Organik Madde Giderim Verimi Yönünden Karşılaştırılması	82
4.2. ADSORPSİYON DENEY SONUÇLARI.....	86
4.2.1. Optimum Temas Süresi.....	86
4.2.2. Optimum Adsorban (Kil) Miktarı	88
4.2.3. pH Etkisi	90
4.2.4. Sıcaklık Etkisi	92
4.2.5. İzoterm Çalışmaları.....	94
4.2.6. Adsorpsiyon İzotermlerinin Hesaplanması	96
4.2.6.1. Langmuir İzotermi.....	96
4.2.6.2. Freundlich İzotermi.....	98
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	101
KAYNAKLAR	103
ÖZGEÇMİŞ.....	112

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 2.1: Adsorban içerisinde ve yüzeyinde partikül ve film difüzyonu.....	26
Şekil 2.2: Freundlich izoterminin grafiksel ifadesi.....	30
Şekil 2.3: Langmuir izoterminin grafiksel ifadesi.	31
Şekil 2.4: Brunauer, Emmett ve Teller (BET) izoterminin grafiksel ifadesi.....	33
Şekil 2.5: Kolloidlerin Yüklerini Gösteren Deney Tertibatı.	47
Şekil 2.6: Negatif yüklü bir kolloidin etrafındaki tabakalar.	48
Şekil 2.7: Daneciklere etki eden kuvvetler.....	50
Şekil 3.1: Jar testi cihazı.....	63
Şekil 3.2: Jar testi deney düzeneğinin şematik gösterimi.	64
Şekil 3.3: Çalkalayıcı inkübatör.	67
Şekil 3.4: Çalkalayıcı inkübatör.	68
Şekil 3.5: Karıştırıcıdan alınan numuneler.	68
Şekil 4.1: Alüm ile koagülasyonda ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin pH'a göre değişimi. ...	73
Şekil 4.2: Alüm ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.....	74
Şekil 4.3: pH 6'da alüm dozajına göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin değişimi.....	76
Şekil 4.4: pH 6'da alüm dozajlarına göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.....	77
Şekil 4.5: Demir klorür ile koagülasyonda ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin pH'ya göre değişimi.	78
Şekil 4.6: Demir klorür ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.	79
Şekil 4.7: pH 5'de demir klorür dozajına göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin değişimi. ..	81
Şekil 4.8: pH 5'de Demir klorür dozajlarına göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.	81

Şekil 4.9: Alüm ve FeCl ₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki ÇOK miktarındaki azalma.	83
Şekil 4.10: Alüm ve FeCl ₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki ÇOK giderimi.	84
Şekil 4.11: Alüm ve FeCl ₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki UV ₂₅₄ absorbans miktarındaki azalma.	85
Şekil 4.12: Alüm ve FeCl ₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki UV ₂₅₄ absorbansı giderimi.	86
Şekil 4.13: Adsorpsiyon denge süresine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin değişimi.	87
Şekil 4.14: Adsorpsiyon denge süresine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.	88
Şekil 4.15: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin değişimi.	89
Şekil 4.16: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.	90
Şekil 4.17: Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin değişimi.	91
Şekil 4.18: Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.	92
Şekil 4.19: Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin değişimi.	93
Şekil 4.20: Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.	94
Şekil 4.21: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin değişimi.	95
Şekil 4.22: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV ₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.	96
Şekil 4.23: Langmuir izotermi.	98
Şekil 4.24: Freundlich izotermi.	99

TABLO LİSTESİ

Sayfa No

Tablo 2.1: Hümik ve fulvik asitlerdeki temel elementler.....	9
Tablo 2.2: Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri.....	11
Tablo 2.3: Dezenfeksiyon yan ürünleri EPA standartları.	12
Tablo 2.4: Doğal organik maddelerin kimyasal grupları.	13
Tablo 2.5: İçme Sularında Organik Maddeler ve Ürünleri ile İlgili Değerler.....	15
Tablo 2.6: Dezenfeksiyon yan ürünlerinin potansiyel kanser faktörü.....	16
Tablo 2.7: Aquatik hümik bileşenlerin başlıca yapısal karakteristikleri	19
Tablo 2.8: Koagülantlar (yumaklaştırıcılar).....	51
Tablo 2.9: Farklı koagülant ve koagülant yardımcılarının kullanımının ham suyun özelliklerine etkisi.....	56
Tablo 3.1: Deneylerde kullanılan ham su numunesine ait kalite parametreleri.	61
Tablo 3.2: Kömürcüoda depolama alanında kullanılan kilin özellikleri	66
Tablo 4.1: Alüm ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışmalarının sonuçları.....	72
Tablo 4.2: Alüm ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışmalarının sonuçları.....	75
Tablo 4.3: Demir klorür ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışmalarının sonuçları... ..	78
Tablo 4.4: Demir klorür ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışmalarının sonuçları... ..	80
Tablo 4.5: Koagülant maddelerinin doğal organik madde miktarına etkileri.	82
Tablo 4.6: Adsorpsiyon denge süresini belirleme çalışmalarının sonuçları.....	87
Tablo 4.7: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkilerini belirleme çalışmalarının sonuçları.....	89
Tablo 4.8: Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkilerini belirleme çalışmalarının sonuçları... ..	91
Tablo 4.9: Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisini belirleme çalışmalarının sonuçları.....	93
Tablo 4.10: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisini belirleme çalışmalarının sonuçları.....	95

Tablo 4.11: Langmuir izoterm değerleri	97
Tablo 4.12: Freundlich izoterm değerleri.....	98
Tablo 4.13: Adsorpsiyon alışmaları sonucunda elde edilen langmuir ve freundlich izotermelerinin katsayıları	100

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
Ce	: Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu.
C ₀	: Çözeltideki başlangıç madde konsantrasyonu.
qe	: Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı.
K _F	: Adsorpsiyon kapasitesinin büyüklüğünü gösteren adsorpsiyon sabiti.
n	: Adsorpsiyon şiddetini gösteren adsorpsiyon derecesi.
b	: Adsorpsiyon enerjisi.
Q ₀	: Adsorpsiyon kapasitesi.
m	: Adsorban miktarı.
V	: Numune hacmi.

Kısaltmalar	Açıklama
AKOM	: Akuajenik kararlı organik madde
AP	: Anyonik polielektrolit
BPCOK	: Biyoparçalanabilir çözünmüş organik karbon
ÇOK	: Çözünmüş organik karbon
ÇOM	: Çözünmüş organik madde
DOK	: Doğal organik karbon
DOM	: Doğal organik madde
DYÜ	: Dezenfeksiyon yan ürünü
FA	: Fulvik asit
HA	: Hümik asit
HAA	: Haloasetik asit
KOM	: Kolloidal organik madde
KP	: Katyonik polielektrolit
MCLs	: Maksimum kirletici seviyesi
MRDLs	: Maksimum bakiye dezenfektan seviyesi
PACI	: Polialüminyum klorür
PAH	: Polinükleer aromatik hidrokarbonlar
PCB	: Poliklorlubifeniller
PKOM	: Pedojenik kararlı organik madde
POM	: Partiküler organik madde
RAK	: Reçine adsorpsiyon kromatografisi
SEM	: Taramalı elektron mikroskobu
SUVA	: Spesifik ultraviyole absorbans değeri
TÇM	: Toplam çözünmüş madde
THM	: Trihalometanlar
THMOP	: Trihalometan oluşum potansiyeli
TOK	: Toplam organik karbon

TTHM	: Toplam trihalometanlar
UOK	: Uçurulamayan organik karbon
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Dairesi
UV (A)	: UV absorbans
UV₂₅₄	: Ultraviyole lambalı 254 nm absorbans değeri

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

İÇME SULARINDAKİ DOĞAL ORGANİK MADDELERİN KOAGÜLASYON VE ADSORPSİYON YÖNTEMLERİYLE GİDERİLMESİ

Birgül KORKMAZ

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ

II. Danışman : Yard. Doç.Dr. Ender ÇETİN

Bu tez çalışmasında, İstanbul’da bulunan içme suyu kaynaklarından yüzeysel suyu temsilen Kağıthane İçmesuyu Arıtma Tesisi girişinden alınan numunelerde DOM ve ÇOK değişimleri belirlenerek, istenilen limitlere düşürülmesinde koagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleri incelenerek giderim verimleri karşılaştırılmıştır.

Çalışmanın, koagülasyon kısmında koagülant madde olarak alüminyum sülfat (alüm) ve FeCl_3 ; adsorpsiyon kısmında ise adsorplayıcı madde olarak kil kullanılmıştır. ÇOK giderim verimlerine bakıldığında koagülant madde olarak alüm kullanılması durumunda 42%’lik bir giderim verimi elde edilirken, FeCl_3 kullanılması durumunda ise 54%’lük bir giderim verimi elde edilmiştir. UV_{254} absorbansı giderim verimi FeCl_3 ’ün kullanılmasıyla 75% olarak elde edilirken, alümin kullanılması durumunda ise giderim verimi 66% olarak elde edilmiştir. Adsorpsiyon işleminde ise gerek ÇOK gerekse UV_{254} absorbansı giderim verimleri 30-40%’larda kalmıştır.

Haziran 2014, 124 Sayfa.

Anahtar kelimeler: Doğal organik madde, koagülasyon, adsorpsiyon, içme suyu giderimi.

SUMMARY

M.Sc. THESIS

REMOVAL OF NATURAL ORGANIC MATTERS FROM DRINKING WATER BY USING COAGULATION AND ADSORPTION METHODS

Birgöl KORKMAZ

İstanbul University

Graduate School of Science and Engineering

Department of Environmental Engineering

Supervisor : Prof. Dr. Neşe TÜFEKÇİ

Co-Supervisor : Asst. Prof. Dr. Ender ÇETİN

In this study, the NOM and DOC variations in the samples from the inlet of Kağıthane Drinking Water Treatment Plant which represents the surface water source of drinking water supplies in İstanbul were investigated the effects of coagulation and adsorption methods on the concentrations which have to be lowered between the limits are examined and the removal rates of the methods are compared.

In the coagulation studies, aluminium sulphate (alum) and FeCl_3 as the coagulant matter were used. In the adsorption studies, the clay as an adsorption matter was used. When the alum was used as a coagulant matter, the DOC removal rate was obtained upto 42%. When FeCl_3 was used, the removal rates was obtained upto 54%. When the FeCl_3 was used, the UV_{254} absorbance removal rate was obtained 75%, while it was obtained 66% when the alum was used. In the adsorption studies, both DOC and UV_{254} absorbance removal rates were 30-40%.

June 2014, 124 Pages.

Keywords: Natural organic matter, coagulation, adsorption, drinking water removal.

1. GİRİŞ

İçme sularının kimyasal ve mikrobiyolojik standartlara uygun olması içmesuyu arıtımının esas amacını oluşturmaktadır. Yeterince arıtılmamış, iyi dezenfekte edilemeyen ve organik madde miktarı fazla olan içme suları mikroorganizmaların büyümesine olanak sağlamalarının yanı sıra klor ile dezenfeksiyon sonrasında dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturmaktadır. Hümik ve fulvik asitler dezenfeksiyon sırasında dezenfeksiyon türüne bağlı olarak biyoparçalanabilir formlara ya da dezenfeksiyon yan ürünlerine (DYÜ) dönüşebilmektedir. Organik maddelerin biyoparçalanabilen organik kısmı bakteriler tarafından enerji ve karbon kaynağı olarak kullanılmaktadır ve dağıtım sisteminde bakteriyel yeniden çoğalma ile mikroorganizma varlığını arttırmaktadır. Ayrıca dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumunu da önemli ölçüde etkilemektedir.

İçme suyunun organik içeriğinin belirlenmesi ve bunların arıtım ile giderilmesi su dağıtım sisteminde mikrobiyal oluşumun ve kanserojen yan ürünlerin oluşumunu önlemede çok önemli bir faktördür.

Bu çalışmanın amacında, İstanbul'da bulunan içme suyu kaynaklarından yüzeysel suyu temsilen Kâğıthane İçmesuyu Arıtma Tesisi girişinden alınan numunelerle DOM ve ÇOK değişimleri belirlenerek, istenilen limitlere düşürülmesinde koagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleri incelenerek giderim verimleri karşılaştırılmıştır.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. İÇME SULARINDA ORGANİK MADDELER VE ÖZELLİKLERİ

Organik madde, karbon (C) ile birlikte hidrojen (H), oksijen (O) ve azot (N) atomlarından bir veya birkaçını içeren kimyasal maddeler sınıfına verilen genel bir isimdir.

Organik madde kavramı başlangıçta canlı organizmalardan kaynaklanan bileşikler belirlerken günümüzde kimyasal sentezlerle de organik maddeler üretilmektedir. Bunlar kükürt (S), fosfor (P), florür (F), klor (Cl), brom (Br), iyot (I) gibi maddelerden bir veya birkaçını içerebilir. C, H, O, N atomlarını içermesine rağmen, inorganik madde sınıfına giren bileşiklerde vardır $[CO, CO_2, (CO_3)^{-2}, (HCO_3)^{-1}, (CN)^{-1}]$. Organik maddeyi inorganik maddeden ayıran temel özellik, kuvvetli karbon-karbon bağlarıdır [1].

Organik bileşiklerin özelliklerinin tanınması, onların analiz metotlarının ve arıtma yöntemlerinin geliştirilmesine katkıda bulunmaktadır. Organik maddeleri, çevresel bakımdan fiziksel ve kimyasal özelliklerine göre sınıflandırmak mümkündür.

Organik Maddelerin Moleküler boyutu; organik bileşiklerin moleküler boyutu geniş bir aralıkta değişmektedir. Örneğin; Kloroform ($CHCl_3$) gibi basit bileşikler için 10^{-3} μm iken; kompleks hümik asit bileşikler için 1 μm 'dir.

Organik Maddelerin Moleküler ağırlığı; organik bileşiklerin moleküler ağırlığı çok geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Örneğin; Metan (CH_4) için 16 g/mol iken, polimerler için 10^6 g/mol'dür.

Organik Maddelerin Uçuculuk Özelliği; organik maddelerin uçuculuğu kaynama noktası veya buhar basıncıyla ifade edilmektedir. Organik bileşiklerin uçuculuk özelliği

de çok geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Örneğin; 1 atm'de vinilklorürün kaynama noktası -13,4 °C iken yine 1 atm'de krisenin kaynama noktası 400°C'dir.

İçme Sularındaki Organik Maddelerin Kaynakları ve Konsantrasyonları; içme sularında bulunan organik maddeler üç ana kaynaktan doğmaktadır. Bunlar [1]:

1. Suların arıtılması, dezenfeksiyonu ve iletilmesi esnasında ortaya çıkan organikler,
2. Su kaynaklarının ticari ve tarımsal faaliyetlerle direkt kirlenmesi sonucu ortaya çıkan organikler,
3. Su ortamında doğal olarak bulunan organik maddelerdir.

2.1.1. Doğal Organik Maddeler

Doğal organik maddeler (DOM), makro-moleküler hümkik yapılar, küçük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, aminoasitler, karbonhidratlar ve hidrokarbonlar gibi organik maddeleri içeren heterojen bir karışımdır [2, 3, 4, 5, 6]. Genellikle, ağırlığının %50-60'ı C atomlarından oluşurken, organik yapısında H, O, N, P ve S bulunur. DOM literatürde hidrofobisitelerine göre hümkik maddeler ve hümkik olmayan maddeler olmak üzere ikiye ayrılır. Hümkik olmayan maddeler, küçük boyutları dolayısıyla hidrofilik olan polisakkarit, protein ve lignin türevleridir. Hümkik maddeler ise, toplam organik karbonun %50-80 gibi büyük bir bölümünü oluşturan, hidrofobik ve bozunmaya karşı dirençli maddelerdir. Hümkik maddeler kendi içlerinde çözünürlüklerine göre hümin, hümkik asit ve fulvik asit olarak üçe ayrılır. Hümin, hümkik maddelerin çözünmeyen ve alkali çözeltiyle ekstraksiyonu sonucunda DOM'un kalan katı fazıdır. Hümkik ve fulvik asitler ise çözünebilen ve birbirlerinden asidik çözeltideki çözünürlüklerine göre ayrılırlar. Fulvik asitler, düşük pH'larda çözünürken; hümkik asitler, büyük moleküler ağırlıklarına karşın düşük karboksilik asit içerikleri nedeniyle düşük pH'larda çözünemezler. Fulvik asitlerin hümkik asitlere ağırlık oranı 3:1'den fazladır. Dolayısıyla DOM'un önemli bir kısmını fulvik asitler ve hümkik asitler oluşturmaktadır [7].

Tüm yüzeysel ve yeraltı sularında hatta yağmur suyunda bile bulunabilen doğal organik maddeler (DOM), kompleks biyotik ve abiyotik reaksiyonlar sonucu oluşur. Fiziksel olarak doğal organik maddeler (DOM), üç kısma ayrılır. Bunlar; çözünmüş organik maddeler (ÇOM), kolloidal organik maddeler (KOM) ve partiküler organik maddeler (POM) şeklindedir.

Sulardaki organik karbonun % 90'ı çözünmüş organik karbon (ÇOK) olarak bulunur. Bu da yaklaşık 1-20 mg C /L konsantrasyonlarına denk gelmektedir. Arıtmanın hedefi DOM'un büyük kısmını gidermek olduğuna göre, ÇOK'un giderilmesiyle istenen verim elde edilmiş olur [8].

DOM'un kompozisyonu ve fizikokimyasal karakteri hem zamansal hem de yersel açıdan çok çeşitlilik gösterebilir. DOM'un doğal sularda en çok bulunan bileşeni 0.45-µm filtreden geçen çözünmüş ve kolloidal kısmıdır (diğer bir deyimle çözünmüş organik madde: ÇOM) [3]. DOM, organik asitlerle birlikte az miktarda nötral ve bazik bileşenlerin kompleks bir karışımı olarak tanımlanır [4]. DOM'un fizikokimyasal kompozisyonu su ortamında meydana gelen bazı biyojeokimyasal süreçlerden etkilenir. Örneğin, karbonun alg ve sudaki bitkiler tarafından fikslenmesi, organik maddelerin biyolojik olarak bozunması ve dönüşümü ve sıvı ve katı fazlar arasındaki dağılım, fotodegradasyon ve oksidasyon gibi süreçler etkilidir [9]. Bunlara ilaveten, toprak ve bitki kalıntılarındaki organik maddelerin yağmur ve yüzeysel akım ile taşınımı, sedimentten difüzyon ve canlı veya çürümüş bitkiler de doğal sulardaki organik madde içeriğine katkıda bulunurlar [10]. DOM'un biyolojik olarak parçalanabilen kısmı organizmaların büyüme ihtiyaçları için hızla tüketildiğinden, su ortamında bulunan DOM'ların çoğu daha ziyade farklı kaynaklı kararlı bileşenlerden oluşmaktadır [11]. Ancak, mikrobiyal prosesler ve fotokimyasal reaksiyonlar gibi bazı mekanizmalar yavaş da olsa DOM'un kimyasal reaktivitesini ve yapısını değiştirebilir. 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 taşınmaları üzerindeki etkileri, presipitasyon reaksiyonları ve minerallerin

çözünmesinde yer almasından dolayı, su sistemlerindeki jeokimyasal reaksiyonlar DOM'lar tarafından kontrol edilir. DOM'lar, yüzeysel sularda ışık bölgesinin derinliğini kontrol eder, nütrientlerin biyolojik kullanılabilirliğini etkiler ve mikrobiyal büyüme için karbon kaynağı sağlar [4, 9]. DOM'lar, karbonhidratlar ve proteinler gibi önemli mikrobiyal substratları da yapılarına bağlayabilir [12]. DOM'lar, hidrofobik organiklerin (örn. pestisitler), metallerin (örn. kurşun, kadmiyum, bakır ve civa), radyonükleoitlerin (örn. plutonyum ve uranyum) hareketini ve taşınımını arttırmırlar. Böylece, su ortamında hemen hemen hareketsiz kabul edilen bu kimyasallar yapı ve aktivite ilişkileri kullanılarak tahmin edilen mesafelerden daha uzaklara taşınabilir [9]. Ayrıca, DOM ile kompleks oluşturdudan sonra bu kimyasalların biyolojik kullanılabilirlikleri ve jeokimyasal dönüşümleri de değişebilir [12]. Doğal sularda DOM'ların bulunması içme suyu arıtımında ve dağıtım sistemlerinde oldukça fazla problemler oluşturur. DOM'un sebep olduğu problemler arasında; dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturabilmesi, dağıtım sistemlerinde substrat olarak mikrobiyolojik yeniden büyümeye sebep olabilmesi, metalleri ve hidrofobik sentetik organikleri yapısına bağlayarak onları arıtılması zor hale getirmesi, içme suyunda tat ve koku oluşturmaları, arıtma proseslerinin etkinliğine zarar vermesi (örneğin; membranların ve aktif karbonların tıkanması) ve daha fazla koagülant ve dezenfektan gereksinimine sebep olması sayılabilir [13].

2.1.2. Doğal Organik Maddelerin Sınıflandırılması

DOM, doğal sularda 5000-50000 Dalton arası moleküler büyüklüğe sahip polifenolik moleküllerdir. DOM özellikle hidrofobik (hümkik bileşenler), hidrofilik ve transfilik fraksiyon şeklinde 3 kısma ayrılabilir. Hidrofobik fraksiyon, büyük moleküler ağırlıklı ÇOK (çözünmüş organik karbon)'un %50'sini oluşturur. Hidrofilik fraksiyon, polisakkaritler, aminoasitler, proteinler v.b. gibi düşük moleküler ağırlıklı ÇOK'un %25-40'ını oluşturur ve hümkik olmayan fraksiyon olarak belirlenir. Transfilik fraksiyon, ÇOK'un %25'ini oluşturur, fakat moleküler ağırlığı, hidrofobik ve hidrofilik fraksiyon arasındaki değerlerdir. DOM'un hümkik bileşenlerden oluşan büyük bir kısmı

toprakta toplam organik karbon (TOK), toplam organik karbon'un %60-70'ini ve suda ÇOK'un %60-90'ını oluşturur [14].

Hümik bileşenlerle ilgili tablo, bu terim oldukça heterojen yapıli organik makromolekülleri ifade ettiğı için belirsizliklerle doludur. Hümik bileşenler 300-30000 Da. arası yüksek moleküler ağırlıklı, polar, amorf, kahverengi veya siyah, hidrofilik, asidik, makromoleküler kümelerdir. Parçalayıcı prosesler olmadan yapıları sınıflandırılmaz, bu sebeple fiziksel ve kimyasal karakteristiklerinin tam olarak belirlenmesi zordur. Hümik bileşenler, karboksilik ve fenolik gruplarının bolluğundan dolayı negatif yüklüdür. Yüklü grupların hidrasyonuna ve çözünmeyen hümik bileşenlerin yükleri arasındaki elektrostatik itmeye bağılı olarak, kendilerini elektrostatik itmenin azalması veya artması ve daha sıkı veya zayıf halka konfigürasyonu ile sonuçlanan çevresel şartlara göre ayarladıkları söylenebilir. Hümik ve fulvik maddelerin yapısal özellikleri birbirine benzer olmakla birlikte aralarında moleküler ağırlık ve fonksiyonel gruplar açısından iki önemli fark vardır. Hümik bileşenler, çözünürlük ve moleküler ağırlıklarına göre sınıflandırılabilirler.

- *Hümik asitler:* Büyük hümik asitler, lineer yerine küresel olduklarından ve küresel şekillerinden dolayı fonksiyonel grupların serbest olamamasından ve onları metallere bağlamaya yetmeyeceğinden dolayı bağlama etkeni olarak verimsizdir. Ortalama moleküler ağırlığı 2000–5000 Da'dır. Kimyasal yapılarında fenol grupları ve uzun karboksilik yağ asitleri v.b. baskındır. Bu makromoleküller, fulvik asitlerle karşılaştırıldığında daha hidrofobiktir. Hümik asitler bazik ortamda çözünür, asidik ortamda (çok düşük pH değerlerinde pH=1-2) ise pıhtılaşır ve çöker.

- *Fulvik asitler:* Fulvik asitler, hümik asitlere göre daha küçük boyutlu, daha büyük yüklü ve daha polardırlar. Daha yakın düzenlenmiş negatif yükler arasındaki itme, makromoleküllerin, hümik asitlerdeki küresel şekilden farklı olarak lineer şekillenmesine neden olur. Fulvik asitin, hümik asit ve hümüne göre moleküler ağırlığı düşüktür, fakat daha fazla hidrofilik gruplar içerir. Ortalama moleküler ağırlık <2000 Da, makromoleküllerin ortalama uzunluğu 60 nm, ortalama çap 2 nm'dir. Bu bileşenler

genellikle suda çözünebilirdir. Düşük pH’ da fulvik asit çözünmüş olarak kalır. Fulvik asit, karboksilik fonksiyonel gruplarının yüksek konsantrasyonu dolayısıyla hümik asitten daha asidiktir. Fulvik asidin oksijen muhtevası yüksektir ve birim ağırlık başına daha fazla fonksiyonel grup içerir (COOH, OH, C-O). Karboksilik gruplarla birlikte fenolik-OH grupları, organik maddenin kation değiştirme kapasitesinin yanı sıra metallerle kompleksiyonuna da katkıda bulunur. Karboksilik gruplar, fenolik-OH gruplarından daha reaktiftir, çünkü karboksilik gruplar daha kolay disosiyeye olur.

- *Hümikler (Hümin)*: Bazlarda ve asitlerde çözünmeyen hümik bileşenler fraksiyonunu oluştururlar. Metil-izobutil-ketonla fraksiyonlarına ayrılır. Hümikler, yağ asitleri ve hümik asitlerle birleşik bitümden oluşurlar. Hümin fraksiyonu alkalın veya asit şartlarında çözünmezdir [1, 15, 16].

Ayrıca hümik fraksiyonları kaynaklarına bağlı olarak iki gruba da ayırmak mümkündür [4, 17]. Bunlar:

- *Pedojenik (toprak) kararlı organik madde (PKOM)*: Toprak ve karasal bitki kaynaklıdır ve yüksek derecede aromatik bileşiklerin (lignin gibi) bir karışımıdır. Su ortamına vejetasyonca zengin karasal su havzasından girerler [9]. Doğal sulardaki DOM’ların çoğu su havzalarındaki topraktan kaynaklanır, akıntı ve sığ yeraltı suyu ile yüzey sularına taşınır.
- *Akuajenik (sucul kaynaklı) kararlı organik madde (AKOM)*: Su kaynaklıdır ve çoğunlukla alifatik organik maddeleri içerir. Genellikle alifatik yapıda, ve fenolik ve aromatik içerikleri az olan alg ve cyanobakteri türleri ve bunların bozunması sonucu açığa çıkan hücre içi bileşenleri AKOM’un temel kaynaklarıdır [9, 18]. AKOM’un alglerden kaynaklanan kısmı, algojenik madde olarak tanımlanır. Akuajenik hümik maddelerin üretimi, genellikle enzimler (fenolaz gibi) ile koordine edilen oksidasyon tepkimeleriyle oluşur [19]. Akuajenik hümik maddelerin oluşmasını sağlayabilecek diğer bir mekanizma, şekerlerle amino asitler arasındaki Brownian reaksiyonlarıdır [20].

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 [21, 22]. Çözünmüş fraksiyon, DOM bileşenlerinin 0.45- μm '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 hücrel salgılardan oluşur, ve minerallerle bağlı olarak bulunabilir [9, 23].

Hümik maddeler belirli (özgün) veya genel bir yapıya sahip olmadıkları için, pH fonksiyonlarına bağlı sudaki çözünürlükleri temel alınarak şu şekilde sınıflandırılırlar [2, 22].

- 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.

Hümik ve fulvik asitlerin bileşimini oluşturan temel elementlerinin kuru ağırlık olarak yüzdeleri ise Tablo 2.1'de gösterilmiştir.

Tablo 2.1: Hümik ve fulvik asitlerdeki temel elementler [24].

Element	Hümik Asit %100 Kuru Ağırlık	Fulvik Asit %100 Kuru Ağırlık
C	50-60	40-50
H	4-6	4-6
O	30-35	44-50
N	2-6	<1-3
S	0-2	0-2

Diğer doğal organik maddeler ise mikroorganizmalardır. Mikroorganizmalar, doğal organik maddelerin önemli bir kaynağını oluştururlar. Algler, bakteriler, aktinomisetler yüzeysel sularda en yaygın bulunan mikroorganizmalardır. Bu organizmaların popülasyonlarının geliştiği dönemler alg patlamalarının olduğu dönemlerdir ki, hücre kütleleri hemen hemen suyun toplam TOK miktarını oluşturur. Bunun dışında mikroorganizmaların su ortamına verdiği metabolik ürünler özellikle önemlidir. Bunların çıkardığı salgılar suya tat ve koku verir. Örneğin metilisobernoel ve geosmin sudaki koku ve tadın en önemli nedeni olup mavi-yeşil algler ötrofik sulardaki baskın alg türüdür ve onların metabolik artıkları olan hidroksiaminasid çözünmüş demiri bağlamaktadır. Biyolojik orjinli maddeler dışında petrol esaslı maddelere (yüksek molekül ağırlıklı alifatik ve aromatik hidrokarbon kirleticiler) yüzeysel sularda daha az rastlanır. Doğal gaz ve fuel oil depo edilen yerlerde meydana gelen sızma sonucu, bu yüksek molekül ağırlıklı alifatik ve aromatik hidrokarbon kirleticilere yer altı sularında daha çok rastlanır [1].

2.1.3. Doğal Organik Maddelerin Su Kalitesi ve İnsan Sağlığı Üzerine Etkileri

Doğal organik maddelerin gerek insan sağlığı açısından gerekse su kalitesi yönünden pek çok zararlı etkisi bilimsel çalışmalar neticesinde ortaya konmuştur.

2.1.3.1. Su Kalitesi Üzerine Etkisi

Doğal organik maddelerin çok sayıda içme suyu arıtma tesisinin verimini ve tasarımını etkilediği bilinmektedir. Bu etkinin içme suyu eldesi yönünden önemi, doğal organik

maddelerin (DOM), klorla etkileşimi sonucu trihalometanlar (THM) gibi kanserojenik ürünler oluşturduğunun fark edilmesi ile daha da artmıştır.

Sulardaki DOM'un varlığı içme suyu arıtma işlemlerinde birçok probleme neden olur. Örneğin, koagülant ve oksidant ihtiyacını artırır, filtre ömrünü kısaltırlar, suya renk verirler ve şebeke sistemlerinde bakterilerin tekrar büyümesine yardımcı olurlar. Ayrıca, halk sağlığı açısından en önemli husus, DOM'ların klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu mutajenik ve kanserojenik olmalarından şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturmalarıdır [25, 26, 27]. Arıtım sırasında uygulanan dezenfeksiyon türüne bağlı olarak içme suyunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri dezenfektan kalıntıları, inorganik yan ürünler, organik oksidasyon yan ürünleri ve halojenli organik yan ürünler olarak dört gruba ayrılmaktadır. Tablo 2.2'de halk sağlığı açısından önemli olan dezenfeksiyon yan ürünleri ve dezenfektan kalıntıları verilmiştir. Halojenli organik yan ürünler, doğal organik maddenin serbest klor ve serbest brom ile reaksiyonundan meydana gelmektedir. Su içerisindeki organik azot miktarı da haloasetonitril, halopikrin ve siyanojenlerin oluşumunu etkilemektedir. Ozon ve peroksit gibi güçlü oksidantlarla suda bulunan organik maddelerin oksidasyonu sonucu biyobozunabilir çözülmüş organik karbon ve asimile edilebilir organik karbon olarak isimlendirilen, daha kolay biyoparçalanabilen formlar oluşmaktadır [28].

Tablo 2.2: Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri [28].

DEZENFEKTAN KALINTILARI	HALOJENLİ ORGANİK YAN ÜRÜNLER
Serbest Klor Hipokloröz asidi Hipoklorit iyonu Kloraminler Monokloramin Klordioksit	Trihalometanlar Kloroform Bromodiklorometan Dibromoklorometan Bromoform Haloasetik asit Monokloroasetik asit Dikloroasetik asit Trikloroasetik asit Monobromoasetik asit Dibromoasetik asit Haloasetonitril Dikloroasetonitril Bromokloroasetonitril Dibromoasetonitril Trikloroasetonitril
İNORGANİK YAN ÜRÜNLER	Haloketonlar 1,1 dikloropropanon 1,1,1 trikloropropanon Klorofenoller 2-klorofenol 2,4 diklorofenol 2,4,6 triklorofenol Kloropkrin Kloral hidrat Siyanojen klorür
ORGANİK OKSİDASYON YAN ÜRÜNLERİ	
Aldehitler Formaldehit Asetaldehit Glioksal Hegzanal Heptanal Karboksilik asitler Hegzanoik asit Heptanoik asit Oksalik asit Asimile edilebilir organik karbon (AOC)	

Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Dairesi (USEPA) dezenfeksiyon sonucu oluşan DYÜ'nün halk sağlığına olan etkisini minimize etmek için Dezenfektanlar {Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Yönetmeliği (D/DYÜ)} adı altında uyulması zorunlu standartlar oluşturmuştur. Bu yönetmeliğin yürürlüğe girmesiyle çeşitli dezenfektanlar için maksimum bakiye dezenfektan seviyeleri (MRDLs) ve DYÜ'leri için de maksimum kirletici seviyeleri (MCLs) belirlenmiştir. Yönetmeliklerde zaman içinde yapılacak değişimler sonucu içme suyu arıtma tesislerinde DYÜ oluşumunu minimize etmek için daha kapsamlı önlemler alınması ve sistemin geliştirilmesi gerekecektir. ABD'deki içme suyu yönetmelikleri, limit değerlerin sağlanması için içme suyu arıtma tesislerinin dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumunda en önemli rol oynayan ve öncü bileşikler (prekürsör) olarak adlandırılan toplam organik karbon (TOK) konsantrasyonunu 2 mg/L'nin altına çekmelerini zorunlu kılmaktadır [29]. Dezenfeksiyon yan ürünleri için EPA tarafından belirlenen standartlar tablo 2.3'te

verilmiştir. Dünya Sağlık Teşkilatı Standartları ise TTHM için 460 µg/L olup bromoform, dibromoklorometan, bromodiklorometan ve kloroform için sırasıyla 100, 100, 60, 200 µg/L'dir.

Tablo 2.3: Dezenfeksiyon yan ürünleri EPA standartları [30].

Dezenfeksiyon Yan Ürünleri	Maksimum Kirletici Seviyeleri
Toplam Trihalometanlar	80 µg/L
Haloasetik asitler	60 µg/L
Bromat	10 µg/L
Klorit	1,0mg/L
Klor	4,0 mg/L
Kloraminler	4,0 mg/L
Klordioksit	0,8 mg/L

DYÜ oluşumunu azaltmak için, ilk olarak tepkimeye girmesi en muhtemel bileşenler ve fizikokimyasal yapıları aydınlatılıp pratik olarak ölçülebilen parametrelere bağlandıktan sonra, DYÜ öncülerinin giderim teknikleri ve dezenfeksiyon pratikleri uygulanabilir. Genel olarak hidrofobik ÇOM (çözünmüş organik madde) en önemli DYÜ işaretçilerinden kabul edilir, ama dezenfektanlarla reaksiyona girip istenmeyen DYÜ'leri oluşturabilen hidrofilik ÇOM bileşikler de konvansiyonel metodlarla sudan arılamaz. Azot yönünden zengin yapılar (proteinle ilişkili ya da protein yapıda) problemli hidrofilik ÇOM fraksiyonunun önemli bir işaretidir [31, 32].

Suda meydana gelen çeşitli biyojeokimyasal olaylar ÇOM'un fizikokimyasal yapısını etkilemektedir. Bu olaylar; alglerin ve sudaki bitkilerin karbon fiksasyonu, organik materyalin toprak ve bitki artıklarından ayrılıp yüzeysel sulara geçmesini sağlar. Sedimentten difüzyon yolu ile sulardaki organik madde çeşitlenir. Ayrıca yaşayan ya da çürümüş bitki topluluklarında sulardaki organik maddelerin çeşitliliğini arttıran önemli kaynaklardır. Organizmalar ÇOM'un biyolojik parçalanabilir fraksiyonunu büyüme ve metabolizma faaliyetlerini sürdürmek için enerji kaynağı olarak kullandıklarından dolayı, bu faaliyetler sonrası su sistemlerinde çoğu değişik kökenli ve oldukça stabil ÇOM bileşikler oluşmasına neden olurlar. Bu yüzden mikrobiyolojik

olaylar ve fotokimyasal reaksiyonlar gibi bazı mekanizmalar, ÇOM'un kimyasal reaktivitesi ve yapısını yavaş olarak değiştirebilir [31, 32].

Çevrede hümik bileşenlerin mevcudiyetinin olumlu ve olumsuz sonuçları vardır. Hümik bileşenler içme suyunda kokuya neden olur, ayrıca organizmalara zararlı etkide bulunabilirler. Bakır ve iyotun hümik asitte fiksasyonu organizma tarafından alımını azaltır ve erkeklerde endemik guatra neden olabilir. Diğer yandan, hümik bileşenler ağır metalleri bloke ederek toksik etkilerini azaltırlar ve bu yolla bu gibi elementlerin canlılarda olası birikimini engellemiş olurlar. Hümik bileşenler arıtma proseslerinde de çeşitli etkilere sahiptirler. İçme suyu arıtma tesisi giriş suları genellikle 2-6 mg/L DOK (doğal organik karbon) içerir. Ayrıca hümik ve fulvik asitlerin güçlü hidrofobik fonksiyonlarının renk problemine yol açtığı bilinmektedir. Yüzeysel sularda bulunan çözünmüş organiklerin yaklaşık %45'inin hidrofobik akuatik hümiklerden oluştuğu tahmin edilmektedir. Bu oran yüksek renkli sularda %10–90 arasında değişmektedir. Tablo 2.4'de hidrofobik ve hidrofilik doğal organik maddelerin kimyasal grupları verilmiştir.

Tablo 2.4: Doğal organik maddelerin kimyasal grupları [24].

Kimyasal Grup	
<i>Hidrofobik</i>	
Kuvvetli asit	Hümik ve fulvik asitler, yüksek molekül ağırlıklı alkilleri, monokarboksilik ve dikarboksilik asitler, aromatik asitler
Zayıf Asit	Fenoller, taninler, ara ürün yüksek molekül ağırlıklı alkilleri ile monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Proteinler, aromatik aminler, yüksek molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Hidrokarbonlar, aldehytler, yüksek molekül ağırlıklı metil karbonlar ve alkil alkoller, eterler, furanlar
<i>Hidrofilik</i>	
Asitler	Hidroksi asitler, şekerler, düşük molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Aminoasitler, purinler, pyrimidinler, düşük molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Polisakkaritler, düşük molekül ağırlıklı alkilleri ile alkol ve ketonlar

Sonuç olarak; su kaynaklarında hümik bileşenler çeşitli sebeplerle istenmezler. Hümik bileşenlerden kaynaklanan başlıca problemler aşağıda sıralanmıştır [16]:

- Suda renk oluşturmaları gibi estetik açıdan istenmeyen problemler meydana getirmeleri,
- Bazı organik maddeler içme suyu sistemlerinde tat ve koku problemlerine yol açarlar,
- Klorlamada potansiyel olarak zararlı THM'lerin prekürsörleri olarak davranmaları,
- Klorlamada oluşan diğer klor içeren düşük ve yüksek moleküler ağırlıklı organik bileşenlerin prekürsörleri olarak davranmaları,
- Ozonlamada oluşan düşük ve yüksek moleküler ağırlıklı organik bileşenlerin prekürsörleri olarak davranmaları,
- Koagülasyonda dağılmış veya koloidal partikülleri stabilize etmeleri,
- Ozonlamada biyolojik olarak parçalanamayan organik bileşenlerin oluşumuna neden olmaları ve bu sebeple su dağıtım sistemlerinde mikroorganizmaların yeniden gelişimini artırmaları,
- GAC adsorpsiyonunda adsorpsiyon bölgelerinde kirleticilerle rekabet etmeleri,
- Dağıtım sistemlerinde çökmeleri, bu çökmenin musluk suyu kalitesini düşürmesi, boruları korozyona uğratması ve boruların temizlenmesi ihtiyacı yaratmasıdır.
- Arıtılmış sularda bulunan organik maddeler dağıtım sistemlerinde ayrışarak mikrobiyolojik kalite değişikliklerine yol açarlar.
- Organik bileşiğin varlığı, konvansiyonel arıtım sistemlerinde anyon değiştirici, membran ve demineralizasyon prosesleri gibi ilave arıtım ünitelerine ihtiyaç duyulmasına yol açmaktadır.
- Sularda bulunan organik bileşiklerin, demir ve mangan giderimi ve oksidasyonuna olumsuz etkide bulunduğu belirtilmiştir.

- Dezenfeksiyon amacı ile suya verilen klorun suda bulunan hümik maddeler veya diğer antropojenik bileşiklerle reaksiyona girmesi sonucunda halojenler ve diğer halojenli organik bileşikler oluşturmaktadır.
- Bazı organik bileşiklerin toksik ve kanserojen olduğu ve düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığı için zararlı olduğu bilinmektedir. Hümik maddeler kendi başlarına zararsız olsalar bile, suda bulunan pestisit, ağır metal ve diğer benzeri maddelerle zararlı bileşikler oluşturabilmektedir.

İçme sularında bulunan organik maddeler ve ürünleri ile ilgili değerler (Türk Standartları 266/ Nisan 1997) tablo 2.5’de verilmiştir [33].

Tablo 2.5: İçme Sularında Organik Maddeler ve Ürünleri ile İlgili Değerler [33].

Madde	Tavsiye Edilen Değer	Müsaade Edilen Değer
Pestisitler ve ilgili ürünler, toplam, (µg/L)	-	0.5
Organoklorlu insektisitler, herbir madde ayrı ayrı, (µg/L)	-	0.1
Poliklorlu bifeniller (PCB’ler), herbir madde ayrı ayrı, (µg/L)	-	0.1
Herbisitler, her bir madde ayrı ayrı, (µg/L)	-	0.1
Permanganat İndeksi (KMnO ₄ ile yükselgenebilir mad.), (mg O ₂ /L)	2	5
Kloroformla ekstrakte edilebilen maddeler, (mg kuru kalıntı/L)	0.1	0.5
Çözülmüş veya emülsiyeye hidrokarbonlar (petrol eteri ekstraksiyondan sonra), Mineral yağlar, (µg/L)	-	2000
Toplam tri holometanlar, (µg/L)	-	10
Fenoller, fenol indeksi olarak, (µg C ₆ H ₅ OH/L)	-	0.5

2.1.3.2. İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi

THM'ler kloroform, dibromoklorometan, diklorobromometan ve bromoform maddelerini içerirler. Bazı çalışmalarda klorlanmış içme suyu ile kanserden dolayı ölüm oranında bir doğru orantı olduğu gözlenmiştir. Bu saptama yapılırken bazı kişisel faktörler; özellikle beslenme alışkanlığı ve sigara içme alışkanlığı göz önünde bulundurulmuştur. Ayrıca bu verilerin kişisel değil, umumi datalar olması sebebiyle çok fazla temsil edici olmadığına ve anlamlı sonuçlar vermediğine dikkat edilmelidir. İçme suyundaki herhangi bir kirleticie maruz kalma seviyesi günlük şahsi tercihlere ve doğrudan kontrol imkanı çok az olan çeşitli faktörlere bağlıdır. Yaşadığımız yerden, içilen şey ve yaşıyoruz maruz kalma durumunu etkiler. Ağızdan alınmalarda bileşiğin %100'ünün, solunum yoluyla %50'sinin alındığı ve suyun deriyle temasından ise çok az bir miktarının alındığı kabul edilmektedir [1].

Her bir THM türünün taşıdığı risk farklıdır. Tablo 2.6'da her bir türün potansiyel kanser faktörü verilmiştir. Teorik risk = THM türleri * Risk faktör

Tablo 2.6: Dezenfeksiyon yan ürünlerinin potansiyel kanser faktörü [34].

Dezenfeksiyon Yan Ürün	Potansiyel kanser faktörü (vaka/kişi/yaşam süresi/mg/kg kişi ağırlığı/gün)
Kloroform	0,0061
Bromodiklorometan	0,062
Dibromoklorometan	0,062
Bromoform	0,0079
Dikloroasetik asit	0,11
Trikloroasetik asit	0,083

Uçucu klorlu organik bileşiklerin her birisi sudan havaya transfer olabilir. Yapılan çalışmalar, bu durumun evlerde sürekli olduğunu göstermiştir. Kapalı, bir banyoda duş esnasında 20-30 kg su harcandığında bu bileşikler havaya geçmektedir. Duş alan kişi banyodayken bu bileşiklerle zengin bir havayı teneffüs etmektedir. Normal bir ev havasında uçucu organik bileşiklerin konsantrasyonu hakkında elde edilebilir veri çok

azdır. Ev havasında radon miktarını araştıran çalışmalar yapılmış ve radon miktarının uçucu organik bileşiklerle yaklaşık aynı etkiye sahip olduğu sanılmaktadır [1].

Bazı hayvanlar üzerinde yapılan epidemiyolojik çalışmalar, bu bileşiklerin insanlarda kalın bağırsak kanseri, mide kanseri, lenf kanseri gibi hastalıklara yol açtığı sonucunu ortaya çıkartmaktadır [35, 36]. Bundan dolayı, bu bileşikler yoluyla içme suyunda oluşacak sağlık risklerini azaltmak için, gelişmiş ülkelerde özellikle ABD ve Avrupa Birliği (AB) ülkelerinde bu iki bileşik için maksimum kabul edilebilir seviye diye adlandırılan bazı limitler oluşturulmuştur. ABD’de, Çevre Koruma Ajansı (EPA) THM ve HAA için 80 µg/L ve 60 µg/L limiti getirmiştir [37]. AB Ülkelerinde sadece THM için 100 µg/L limiti içme suyu yönetmeliklerinde yerini almıştır [38]. Öte yandan AB’ye üye olma noktasında ki ülkemizde, Şubat 2005’te yürürlüğe giren yönetmelikle THM limiti 150 µg/L olarak belirlenmiştir [39].

2.1.4. Sucul Ortamda Doğal Organik Maddeler ve Arıtılabilirliği

Suda bulunan organik maddelerin büyük çoğunluğu hümkik madde denilen ve sudaki canlı organizmalardan kaynaklanan doğal organik maddelerdir. Su ortamında hümkik maddeler asit ve alkali ortamlardaki çözünürlüklerine göre iki gruba ayrılır:

- Bazik ortamda çözünen ve asidik ortamda çökelen hümkik asit,
- Düşük pH’ da çözünmüş olarak kalan fulvik asit [1].

HA (hümkik asit), yüksek pH’ta (10) çözülebilirken, fulvik asit, herhangi bir pH’ta suda çözünürdür. Hümin suda siyah renkte mevcuttur ve hiçbir pH’ta çözünmez [14].

Su kaynaklarında hümkik asitler metal iyonları ile kompleks oluşturabilir ve pestisit ve hidrokarbonların çözünürlüğüne katkıda bulunurlar. Hümkik asitler sudaki en önemli güneş ışığı absorblayıcılarıdır ve bazı sucul kirleticilerin oksidasyonunu fotosentez edebilen biyolojik olarak önemli bileşenlerdir.

Suda DOM (UV_{254}) gidermek için birçok konvansiyonel arıtma tekniği uygulanabilir. Koagülasyon/flokülasyon, adsorpsiyon veya iyon değiştirme gibi bu metotlar, kirleticilerin su fazından diğer bir faza giderimine veya biyolojik parçalanmaya dayalı metotlardır. Biyolojik parçalanmaya dayalı metotlar yeterli olamayabilirler, çünkü doğal olarak bulunan hümik asitler, kısmi aromatik yapıları dolayısıyla parçalanmaya dirençlidirler.

Sudaki organik kirleticilerin arıtımı için ileri oksidasyon prosesleri önemli proseslerdir. Bu prosesler, başlatıcı olarak işlev gören hidroksil radikalleri gibi oldukça reaktif serbest radikaller oluşumuna dayanırlar. Bu prosesler, yüksek moleküler refractory maddelere göre daha kolay parçalanabilen düşük moleküler fraksiyonların oluşumunu sağlarlar. Tam oksidasyonun son ürünleri, mineralizasyon neticesi CO_2 ve su olabilir.

Hümik bileşenler fenolik OH, karboksilik ve hidrokarbon iskeletine bağlanmış alifatik OH grupları gibi çeşitli fonksiyonel gruplarına bağlı olarak elektrolit olarak kabul edilebilirler. Örneğin, yüksek oksijen içeriğine sahip materyaller, yüksek fonksiyonel grup konsantrasyonuna sahip olacaktır. Diğer yandan, fonksiyonel grubun oksijen içeriği yüksek olduğunda, materyal daha asidik olacak ve metal iyonları ile kompleksleşmesi artacaktır. Hümik moleküllerin katyon değiştirme bölgeleri başlıca hidrojen iyonları ile dolduğunda, materyal asit olarak düşünülebilir. Fakat pH üzerine önemli bir etkisi yoktur, çünkü asit suda çözünmez. Katyon değiştirme bölgelerindeki baskın katyon hidrojenden başka ise, materyal hümat olarak isimlendirilir. Tek değerlikli alkali metallerin hümatları suda çözünürdür, fakat çok değerlikli metallerin hümatları suda çözünmez. Hümik bileşenlerin başlıca karakteristikleri Tablo 2.7’de verilmektedir [16].

Tablo 2.7: Aquatik hümik bileşenlerin başlıca yapısal karakteristikleri [16].

Yapısal karakteristik	Yorum
Moleküler ağırlık	Analitik metoda bağlıdır (UF, X-ışını) HA=2-5 kD FA= 0.5-2 kD
UV absorpsiyonu	Karakteristik aralığa sahip değil HA, FA'den daha fazla absorblar 1 l FA için (254 nm'de) 0.025-0.04 AU/mg C
Aromatik karbon içeriği	NMR ¹³ C ile: Toplam karbonun %20-40 ı
Karboksilik fonksiyonları	Titrimetri veya NMR ¹³ C ile: 4-7 meq/g HA veya FA 1 l FA titrimetrisi ile: 12 meq/g C
OH-Fenolik fonksiyon	Titrimetri veya NMR ¹³ C ile: 1-4 meq/g HA veya FA
Karbonhidrat içeriği	Toplam karbonun %2-4 ü
Aa içeriği	Toplam karbonun %0.5-1 i

2.1.4.1.Organik Maddelerin İzolasyon Teknikleri

- Sıyırma ile Tutma: Sulu çözelti içinden inert gaz geçirerek organiklerin sıyrılması, daha sonra bir adsorbant kolon üzerinde tutulması prensibine dayanır. Kaynama noktası düşük uçucu organiklerin analizi için kullanılır. Analiz konsantrasyonu µg/L mertebelerindedir.
- Sıvı-sıvı Ekstraksiyonu: Sulu çözelti, organik çözücü ile karıştırılır. Organikler çözücü faza geçer. Çözücü; suda çözünmeyen nonpolar bir organik çözücüdür. Ekstraksiyonla ayrılabilen maddeler; pestisitler, poliklorlubifeniller (PCB), organik asitlerdir. Uçuculuğu fazla organiklere bu metot uygulanamaz. İçme suyunda THM 'ların rutin ölçümlerinde kullanılabilir.

- Adsorpsiyon: Eser miktarda organiklerin çok miktarda sudan ayrılması için önce adsorpsiyon, daha sonra adsorplanan maddenin çözücü yardımıyla alınması işlemlerinden oluşur. Adsorbant genellikle polimer reçine veya aktif karbondur. Yüksek moleküler ağırlıklı organikler için adsorpsiyon işlemi, sıvı-sıvı ekstraksiyondan daha etkilidir.
- Kapalı Çevrimde Gaz Sıyırma: Sıyırma ile tutma yönteminin farklı bir versiyonudur. Bu yöntemde su içinden geçirilen hava ile sıyırılan organikler bir aktif karbon kolonunda tutulur. Sıyırma işlemi 1-2 saat devam ettikten sonra, kolondaki organikler bir çözücü yardımıyla ekstrakte edilir. Minimum tayin limiti en düşük olan yöntemdir.

2.1.4.2. Organik Maddelerin Giderilmesinde Kullanılan Başlıca Prosesler

- Ters osmoz: Değişken aralıktaki maddeler için etkilidir.
- İyon Değişimi: Fenol ve aminler gibi polar ve iyonize organikler organik bileşikler için kullanılır.
- Havayla Sıyırma: Uçucu organikler, CCl₄ için uygundur.
- Adsorpsiyon: Pestisitler, polinükleer aromatik hidrokarbonlar (PAH), THM için iyi bir giderim verimi sağlar.
- Oksidasyon: Yüksek moleküler ağırlıklı hümik ve fulvik asitlerin gideriminde kullanılır.
- Koagülasyon: Yüksek moleküler ağırlıklı hümik ve fulvik asitlerin gideriminde kullanılır.

2.2. ADSORPSİYON

2.2.1. Adsorpsiyon Hakkında Genel Bilgi

Bir fazda bulunan iyon ya da moleküllerin, bir diğer fazın yüzeyinde yoğunlaşması ve birikmesi işlemi adsorpsiyon olarak tanımlanır. Birikim gösteren maddeye adsorbat, adsorplayan maddeye ise adsorban ya da adsorbent denilmektedir. Bir adsorbat

adsorbanla temasa getirildiğinde adsorbatın bir kısmı adsorban tarafından tutulur. Adsorbat molekülleri adsorbanın iç kısımlarına nüfuz ediyorsa absorpsiyon, adsorbanın yüzeyine tutunuyorsa adsorpsiyon, her iki olay birlikte gerçekleşiyorsa sorpsiyon ve tutunan taneciklerin yüzeyden ayrılması sonucu desorpsiyon olayından söz edilir.

Sabit sıcaklık ve sabit basınçta kendiliğinden gerçekleşebilen adsorpsiyonun serbest enerji değişimi yani adsorpsiyon serbest enerjisi ΔG daima eksi işaretlidir. Diğer taraftan, gaz ya da sıvı ortamında daha düzensiz olan tanecikler katı yüzeyinde tutunarak daha düzenli hale geldiğinden dolayı adsorpsiyon sırasındaki entropi değişimi yani adsorpsiyon entropisi ΔS de daima eksi işaretlidir. Adsorpsiyon serbest enerjisi ve adsorpsiyon entropisinin daima eksi işaretli olması, $\Delta H = \Delta G + T\Delta S$ eşitliği uyarınca adsorpsiyon sırasındaki entalpi değişiminin yani ΔH 'ın daima eksi işaretli olmasını gerektirmektedir. Bu durum gerçekleşen adsorpsiyon işleminin ısıveren yani ekzotermik olduğunu göstermektedir. Adsorpsiyonun ısısı, katı yüzeyindeki doymamış kuvvetlerle adsorplanan tanecikler arasındaki etkileşimlerden doğmaktadır. Bu etkileşimler sadece sıvı-katı arasında değil sıvı-sıvı, sıvı-gaz, ya da gaz- katı gibi iki faz arasında oluşur. Bu iki fazı ayıran yüzeyler “ara yüzey” olarak isimlendirilir. Katı-sıvı adsorpsiyonu içme suyu ve atıksu arıtımında önemli rol oynadığı için çevre mühendisleri genellikle sıvı-katı arakesit tipi ile ilgilenirler.

Adsorpsiyon, çevre mühendisliği araştırma alanlarından olup endüstriyel atıksuların arıtılmalarının yanı sıra içme suyunun arıtımı gibi birçok uygulama alanlarına sahip olan bir prosestir. Kullanılan atık arıtma yöntemlerinin veya sistemlerinin çoğu atık arıtımında etkindirler ama işlem sonucu meydana gelen ikincil atıkların uzaklaştırılmasından kaynaklanan sorunlardan dolayı çevreyle dost olan yeni arıtma sistemleri geliştirmek için çalışılmaktadır. Özellikle doğada ve çevrede bol miktarda bulunan organik, inorganik maddelerin veya insan faaliyetleri sonucu ortaya çıkan atıkların ya da ürün fazlalıklarının atık arıtımında kullanımı ile hem ekonomiye hem de çevreye katkıda bulunulabilmektedir.

Adsorpsiyon su ve atıksu arıtımında;

- İstenmeyen tat ve kokuların giderilmesinde,
- Biyolojik arıtmayla giderilemeyen pestisitlerin sudan uzaklaştırılmasında,
- Küçük miktarda toksik bileşiklerin fenol gibi sudan uzaklaştırılmasında,
- Deterjan kalıntılarının sudan uzaklaştırılmasında,
- Endüstriyel atıksulardan kalıcı organik maddelerin ve rengin giderilmesinde,
- Nitro ve kloro bileşikleri gibi özel organik maddelerin uzaklaştırılmasında,
- TOK ve KOİ ihtiyacının azaltılmasında,
- Bazı ağır metallerin giderilmesinde,
- Deklorizasyon amacıyla kullanılmaktadır.

Adsorpsiyon, atık arıtımında maliyet düşüklüğü ve çevre dostu olması nedeni ile tercih edilen ileri bir arıtım yöntemidir.

2.2.2. Adsorpsiyonun Verimliliğine Etki Eden Unsurlar

Adsorpsiyon olayı, adsorban ile adsorbat molekülleri arasındaki etkileşimin sonucu olarak meydana gelen ve yüzeyi ilgilendiren bir olay olduğu için adsorban ve adsorbat moleküllerinin yapısı ve özelliği adsorpsiyonu etkiler. Ayrıca, adsorbanın dozu, partikül boyutu, gözenek yapısı ile adsorbatın çözünürlüğü ve iyonlaşması da adsorpsiyonu etkileyen etmenlerdendir. Diğer taraftan, çözelti ortamının pH'sı, sıcaklığı ve konsantrasyon da adsorpsiyonu etkileyen önemli etmenler arasında sayılabilir. Adsorpsiyonu etkileyen bu etmenler aşağıda kısaca açıklanmıştır [40].

2.2.2.1. Adsorbanın Yapısı

Adsorbanın yapısında, adsorbat moleküllerini adsorplayacak aktif fonksiyonel grupların veya artı ve eksi yüklerin bulunması gerekir. Negatif yüke sahip bir adsorbanın yüzeyinde pozitif moleküller adsorplanırken, pozitif yüzeye sahip bir adsorbanın yüzeyinde negatif yüklü moleküller kolaylıkla adsorplanır.

2.2.2.2. Adsorbanın Partikül Boyutu

Adsorbanın partikül boyutu da adsorpsiyonu etkileyen önemli etmenlerdendir. Partikül boyutu küçüldükçe adsorpsiyon genellikle artar, partikül boyutu büyüdükçe adsorpsiyon azalır. Çünkü partikül boyutunun küçülmesiyle temas yüzeyi artacak ve daha fazla adsorpsiyon gerçekleşecektir.

2.2.2.3. Adsorbanın Gözenekliliği

Gözenek boyutu genellikle mikro, mezo ve makro gözenek olmak üzere 3 sınıfa ayrılır. Gözenek genişliği büyük olursa, adsorbat molekülleri gözeneklere kolayca nüfus eder ve adsorpsiyon daha kolay meydana gelir. Çok sık gözenekli yüzeylerde ise adsorpsiyon daha az meydana gelir.

2.2.2.4. Adsorbanın Çözünürlüğü

Adsorpsiyon işleminde, adsorbanın çözünmeme özelliğine sahip olması istenir.

2.2.2.5. Adsorbanın Dozu

Adsorban dozu arttıkça, adsorbat molekülleri ile temas edecek aktif merkezlerin sayısı artacağından adsorplanan madde miktarı ve dolayısıyla adsorpsiyon yüzdesi artar. Ancak, adsorbanın gramı başına adsorplanan madde miktarı hesaplandığında ters orantı görülür.

2.2.2.6. Adsorbatın Çözünürlüğü ve İyonlaşması

Adsorbat molekülünün genellikle sulu ortamda kolaylıkla çözünebilir özellikte olması gerekir. Bu çözünme iyonlaşarak meydana gelebildiği gibi molekül halde de meydana gelebilir. Ancak adsorpsiyon işleminde aktif yüzeylerle etkileşecek negatif ve pozitif yüklü adsorbat moleküllerinin bulunması arzu edildiğinden adsorbatın iyonlaşarak çözünmesi önemlidir.

2.2.2.7. pH

Çözelti pH'sı hem adsorban hem de adsorbatın kimyasını etkileyen önemli bir parametredir. Örneğin, asidik pH'larda adsorban yüzeyinin pozitif yüklenme ihtimali arttığından yüzey negatif yüklü iyonların veya boyar maddelerin adsorpsiyonu için daha uygun hale gelmektedir. Yüksek pH'larda ise yüzeyin negatif yüklenme ihtimali arttığından, pozitif yüklü iyon veya maddelerin adsorpsiyonu için yüzey daha uygun hale gelmektedir. Ayrıca, adsorbat moleküllerinin duyarlı olduğu pH aralıkları vardır. Örneğin, metal çözeltilerinde pH'ya bağlı olarak metal tuzları meydana gelebilir. Boyar maddelerde ise pH'ya bağlı olarak renk değişimleri görülebilir. Dolayısıyla metallerde tuz oluşumunun, boyar maddelerde ise renk değişiminin olmadığı pH değerlerinin adsorpsiyon çalışmalarında dikkate alınması gerekir. Ayrıca, farklı pH'larda farklı iyonlaşmalar da oluşabilir. Bu nedenle maksimum adsorpsiyonun elde edileceği pH'nın belirlenmesi önemlidir.

2.2.2.8. Sıcaklık

Sıcaklığın adsorpsiyon üzerindeki etkisi adsorpsiyon prosesinin ekzoterm veya endoterm oluşuna bağlı olarak değişir. Adsorpsiyon sıcaklıkla azalıyorsa ekzotermik, artıyorsa endotermik olarak gerçekleşir.

2.2.2.9. Konsantrasyon

Çözelti konsantrasyonu da adsorpsiyonu etkileyen parametrelerdendir. Adsorpsiyon düşük konsantrasyonlarda daha kısa sürelerde, daha yüksek konsantrasyonlarda ise daha uzun sürede maksimum seviyeye ulaşabilir. Bazen de adsorpsiyonun, adsorplanma süresinden bağımsız olarak belirli sürede maksimum seviyeye ulaştığı görülür.

2.2.2.10. Karıştırma Hızı

Adsorpsiyon hızı sistemin karıştırma hızına bağlı olarak ya film difüzyonu ya da por difüzyonu ile kontrol edilir. Düşük karıştırma hızlarında tanecik etrafındaki sıvı film kalınlığı fazla olacak ve film difüzyon hızı adsorpsiyonu sınırlayan etmen olacaktır. Eğer sistemde yeterli karışım sağlanır ise, film difüzyon hızı, hızı sınırlandıran etmen

olan por difüzyon noktasına doğru artar. Genelde por difüzyonu yüksek hızda karıştırılan kesikli sistemlerde adsorpsiyon hızı sınırlayıcı etmen olabilmektedir.

2.2.3. Adsorplama Özelliği Olan Katılar

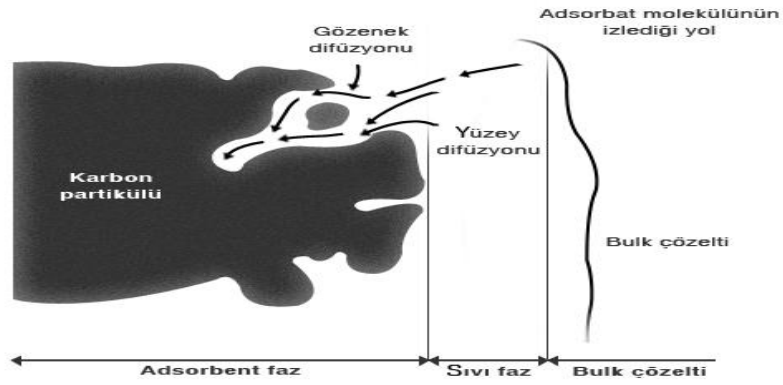
Metaller ve kristaller dahil olmak üzere bir kristal yapıya sahip olsun ya da olmasın tüm katılar az veya çok adsorplama gücüne sahiptirler. Adsorplama gücü yüksek olan bazı doğal katıları kömürler, killer, zeolitler ve çeşitli metal filizleri şeklinde; yapay katıları ise aktif kömürler, moleküler elekler, silika jeller, metal oksitleri, katalizörler ve bazı özel seramikler şeklinde sıralayabiliriz [41].

Adsorplama gücü yüksek olan katılar deniz süngerini andıran bir gözenekli yapıya sahiptir. Katıların içinde ve görünen yüzeyinde bulunan boşluk, oyuk, kanal ve çatlaklara genel olarak gözenek adı verilir. Doğadaki gözeneklerin boyutu bir mağara ile bir atom büyüklüğü arasında değişmektedir. Genişliği 2 nm'den küçük olanlara mikro gözenek, 2 nm ile 50 nm arasında olanlara mezogözenek, 50 nm 'den büyük olanlara ise makrogözenek adı verilmiştir. Katının bir gramında bulunan gözeneklerin toplam hacmine özgül gözenek hacmi, bu gözeneklerin sahip olduğu duvarların toplam yüzeyine ise özgül yüzey alanı denir. Gözenekler küçüldüğünde duvar sayısı artacağından özgül yüzey alanı da artacaktır. Bir başka deyişle, özgül yüzey alanının büyüklüğü özgül gözenek hacminin büyüklüğünden çok gözeneklerin büyüklüğüne bağlıdır. Gözeneklerin büyüklük dağılımına adsorplayıcının gözenek boyut dağılımı denir. Bir katının adsorplama gücü bu katının doğası yanında özgül yüzey alanı, özgül gözenek hacmi ve gözenek boyut dağılımına bağlı olarak değişmektedir [41].

2.2.4. Adsorpsiyon Teorisi

Adsorpsiyon, buhar veya sıvı fazdaki maddelerin fiziksel ve kimyasal bağlarla bir katının yüzeyi veya gözenekleri üzerinde yoğunlaştırılması ve bir dağılım işlemidir. Başka bir ifadeyle adsorpsiyon çoğunlukla sıvı faz ve katı faz arasında ara yüzeyde maddelerin biriktirilmesi olarak gerçekleştirilir. Adsorpsiyon katı yüzeyinde meydana

gelir. Yüzeyde etkin olan yüzey enerjilerinden etkilenir ve onları etkiler. Katı-sıvı adsorpsiyonunda suda çözülmüş maddelerin ara yüzeydeki birikimi, adsorbat ve çözücü arasındaki relatif çekim kuvvetine bağlıdır. Çözeltiden adsorban madde üzerine olan çözülmüş madde akısı, çözeltide kalan çözülmüş maddenin, adsorplanmış madde konsantrasyonu ile denge haline gelinceye kadar devam eder. Dengeye ulaşıldığında çözülmüş madde transferi durur ve kararlı hal şartları meydana gelir. Katı ve sıvı fazlar arasında çözünen maddenin denge halindeki dağılımı, adsorpsiyon sistemlerinin önemli bir özelliğidir ve özel bir sistemin kapasitesinin belirlenmesinde önemli bir unsurdur.



Şekil 2.1: Adsorban içerisinde ve yüzeyinde partikül ve film difüzyonu [42].

Üç adet adsorpsiyon çeşidi vardır:

- Fiziksel
- Kimyasal
- Değişim (İyon değişimi gibi)

Fiziksel Adsorpsiyon: Fiziksel adsorpsiyon, moleküller arası düşük çekim gücünden veya Van der Waals kuvvetlerinden dolayı meydana gelmektedir. Adsorbe olan molekül katı yüzeyinde belirli bir yere bağlanmamıştır, yüzey üzerinde hareketli bir durumdadır.

Bununla birlikte, adsorbat adsorbanın yüzeyinde birikir ve gevşek bir tabaka oluşturur. Fiziksel adsorpsiyon genellikle geri dönüşümlüdür (tersinir).

Kimyasal Adsorpsiyon: Kimyasal adsorpsiyon, daha kuvvetli güçlerin etkisi sonucu oluşur (kimyasal bileşiklerin oluşumu). Genellikle adsorbat yüzey üzerinde bir molekül kalınlığında bir tabaka oluşturur, moleküller yüzey üzerinde hareket etmezler. Adsorban yüzeyinin tamamı bu mono moleküler tabaka ile kaplandığında, adsorbanın adsorblama kapasitesi bitmiş olur. Bu tür adsorpsiyon çok nadir olarak geri dönüşümlüdür (tersinmez). Adsorbe olan maddenin uzaklaştırılması için (rejenerasyon) adsorbanın yüksek sıcaklıklara kadar ısıtılması gibi işlemler uygulanır.

Değişim Adsorpsiyonu: Değişim adsorpsiyonu ise adsorbat ile yüzey arasındaki elektriksel çekim ile olmaktadır. İyon değişimi bu sınıfa dahil edilir. Burada, zıt elektrik yüklerine sahip olan adsorbat ile adsorban yüzeyinin birbirlerini çekmesi önem kazanmaktadır. Elektrik yükü fazla olan iyonlar ve küçük çaplı iyonlar daha iyi adsorbe olurlar. Tüm bu adsorpsiyon çeşitlerine rağmen, bir adsorpsiyon işlemini tek bir adsorpsiyon çeşidi ile açıklamak zordur.

Yukarıda açıklanan adsorpsiyon çeşitlerine ilave olarak bir de biyolojik adsorpsiyondan bahsedebiliriz. Biyolojik adsorpsiyon (biyosorpsiyon) son yıllarda kullanılmaya başlayan bir terimdir. Yapılan araştırmalara göre, kirleticiler sulu ortamda mikroorganizmalar tarafından doğrudan adsorblanabilmekte ve bu özellik mikroorganizmaların yaşam fonksiyonlarından bağımsız gerçekleşmektedir. Biyolojik adsorpsiyonda, bir inert madde üzerinde mikroorganizmaların taşınmasına bağlı olarak fiziksel adsorpsiyon ve biyolojik bozunma birlikte gerçekleşmektedir. Sıcaklık sınırı ve adsorpsiyon ısısı biyolojik adsorpsiyonu etkilemektedir. Bu yöntem de mikroorganizma türüne göre değişmektedir.

2.2.5. Adsorpsiyon İzotermi

Adsorpsiyon işlemini daha etkin ve az maliyetli bir hale getirmek için birçok araştırmacı ucuz ve yenilenebilir adsorbanlar bulmaya çalışmaktadırlar. Maliyet azalımı ve etkinlik için öngörülen yollardan biri adsorpsiyonun doğasının anlaşılmasıdır [43]. Adsorpsiyon, adsorban yüzeyinde biriken madde konsantrasyonu ve çözeltide kalan madde konsantrasyonu arasında bir denge oluşuncaya kadar devam eder. Gazlar için konsantrasyon genellikle mol yüzdesi veya kısmi basınç olarak verilir. Çözeltiler içinse konsantrasyon kütle birimleri olarak verilir (mg/l, ppm v.s.). Matematiksel olarak bu denge adsorpsiyon izotermi ile açıklanmaktadır. Zaman içerisinde Jaeger ve Erdös tarafından oluşturulan genel bir formülden yola çıkarak birçok araştırmacı, farklı izoterm denklemleri ortaya koymuşlardır. En genel kullanım gören izotermi Freundlich ve Langmuir denklemleridir [44, 45].

2.2.5.1. Freundlich İzotermi

Adsorplanan madde miktarı ile denge derişimi ilişkisini göstermek üzere H.Freundlich tarafından 1907’de önerilen Freundlich izotermi genellikle sıvı çözeltilerden adsorpsiyon için kullanılmakla birlikte, gazların adsorpsiyonu için de kullanılmaktadır. Freundlich eşitliği bir çok adsorpsiyon verisini tanımlayan ampirik bir eşitliktir. Bu model adsorbanın yüzeyinin eşit olmadığını ve adsorplanacak iyonlar/moleküller arttıkça prosesin daha da kompleksleştiğini savunur. Bir başka deyişle adsorban yüzeyinin tamamen kaplansa da adsorplama işleminin devam edeceğini söyler. Dolayısıyla maksimum tek kat adsorpsiyon olmaz. Bu model, Langmuir modelindeki enerji ile ilgili terim olan K_f ’nin, yüzey örtüsü q ’nun bir fonksiyonu olarak değiştiği heterojen yüzey enerjileri için özel bir durumu ifade etmektedir. Freundlich, çözeltilerin adsorpsiyonunu açıklamak için aşağıdaki eşitliği türetmiştir.

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (2.1)$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

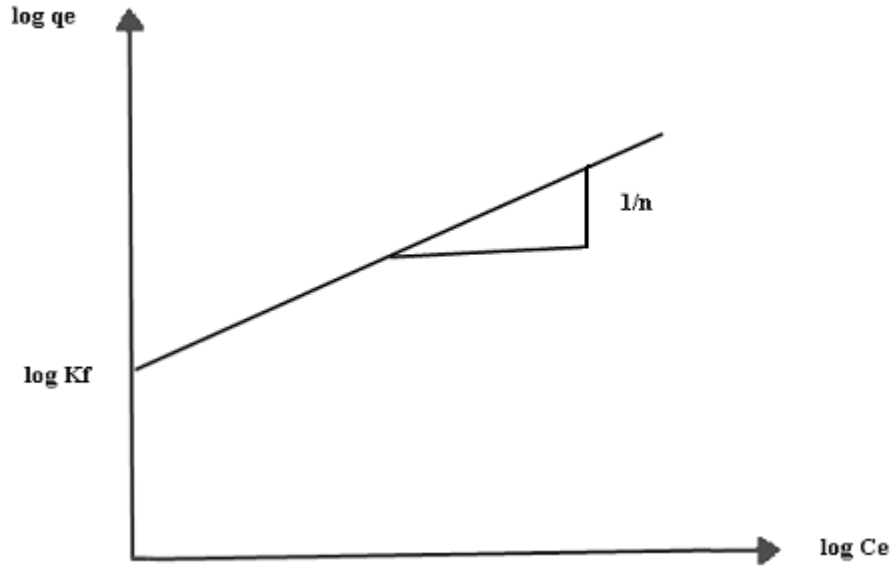
K_F : Adsorpsiyon kapasitesinin büyüklüğünü gösteren adsorpsiyon sabiti

n : Adsorpsiyon şiddetini gösteren adsorpsiyon derecesi

Freundlich izoterm denkleminde eşitliğin her iki yanının da logaritmasını alarak doğrusal hale getirirsek:

$$\log q_e = \log K_F + 1/n \log C_e \quad (2.2)$$

Log q_e 'nin log C_e 'ye karşı değişimi grafiğe dökülmesiyle K_F ve n sabitleri bulunur (Şekil 2.2). Grafikten elde edilen doğrunun y eksenini kesim noktası log K_F 'yi ve eğimi de $1/n$ 'i vermektedir. $1/n$ heterojenite faktörüdür ve 0-1 aralığında değerler alır. Yüzey ne kadar heterojense, $1/n$ değeri o kadar sıfıra yakın olur. Bu izotermin doğruluğu, heterojen adsorpsiyon sistemlerinde Langmuir izotermine göre daha iyidir.



Şekil 2.2: Freundlich izoterminin grafiksel ifadesi.

2.2.5.2. Langmuir izoterminin

1918’de Irving Langmuir (1881–1957) tarafından geliştirilmiş teorik denge izoterminin, adsorbanın yüzeyinde alıcı noktaların olduğunu ve her alıcı noktanın sadece bir molekül adsorblama yapabileceğini, dolayısıyla meydana gelen tabakanın bir molekül kalınlığında olacağını kabul eder. Bunun yanısıra tüm adsorpsiyon alanları adsorbat moleküllerine karşı eşit çekim uygular ve adsorbe olan molekül bitişik alandaki molekül ile etkileşimde olmaz. Maksimum doyma noktasında yüzey tek tabaka ile kaplanmakta ve yüzeye adsorbe olmuş adsorbat miktarı sabit kalmaktadır. Langmuir izoterminin katı yüzeyler üzerindeki aktif adsorpsiyon alanlarında meydana gelen tutulmanın fiziksel ya da kimyasal adsorpsiyon olup olmadığını diğer izotermine göre daha iyi açıklar. Eşitlik Langmuir tarafından kinetik, Volmer tarafından termodinamik ve Fowler tarafından da istatistiksel olarak türetilmiştir. Langmuir izoterminin grafiksel ifadesi Şekil 2.3’te sunulmuştur.

Langmuir izotermini ifade eden denklem;

$$q_e = \frac{Q_0 \times b \times C_e}{1 + b \times C_e} \quad (2.3)$$

Bu ifade lineerize edildiğinde aşağıdaki eşitlik elde edilir:

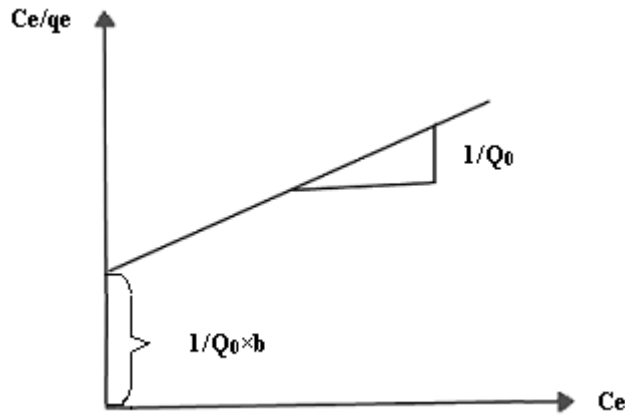
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q_0} + \frac{1}{Q_0 \times b} \quad (2.4)$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

b : Adsorpsiyon enerjisi (L/mol)

Q_0 : Adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)



Şekil 2.3: Langmuir izoterminin grafiksel ifadesi.

2.2.5.3. Brunauer, Emmett ve Teller (BET) İzotermi

Brunauer, Emmett ve Teller tarafından geliştirilen BET izotermi, çok tabakalı adsorpsiyonun açıklanabilmesi için, Langmuir izotermine göre daha kullanışlıdır. Bu model, adsorbatın yüzeyde birden fazla tabaka oluşturduğunu varsaymaktadır ve bu açıdan Langmuir izoterminin her bir tabakaya uygulanmış şeklidir [46]. Bir

adsorpsiyonunun hangi izotermle daha iyi açıklandığının bulunması için deneysel olarak elde edilen veriler tüm izoterm denklemlerine uygulanıp grafiğe dökülür. Verilerin doğrusal bir grafik oluşturduğu (korelasyon katsayısının bulunmasına yardımcı olur) izoterm çeşidi o adsorpsiyon için en uygun olanıdır. Ama bir veya daha fazla izoterm de uygun olabilmektedir.

$$q_e = x/m = B \times C_e \times Q_0 / (C_s - C_e)[1 + (B-1) \times (C_e/C_s)] \quad (2.5)$$

C_e : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin konsantrasyonu (mg/L)

C_s : Çözeltideki adsorplananın doygunluk derişimi (mg/L)

Q_0 : Adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

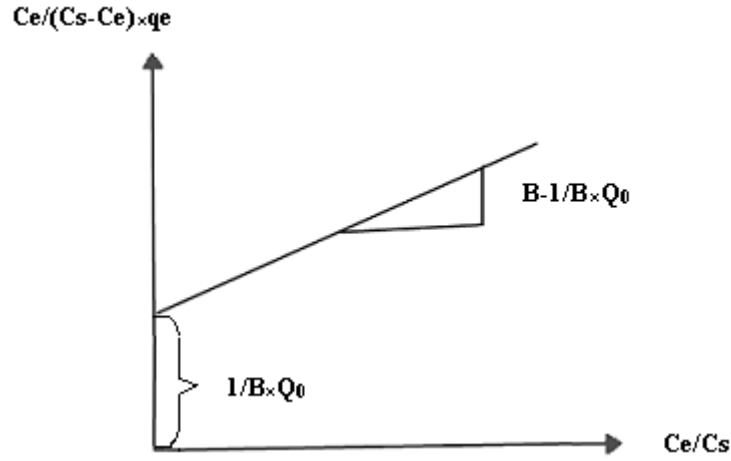
B : Çözelti ve adsorban yüzeyi arasındaki enerji etkileşimini ifade eden bir sabit

q_e : Birim adsorban üzerine adsorplanan madde miktarı (mg/g)

Lineerize edilmiş hali ise,

$$\frac{C_e}{(C_s - C_e) \times q_e} = \frac{1}{B \times Q_0} + \left[\frac{(B-1)}{B \times Q_0} \right] \times \frac{C_e}{C_s} \quad (2.6)$$

Brunauer, Emmett ve Teller (BET) izoterminin grafiksel ifadesi ise Şekil 2.4’de gösterilmiştir.



Şekil 2.4: Brunauer, Emmett ve Teller (BET) izoterminin grafiksel ifadesi.

Yukarıda anlatılmış olan izotermeler genel kullanım gören izotermelere örneklerdir. Özel durumlarda kullanılan bazı izotermelere örnek olarak aşağıdaki izotermeler verilebilir [47].

- *Temkin*: Sorpsiyon ısısındaki düşüşün logaritmik yerine lineer düşüş gösterdiği sistemler için.
- *Dubinin-Radushkevich*: Karakteristik sorpsiyon eğrisinin adsorbanın gözenekli yüzeyine bağlı olduğu sistemler için.
- *Toth*: Örneğin karbon üzerindeki fenolik bileşikler gibi heterojen sistemler için.
- *Sips*: Bir molekülün iki siteyi de kapsadığı durumlarda.

2.2.6. Adsorpsiyon Kinetiği

Adsorpsiyon kinetiğinin anlaşılması ile etkin adsorbat-adsorban temas süresi yani alıkoyma süresi bulunur. Adsorpsiyon işleminin hızına etki eden adsorpsiyon basamaklarının anlaşılması için önemli bir adımdır [43]. Bir çözeltide bulunan adsorbatın adsorban tarafından adsorblanması işleminde 4 ana basamak vardır [46, 48, 49].

1. Gaz ya da sıvı fazda bulunan adsorbat, adsorbanı kapsayan bir film tabakası sınırına doğru difüze olur (bulk solution transport). Bu basamak, adsorpsiyon düzeneğinde belirli bir hareketlilik (karıştırma) olduğu için çoğunlukla ihmal edilir.
2. Film tabakasına gelen adsorbat buradaki durgun kısımdan geçerek adsorbanın gözeneklerine doğru ilerler (film mass transfer/boundary layer diffusion).
3. Sonra adsorbanın gözenek boşluklarında hareket ederek adsorpsiyonun meydana geleceği yüzeye doğru ilerler (intraparticle diffusion).
4. En son olarak da adsorbatın adsorbanın gözenek yüzeyine tutunması meydana gelir (sorpsiyon).

Eğer adsorbanın bulunduğu faz hareketsiz ise, 1. basamak en yavaş ve adsorpsiyon hızını belirleyen basamak olabilmektedir. Bu nedenle, eğer akışkan hareket ettirilse, yüzey tabakasının kalınlığı azalacağı için adsorpsiyon hızı artacaktır. Son basamak ölçülemeyecek kadar hızlı olduğundan ve ilk basamak da iyi bir karıştırma olduğu düşünülerek adsorpsiyon hızına aksi bir etki yapmayacakları için 2. ve 3. basamaklar hız belirleyicidir [49, 50, 51]. 2. basamak adsorpsiyon işleminin ilk birkaç dakikasında, 3. basamak ise adsorpsiyon işleminin geri kalan daha uzun bir süresinde meydana geldiği için, adsorpsiyon hızını tam olarak etkileyen basamağın 3. basamak olduğunu söyleyebiliriz [50].

Adsorpsiyon kinetik verilerinin analizinde en yaygın olarak kullanılan ve literatürde yer alan kinetik modelleri; Birinci mertebeden geri dönüşümlü kinetik modeli, Lagergen amprik kinetik modeli, Yalancı ikinci mertebeden kinetik yaklaşım modeli ve Elovich kinetik modelleridir.

2.2.7. Adsorpsiyonun Termodinamiği

Adsorpsiyonda adsorbat, birikim ile daha düzenli hale geçtiği için entropi azalır. Adsorpsiyonun spontane olması (kendiliğinden olabilme) için, (2.7) denklemindeki ΔH değerinin negatif (ekzotermik) olması gerekir [52, 53].

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (2.7)$$

ΔG° : Serbest enerji değişimi (kJ/mol)

ΔH° : Entalpi değişimi (kJ/mol)

ΔS° : Entropi değişimi (kJ/mol K)

T: Mutlak sıcaklık (K)

R: Gaz sabiti (8,314 J/mol K)

k_c : Denge sabiti

Belirli bir sıcaklıkta yapılan adsorpsiyon işleminin Gibbs serbest enerjisini bulmak için:

$$K_c = \frac{C_a}{C_e} \quad (2.8)$$

K_c : Denge sabiti

C_a : Adsorbanın birim kütlesinde tutulan madde miktarı (mg/g)

C_e : Çözeltide kalan madde konsantrasyonu (mg/L)

Yukarıdaki denklem yardımı ile bulunan K_c aşağıdaki denkleme yerleştirilerek adsorpsiyonun Gibbs serbest enerjisi bulunur [54].

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_C \quad (2.9)$$

Aşağıdaki son eşitlik kullanılarak, $\ln K_C$ değerinin $1/T$ değerine karşı grafiğe geçirilmesiyle oluşan doğrunun eğimi ΔH° 'ı ve kesişim noktası da ΔS° 'i verecektir [53].

$$\ln K_C = \frac{\Delta S^\circ - \Delta H^\circ}{R} \times \frac{1}{T} \quad (2.10)$$

ΔH° 'nin pozitif değerleri adsorpsiyonun endotermik, ΔG° 'nin negatif değerleri adsorpsiyonun kendiliğinden olduğunu göstermektedir. Başka bir ifadeyle adsorpsiyon işleminin uygulanabilirliği entalpi ve Gibbs serbest enerjisinin negatif olması ile anlaşılabilir. ΔS° 'nin pozitif değerleri ise katı/çözelti ara yüzeyindeki rastlantısallığın artışı göstermektedir.

2.2.8. İzoterm Verilerinin Kullanımı

Adsorpsiyon izotermi, tek basamaklı batch adsorpsiyon sistemlerinin tasarımında kullanılmaktadır. Sisteme giren ve sistemden çıkan maddelere göre kütle dengesini yazarsak:

$$V(C_0 - C_1) = W(Q_1 - Q_0) = WQ_1 \quad (2.11)$$

V: Çözeltinin hacmi (L)

C_0 : Adsorpsiyon öncesi litre çözeltide çözünmüş olan gram adsorbat (g/L)

C_1 : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan adsorbat (g/L)

W: Adsorban miktarı (g)

Q_0 : Adsorpsiyon öncesi gram adsorban üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı (g/g)

Q_1 : Adsorpsiyon sonrası gram adsorban üzerine adsorplanmış adsorbat miktarı (g/g)

Denklemleri düzenlersek, Q_e yerine deneysel olarak bulduğumuz ve adsorpsiyonu en iyi açıklayan izotermin Q_e değerini yazarsak:

$$\frac{W}{V} = \frac{C_0 - C_1}{Q_e} = \frac{C_0 - C_e}{[Q_m K C_e / (1 + K C_e)]} = \frac{C_0 - C_e}{K_f C_e^{1/n}} \quad (2.12)$$

Yukarıdaki denklem yardımıyla belirli bir hacimdeki (V) atık suda bulunan kirleticinin, istenilen derişime kadar düşürülmesi için gerekli adsorban miktarı bulunabilir. Deneysel veriler sayesinde ön bir tahminde bulunarak tasarım yapmamız kolaylaşır [55].

2.2.9. Adsorpsiyon Yöntemiyle Doğal Organik Maddelerin Giderilmesi Konusunda Literatür İncelenmesi

Çapar ve Yetiş [56], Ankara şehrine içme suyu temin eden İvedik İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde klorlama sonucu oluşan trihalometanlar ve trihalometanların oluşumuna yol açan doğal organik maddelerin, aktif karbon adsorpsiyonu ile kolon yöntemi kullanılarak giderilmesi üzerine çalışmalar yapmışlardır. Bu çalışmada sabit yataklı kolon tasarımı; laboratuvar ölçekli kolonların boyutları, literatürde yer alan benzer çalışmalar baz alınarak belirlenmiştir. Kolon olarak 0,80 cm çapında cam pipetler kullanılmıştır. Hazırlanan cam kolonları, iki ucuna 1 cm derinliğinde cam yünü ile destek yapılarak kullanıma hazır hale getirilmiştir. Kolonlar farklı yatak derinliklerinde hazırlanmış, dolayısıyla karbonla suyun temas süresi olan boş yatak temas süresi de her kolonda farklı tutulmuştur. Performans değerlendirmesi ve boş yatak temas süresinin

karbonun servis ömrüne etkisini belirlemek amacıyla boş yatak temas süreleri sırasıyla 0,40, 1,24, 2,00 ve 2,67 dak. olan dört kolon çalıştırılmıştır. Kırılma noktasının bulunması; aktif karbon kolonlarının performansını belirlemek amacıyla, kolonlardaki kırılma noktaları “UV Absorbans [UV(A)], Uçurulamayan Organik Karbon (UOK) ve Trihalometan (THM)” parametreleri ile izlenmiştir. En kısa yataklı kolon (2 cm) çıkışında okunan UV(A) ve UOK değerleri arasında bir korelasyon elde edilmiş ve diğer kolonların çıkışlarında UV(A) ölçülerek, bu korelasyon ilişkisi yardımıyla UOK değerleri elde edilmiştir. Yetiş ve arkadaşlarının yürütmüş olduğu bu çalışmada, dağıtım şebekesinde izlenen TTHM seviyelerinin, bir kaç örnekleme noktası dışında EPA 1. Kademe Limit Değeri olan 80 $\mu\text{g/L}$ 'nin altında olduğunu; ancak örnekleme noktalarının % 50'sinde EPA 2. Kademe Limit Değeri olan 40 $\mu\text{g/L}$ 'nin aşıldığını göstermiştir. Buna ek olarak, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisinde DOM gideriminin yalnızca % 45 seviyesinde olduğu ve şebeke UOK değerlerinin 3 mg/L civarında seyrettiği göz önüne alındığında aktif karbon adsorpsiyonunun, İvedik İçmesuyu Arıtma Tesisinde DOM giderimi için uygun bir yöntem olduğu sonucuna varılmıştır.

Gökçe [57], “Farklı Kaynaklardan Üretilen Adsorbanlar Üzerinde Hümkik Asitlerin Adsorpsiyonu” adlı tez çalışmasında; zeytin posası olan pirina ve Tekel kaynaklı atık çamurdan üretilmiş olan aktif karbon adsorplayıcı maddesi olarak kullanmıştır. Bu amaçla daha önce optimum koşulları belirlenerek yapılan piroliz ile pirina ve atık çamurdan üretilmiş olan piroliz kokları tekrar üretilmiş ve BET yüzey alanları ölçülerek hümkik asit ile adsorpsiyon çalışması gerçekleştirilmiştir. Elde edilen aktif karbonların yüzey alanları (BET) ölçülmüş ve pirina için en yüksek 236 m^2/g , atık çamur için 692 m^2/g yüzey alanına ulaşılmıştır. Adsorpsiyon ölçümleri 242 nm dalga boyunda yapılmıştır. Hümkik asitlerin adsorpsiyon ile aktif karbon üzerinde giderim verimlerinin düşük olduğu görülmektedir. Bu verimin “atık çamur-piroliz koku” için daha da düşük olmasına karşın “pirina-piroliz koku” için ticari aktif karbonunkine eşit olduğu saptanmıştır. Yüzey alanları karşılaştırıldığında ticari aktif karbonun yüzey alanının diğer iki piroliz kokuna oranla daha yüksek olması nedeni ile deneme koşullarında daha iyi bir giderim sağlaması beklenir. Bu aksine durum söz konusu hümkik asit gideriminde adsorban yüzey alanının etkin olmadığını göstermektedir. Ayrıca atık çamur kokunun

yüzey alanının pirinanınkinden yüksek olmasına karşın pirina aktif karbonla daha iyi bir giderim verimi sağlamaktadır. Bunun nedeni odun bazlı adsorbanların çözünmüş organik madde gideriminde, kömür bazlılara oranla daha iyi adsorpsiyon yapabileceği şeklinde açıklanmıştır. Pirina, atık çamur ve ticari aktif karbonla yapılan adsorpsiyon çalışması sonucunda, 20 dakika içinde dengeye ulaşıldığı görülmüş ve adsorpsiyonun Freundlich izotermine uygunluğu saptanmıştır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlarla; hümik asitle aktif karbon kullanılarak yapılan çalışmanın sonuçları benzerlikler göstermektedir. Aktif karbonun yüzey alanı bu çalışmada üretilenden daha fazla olmasına rağmen hümik asit giderim verimleri aynı olmuştur. Dolayısıyla bu çalışmadan elde edilen sonuçlar ışığında, pirinanın ve atık çamurun adsorban malzeme olarak aktif karbona dönüştürülmesi sayesinde hem aktif karbonla aynı giderime sahip olduğu ispatlanmış, hem de atık minimizasyonu çerçevesinde yeniden kullanım olasılığı araştırılmıştır.

Harman [58], tez çalışmasında çözünmüş organik karbon (ÇOK) giderimi için tasarlanan MİEX® reçinesi kullanarak İstanbul'un içmesuyu kaynaklarından doğal organik madde (DOM) giderimini araştırmıştır. İstanbul'un beş farklı içme suyu arıtma tesisinden (Elmalı, B. Çekmece, Ömerli, İkitelli, Kâğıthane) alınan ham su numuneleri laboratuvarında üç farklı deneysel protokolden geçirilmiştir. Bu protokoller kinetik çalışmalar, çoklu yükleme çalışmaları ve MİEX® + Koagülasyon testleri şeklinde yürütülmüştür. Kinetik çalışmalar sonucunda, tüm su numunelerinde 10 mL/L MİEX® reçine dozunda ve 5–10 dakika temas süresinde UV_{254} absorbans gideriminin %75–85 arasında olduğu tespit edilmiştir. 5–10 mL/L reçine dozu ve 10–20 dakika temas süresi için ÇOK konsantrasyonu ve spesifik UV_{254} absorbansı ($SUVA_{254}$) sırasıyla <1,5 mg/L (ham su giriş ÇOK konsantrasyonları: 4,2–6,89 mg/L) ve <2 L/mg-m değerlerine ulaşılmıştır. Aynı şartlarda UV_{254} absorbansı ve ÇOK giderimine ek olarak %10–40 nitrat ve %20 sülfat giderimleri de sağlanmıştır. Çoklu yükleme deneylerinin sonucunda, 2000 reçine yatak hacminde (MİEX® reçine hacminin 2000 katı artırılmış su hacmi) reçine miktarlarının çok az bir kısmında doygunluk meydana gelmiştir. Bu yatak hacmine ulaşıldıktan sonra, elde edilen arıtılmış sularda önemsenmeyecek miktarlarda ÇOK artışı meydana gelmiştir ki bu durum reçine için gerekli olan rejenerasyonun

sıklığı ve miktarı açısından avantaj sağlamaktadır. Su kaynaklarına bağlı olarak 0,1 NTU bulanıklık değerine ulamsak için konvansiyonel koagülasyon ile karşılaştırıldığında koagülasyon ünitesinden önce MİEX® ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyaçlarında 0–30 mg/L arasında azalmalar meydana gelmiştir. Benzer olarak MİEX® ile ön arıtmadan geçirilen sularda 1,5–1,8 mg/L ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant ihtiyacı 10 ve 20 mg/L arasında azalmıştır. İstanbul'daki beş farklı içme suyu arıtma tesisi ham sularında yapılan laboratuvar deneyleri sonucunda oldukça düşük dozlardaki MİEX® reçinesi ve kısa temas sürelerinde etkin organik madde giderimleri sağlanmıştır.

Vergili [59], “Sulardan Adsorpsiyonla Organik Madde Gideriminin Spektral Adsorpsiyon Katsayısı (SAK₂₅₄) Parametresiyle İzlenmesi” adlı tez çalışmasında model olarak seçilen organik kirleticilerin tekli ve çoklu çözeltilerinde SAK₂₅₄ toplam parametresinin uygulanabilirliği ve ayrıca bu parametrenin organik maddelerin giderim prosesleri esnasında kontrol parametresi olarak kullanımı araştırmıştır. Çalışmanın birinci bölümünde öncelikle model olarak seçilen organik kirleticilerin tekli ve çoklu çözeltileri hazırlanarak konsantrasyon-SAK₂₅₄ grafikleri çizilmiştir. Daha sonra, organik madde tayininde klasik toplam parametreler olan KOİ ve KMnO₄ İhtiyacı, SAK₂₅₄ ile karşılaştırılarak üç toplam parametre arasındaki ilişkiler irdelenmiş ve aralarındaki oranlar belirlenmiştir. Çözeltilerin farklı konsantrasyonları ile SAK₂₅₄ arasındaki güçlü korelasyon bu organik maddelerin SAK₂₅₄ parametresi ile toplu tayininin mümkün olduğunu göstermektedir. Çalışmanın ikinci bölümünde, sulardan organik madde giderimi esnasında SAK₂₅₄ parametresinin KOİ ve KMnO₄ İhtiyacı parametreleri yerine kullanımını belirlemek amacıyla adsorpsiyon çalışmaları yapılmıştır. Kesikli (batch) çalışmalarda SAK₂₅₄, KOİ ve KMnO₄ İhtiyacı ölçümleri yapılarak adsorpsiyon izotermi çizilmiştir. Elde edilen oranlar, çalışmanın ilk bölümündeki oranlar ile karşılaştırılmış ve birbirleriyle uyum göstermeleri nedeniyle adsorpsiyon çalışmalarının değerlendirilmesinde sadece SAK₂₅₄ parametresi kullanılmıştır. Ayrıca çalışma sırasında organik maddelerin tekli ve çoklu çözeltileri kolonlardan geçirilerek kesiksiz sistem çalışmaları yapılmıştır. SAK₂₅₄ ölçümleri ile kırılma eğrileri çizilmiştir. SAK₂₅₄ ile KOİ ve KMnO₄ ihtiyacı arasındaki güçlü korelasyonlar, istatistik değerlendirme

sonunda ortaya konan yüksek analiz güvenilirliği ve SAK₂₅₄'ün kısa zamanda, masrafsız ve çevreye zarar vermeden sonuç verme özellikleri, SAK₂₅₄'ün KOİ ve KMnO₄ için çok iyi bir alternatif olduğunu göstermektedir. Adsorpsiyon çalışmaları, SAK₂₅₄ parametresinin organik madde giderimi proseslerinde kontrol parametresi olarak kullanılabileceğini ortaya koymaktadır.

Abate ve diğ. [60], adsorban madde olarak modifiye edilmiş vermikülit kullandıkları çalışmalarında sulu ortamdan fulvik asit giderim verimini araştırmışlardır. Vermikülit, hidroksi demir katyonlar ve hekzadesiltrimetilamonyum ile iyon değişimi yöntemiyle modifiye edilmiştir. Modifiye edilmiş vermikülitin etkinliği bir saatlik temas süresi ile 2.5-50.0 mg/L arasında fulvik asit konsantrasyonu kullanılarak seri tekniği ile adsorpsiyon izotermelerinin ölçülmesiyle değerlendirilmiştir. 20 mg/L çözelti içinde başlangıçta mevcut olan fulvik asitin en az %94'ü modifiye vermikülit üzerine adsorbe olmuştur. Hidroksi demir katyonlar üzerindeki adsorpsiyon yüzdeleri pH'nın düşürülmesi ve iyonik gücün artmasına bağlı olarak artmıştır. Doğal kil üzerine fulvik asit adsorpsiyon oranı da pH değerinin düşürülmesi ile artmış ancak bu durumda, adsorpsiyon yüzdeleri yüksek iyonik güçte küçük bir azalma göstermiştir. Bu olay elektrostatik çekim gücünün adsorpsiyon prosesinde önemli bir rol oynadığını düşündürmüştür. Hidroksi demir katyonlar ve hekzadesiltrimetilamonyum ile iyon değişimi yöntemiyle modifiye edilmiş vermikülitin fulvik asit giderimi için potansiyel adsorban olduğu çalışmada gösterilmiştir.

Harbili [61], "Organik Kirleticilerin Sudaki Adsorpsiyonunun İncelenmesi" adlı tez çalışmasını yürütmüştür. Bu çalışmada diklorometan, 1,2 dikloroetan, kloroform, 1,1,1 trikloroetan ve karbontetraklorürün sudaki dinamik davranışları gaz-su ara yüzeyindeki taşınımı ve adsorpsiyonu tek taraflı moment tekniği kullanılarak incelenmiştir. Çalışılan izleyicilerin (kirleticilerin) suda tersinir adsorplandığı sıfırcı momentlerinin değerlendirilmesi ile görülmüştür. Bütün izleyicilerin gaz – su ara yüzeyinde tersinir adsorplandığı suyun üzerinin açık olduğu durumda sıfırcı momentler ve suyun üzerinin kapalı olduğu durumdaki sıfırcı momentlerin neredeyse aynı noktalarda çıkması sonucu anlaşılmıştır. İzleyicilerin adsorpsiyon denge sabiti ve penetrasyon

mesafesi puls - tepki deneyleri için türetilen birinci mutlak ve ikinci merkezi moment yardımıyla elde edilmiştir. Deneyler 30°C'deki tek taraflı adsorpsiyon hücresinde gerçekleştirilmiştir. Diklorometan, 1,2 dikloroetan, kloroform, 1,1,1 trikloroetan ve karbontetraklorür izleyicileri için gaz-su ara yüzeyindeki adsorpsiyon denge sabitleri bulunmuştur. Bu çalışmada tek taraflı adsorpsiyon hücresinde moment tekniği kullanılarak adsorpsiyon denge ve penetrasyon mesafesi değerlerinin başarılı bir şekilde değerlendirilebileceği görülmüştür. Diklorometan, 1,2 dikloroetan, kloroform, 1,1,1 trikloroetan ve karbontetraklorür izleyicileri için gaz-su ara yüzeyindeki adsorpsiyon denge sabitleri ve bu izleyiciler için penetrasyon mesafeleri hesaplanmıştır.

Li ve diğ. [62], adsorban madde olarak kaolinit kullandıkları çalışmalarında, kaolinit üzerine fulvik asit fraksiyonlarının adsorpsiyon karakterizasyonunu incelemişlerdir. Çin'deki Taihu Gölü'nün yakınında bulunan tipik bir pirinç üretim bölgesinden elde ettiği ekstre fulvik asitler F4.8; F7.0 ve F11.0 (sırasıyla pH değeri 4.8 tamponu, pH değeri 7.0 tamponu ve pH değeri 11.0 tamponu ile yıkanmıştır) şeklinde fraksiyone edilmiştir. Fulvik asit fraksiyonlarının kaolinit üzerine soğurma olayı toplu adsorpsiyon deneyleri ile incelemiş ve adsorpsiyon öncesi ve sonrası kaolinit karakterizasyonu taramalı elektron mikroskopu (SEM) kullanılarak incelemiştir. Üç fulvik asit fraksiyonları için kaolinit adsorpsiyon izotermelerinde Langmuir adsorpsiyon modeli ile uygunluk gösterdiği tespit edilmiştir. Hidrofobik etkileşimi kaolinitin fulvik asit fraksiyonlarını soğurmasında kontrol mekanizmalarından biri olarak değerlendirilmiş ve üç fraksiyonun adsorpsiyon yoğunluğu fulvik asit fraksiyonlarındaki karboksil ve karbonil karbonun alkil karbon miktarının oranı ile pozitif ilişkili olduğunu ve $F_{11.0} > F_{7.0} > F_{4.8}$ şeklinde bir sıra takip ettiği sonucuna varılmıştır. SEM görüntüleri boş kaolinit örnekleriyle karşılaştırıldığında fulvik asit fraksiyonlarıyla kaplanmış kaolinit örneklerinin kompleksteki flok yapısının bozulması sonucu konformasyonun açıcı ve daha dağınık olduğunu göstermesi doğrulanmıştır.

Şahin [63], "Doğal Organik Maddelerin Adsorpsiyon Yöntemi İle Giderimi"adlı tez çalışmasını yürütmüştür. Bu tez çalışmasında, suların klorlama işlemi ile dezenfeksiyonu sonucu meydana gelen trihalometanların, oluşmasına neden olan hümik

asitlerin adsorpsiyonu incelenmiştir. Adsorban madde olarak diatomit kullanılmıştır. Diatomitin, sularda bulunan doğal organik maddelerin gideriminde potansiyel bir adsorban madde olduğu, bu tez çalışmasında gösterilmiştir.

Bekaroğlu [64], tez çalışmasında ana amacı, orjinal ve/veya yüzeyleri modifiye olmuş doğal ve atık malzemeler kullanarak adsorpsiyon ve katalitik oksidasyon prosesleri ile doğal organik madde (DOM) giderimi ve dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) kontrolü olan bir inceleme gerçekleştirmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen yüksek giderimler, demir oksit kaplı pomza veya çelikhane cüruflarının DOM giderimi ve DYÜ kontrolünde alternatif bir adsorban ve katalizör olabileceğini göstermektedir. Ayrıca hem pomza hem de çelikhane cürufu hızlı filtrelerde filtre malzemesi olarak kuma iyi bir alternatif olabileceği bulunmuştur. Çünkü yüzey alanları ve poroziteleri genel olarak kumlardan daha fazladır. Ayrıca, adsorptif özelliklerinden dolayı demir oksit kaplı pomzalar ve çelikhane cürufları adsorpsiyon kolonlarında adsorban olarak kullanılıp, granül aktif karbonlara alternatif olabileceği bulunmuştur. En önemlisi, hidrojen peroksit ilavesiyle adsorptif ve oksidatif DOM giderimleri hibrit proseste birleştirilip, proses etkinliğinin arttırılabileceği öğrenilmiştir.

Küçükçongar ve diğ. [65], “Su Kaynaklarında Hümik Maddelerin Reçine Adsorpsiyon Kromatografi Tekniği İle İzolasyonu” adlı tez çalışmasını yürütmüşlerdir. Bu çalışmada farklı reçineler kullanarak uygulanan reçine adsorpsiyon kromatografi (RAK) tekniğinde Amberlite XAD-8, Bio-Rad AG-MP-50 ve Duolite A-7 reçineleri kullanılarak ÇOM (çözünmüş organik madde) fraksiyonlarına ayırma yöntemi uygulanmıştır. Reçineler, literatürde geliştirilen metotlar ve bazı modifikasyonlarla temizleme ve şartlandırma işlemlerine tabi tutulmuştur. Farklı yüzeysel su kaynaklarından alınan numunelere RAK yöntemi uygulanarak hidrofobik ve hidrofilik özelliklerine göre altı farklı fraksiyon elde edilmiştir. Bu fraksiyonların farklı yüzeysel su kaynakları için yüzde dağılımları belirlenmiştir. Altınapa Barajı, Ömerli Barajı ve Çamlıdere Barajı’ndan alınan su numuneleri ters osmoz membranından geçirilerek doğal organik maddeler konsantre edilmiş, elde edilen izolat fraksiyonlama işlemi ile altı farklı fraksiyona ayrılmıştır. Hidrofobik fraksiyonlar toplam TOK içerisinde % 77

oranı ile Ömerli Barajı'nda en yüksek düzeyde elde edilmiştir. Bunu % 61.2 ile Çamlıdere Barajı ve % 45.1 ile Altınapa Barajı izlemiştir. Hümik maddeleri içerisinde bulunduran hidrofobik asit fraksiyonu en yüksek Çamlıdere Barajı'nda ve sonra sırasıyla Ömerli ve Altınapa Barajları'nda tespit edilmiştir. Bu çalışmadan elde edilen bilgiler görüldüğü üzere farklı bölgelerde bulunan üç yüzeysel su kaynağındaki hidrofobik asit fraksiyonu oldukça değişken düzeylerde olabilmektedir. Bu nedenle sularda ÇOM'un tespit edilmesi suyun bu özelliklerini ifade etmek açısından tek başına yeterli olmamakta, fraksiyon dağılımları (Hidrofobik, hidrofilik ve hümik içerik) ÇOM'ların giderim metodunun belirlenmesinde ve dezenfektanlarla verdikleri reaksiyonların kontrol altına alınabilmesinde önemli olmaktadır.

2.3. KOAGÜLASYON VE FLOKÜLASYON

2.3.1. Koagülasyon ve Flokülasyon Hakkında Genel Bilgi

Doğal organik maddeler; moleküler ağırlıklarına, yük yoğunluklarına, polaritelerine, çözünürlüklerine, moleküler özelliklerine, ham suyun bulanıklığına bağlı olarak koagülasyon-flokülasyon, sedimentasyon ve filtrasyon gibi klasik arıtma işlemleri ile giderilebilmektedir.

Koagülasyon çözünmüş maddeler ile kolloidal haldeki ve askıdaki katı maddelerin (süspansiyonlar), bazı kimyasal maddelerin ilavesi ile bir araya getirilmesi işlemidir. Bu işlem koloidal taneciklerin etrafındaki elektriksel çift tabakanın bastırılmasıyla elde edilen bir elektriksel denge destabilizasyonudur. Flokülasyon işlemi ise küçük partiküllerin yumaklar haline getirilerek çökeltilmesidir. Bu işlem iki kademedir oluşur. Bunlar pıhtılaştırma ve yumaklaştırmadır. Pıhtılaştırma işlemi içme suyuna demir (III) klorür, alüminyum sülfat gibi koagülantlar eklenerek çözünmüş veya kolloidal maddelerin yüzen ve çökebilir katılara dönüştürülmesi işlemidir. Yumaklaştırma işlemi ise askıdaki daneciklerin yumak haline getirilmesidir.

Ham sularda bulunan doğal organik maddeler çözünmüş veya partiküler yapıdadır. Sentetik organik kirleticilerin büyük çoğunluğu bu çözünmüş fazın içerisinde. Doğal organik maddelerin partiküler kısmı sedimantasyon ve filtrasyon prosesleriyle giderilmektedir. Organik madde giderimini artırmak için sedimantasyon ve filtrasyondan önce gelen ön arıtma prosesleri, çözünmüş organik maddeleri partiküler yapıya çevirecek şekilde tasarlanmalıdır. Yakın gelecekte daha yaygın kullanım alanları bulacak olan oksidasyon (ozon, ozon/ultraviyole, ozon /hidrojen peroksit), ters osmoz, aktif karbon, mekanik havalandırma gibi teknolojiler bu maddelerin gideriminde etkili olacaktır [1].

Koagülasyon-flokülasyon prosesleri içme suyu arıtımında koloidal veya partiküler formda organik ve inorganik kirleticileri gidermek amacıyla uygulanan en yaygın proseslerdir. Bu prosesler içme suyu arıtımında temel parametre olan bulanıklık gideriminde etkili olmakla beraber, organik madde gideriminde etkisi düşüktür. Koagülasyon genellikle hidrofobik asidik yapıdaki organikler üzerinde etkilidir. Bu prosesler ile sudaki organik maddelerin yarısından az miktarı giderilmektedir. Tüm koagülantlar özellikle makromoleküller olmak üzere bazı organikleri giderir. Bununla beraber, bulanıklık giderme verimleri eşit olan farklı koagülantların farklı organik kirleticileri giderme meyilleri vardır [1].

Yukarıda da değinildiği üzere koagülasyon, çözünmüş maddeler, koloidal haldeki ve askıdaki katı maddelerin suya ilave edilen koagülantlar ile çökebilir formunun oluştuğu prosesi; flokülasyon ise flok denilen daha büyük partiküllerin oluştuğu ikinci aşamayı ifade eder.

Yüzey suları özellikle 10^{-7} -0,1 mm büyüklükteki danecikleri ihtiva ederler. Bu danecikler çözünmüş maddeler, kolloidler ve askıdaki katı maddeler (süspansiyonlar) olarak sınıflandırılabilirler [66];

- Çözünmüş maddeler
- Koloidal maddeler
- Askıda katı maddeler

Çözünmüş maddeler; çapları $0,001\ \mu\text{m}$ 'den küçük olan maddelerdir. Na^+ , O_2 , Cl^- , N_2 örnek olarak verilebilir.

Kolloidal maddeler; çapları $0,001$ - $1\ \mu\text{m}$ arasındadır. Kil, SiO_2 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, virüsler ($0,03$ - $0,3\ \mu\text{m}$) örnek olarak verilebilir.

Askıdaki katı maddeler (süspansiyon); çapları $1\ \mu\text{m}$ 'den büyüktür. Bakteriler (1 - $10\ \mu\text{m}$), kil, kum, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, bitki ve hayvan artıkları örnek olarak verilebilir.

Su içerisindeki bulanıklığa en fazla neden olan maddeler kolloidal maddelerdir. Bu maddeler geniş yüzey alanına sahiptirler ve daneciklerin üstünde statik, negatif elektrik yükü vardır. Aynı elektrik yüküne sahip danecikler birbirlerini ittiği için bu danecikler de birbirlerini iterler ve birbirleri ile birleşip daha ağır, çökebilir hale gelemesler. Bu yüzden kolloidal maddeleri içeren suların berraklaşması çok uzun zaman almaktadır. Kolloidal daneler negatif (-) yüklü olmaları nedeniyle su içerisindeki bütün pozitif (+) yükleri kendilerine çekerler. Kolloidal danelerin gösterdikleri elektrokinetik özellikler genellikle kesme yüzeyi üzerindeki zeta potansiyeline bağlıdır [67].

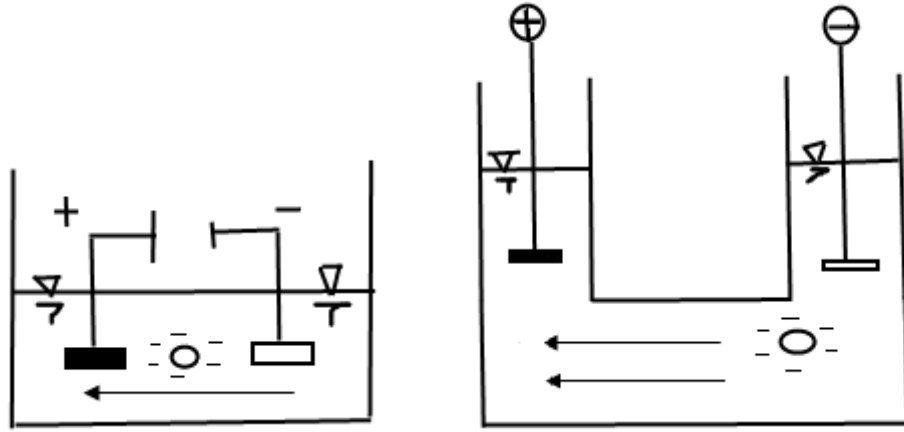
2.3.2. Koagülasyon-Flokülasyon Mekanizması

2.3.2.1. Kolloidlerin Özellikleri

Yumaklaştırmanın verimli ve etkili bir şekilde uygulanabilmesi bakımından kolloidlerin özellikleri bilinmelidir. Su ortamında kil gibi suda çözünmeyen daneciklere “suyu sevmeyen” anlamında hidrofobik (hydrophobic), nişasta, proteinler, organik polimerler gibi suda çözünen daneciklere de “suyu seven” anlamında hidrofilik (hydrophilic) kolloidler denilir [66].

Kolloidler bulundukları sıvı ortam içinde daima bir elektrik yüküne sahiptirler. Kolloid ihtiva eden bir çözelti içerisinde pozitif ve negatif yüklü elektrotlar yerleştirilirse

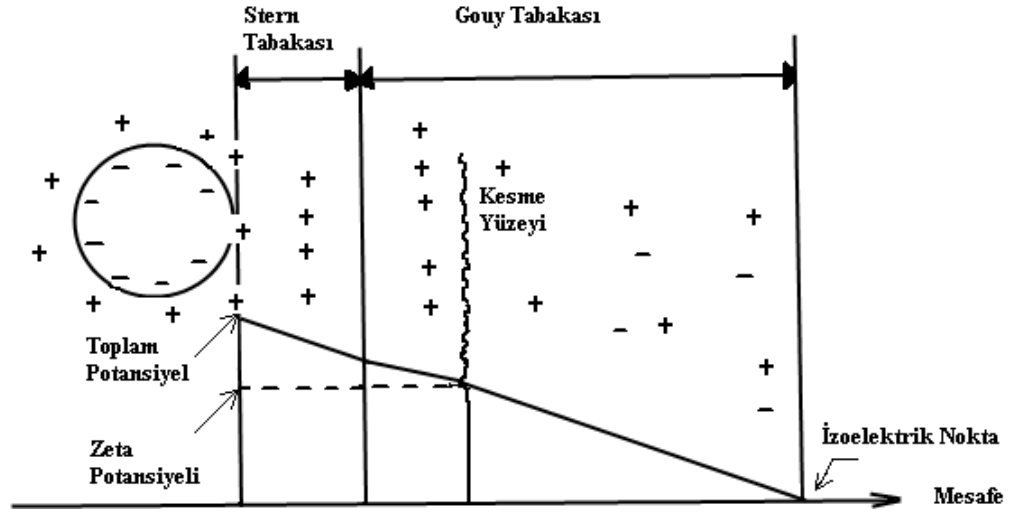
kolloidlerin kendi yüküne zıt yüklü elektroda doğru yığıldıkları görülebilir. Kolloidlerin yükünü tesbit etmeye yarayan bir tertibat şekil 2.5’da gösterilmiştir [66].



Şekil 2.5: Kolloidlerin Yüklerini Gösteren Deney Tertibatı.

Metal oksitler (Al^{+3} , Fe^{+2} veya Fe^{+3} gibi) pozitif elektrik yüküne, metal olmayan oksitler, kil, ptoteinler ise genellikle negatif elektrik yüküne sahiptirler. İçme suyu tasfiyesindeki karşılaşılan kolloidler genellikle negatif yüklüdür [66].

Kolloid danecikler, bulundukları sıvı içinde daima bir elektrik yüküne sahip olduklarından, daneciğin taşıdığı elektrik yüküne zıt iyonlar, danecik çevresinde birikerek sabit bir tabaka bunun çevresinde zıt yüklü iyonlar ikinci bir tabaka meydana getirirler. İkinci tabaka danecik kenarından su içine doğru yayıldığından bu tabakaya “difüz tabakası” denilir (Şekil 2.6) [66].



Şekil 2.6: Negatif yüklü bir kolloidin etrafındaki tabakalar.

Şekil 2.6'dan görüldüğü gibi daneciğin yükü fazla ise etrafına çok miktarda zıt işaretli iyon çeker. Böylece danecik zıt işaretli iyonlarla kaplanmış olur. Bu ilk ve yoğun zıt iyonlar tabakasına “sabit tabaka” veya “stern tabakası” denilmektedir. Stern tabakasının dışında yine aynı işaretli iyonların teşkil ettiği bir tabaka daha bulunur. Bu tabakaya “Gouy Chapman tabakası” veya “dağınık tabaka” denir. İşte bu iki tabakaya “çift tabaka” adı verilir. Çift Tabakada esas itibariyle kolloidin yüküne zıt iyonlar bulunmakla birlikte, aynı işaretli iyonlar da bulunur. Ancak iyonların sayıları danecik yüzeyinden uzaklaştıkça azalır. Belli bir mesafede (+) ve (-) yüklü iyonların sayıları eşit olup, bu noktaya “izoelektrik nokta” denilir. Bu noktada potansiyel sıfırdır. Buradan danecik yüzeyine gidildikçe anyon ve katyonlar arasındaki konsantrasyon farkı arttığından elektrostatik potansiyel de artar. Şekil 2.6'da görülen kesme yüzeyindeki potansiyele “zeta potansiyeli” denir. Kolloidlerin zeta potansiyeli oldukça mühim bir parametredir. Bu yüzey, ayrılma düzlemini karakterize eder [66].

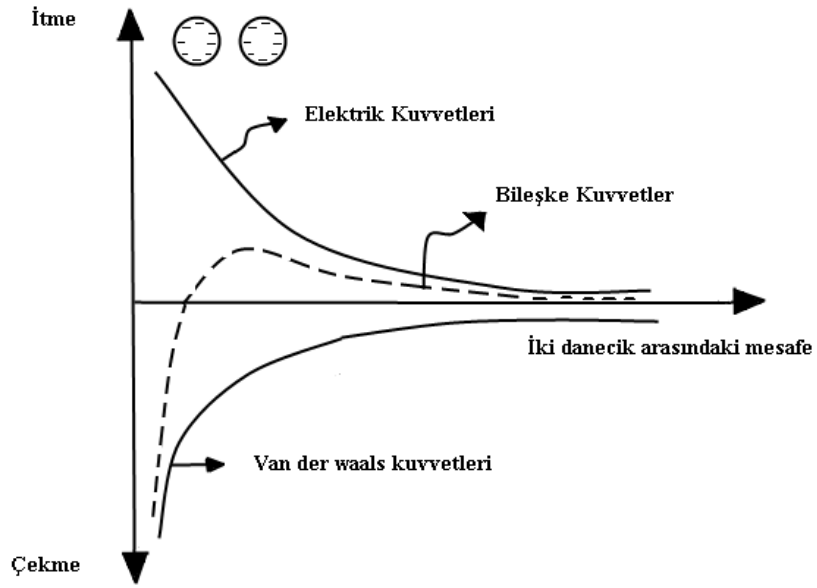
Kesme yüzeyi içindeki sıvı tabakası sanki daneciğe yapışmış gibi onunla birlikte hareket eder. Buna rağmen kesme yüzeyinin dışındaki kısım danecik ile birlikte hareket etmez. Hidrofobik kolloidlerde kesme yüzeyi, sabit tabakanın dış yüzüne çok yakındır [66].

2.3.2.2. *Kolloidal Danelere Etkiyen Kuvvetler*

- İtme kuvveti olarak dane üzerindeki “Elektiriksel Potansiyel Kuvvet” (iki kolloid bir arada düşünülürse, her iki kolloid aynı elektrik yükü ile yüklü olduğundan birbirlerini itmek isterler),
- Çekme kuvveti olarak “Van der Walls Kuvvetleri”,
- Daneciklerin “Brownian Hareketi” (su içerisinde tesadüfi bir şekilde hareket etmeleri) yapmasından doğan kinetik enerji ise hem çekme kuvveti hem de itme kuvvetine neden olur [67].

Yapılması gereken işlem danecik üzerindeki itme kuvvetini düşürmektir. Böylece sadece çekme kuvveti kalacak, danecikler birbirlerini çekip birleşecek ve büyüyerek çökelecektir. Bu elektiriksel kuvvet yani itme kuvvetini düşürmek, suyun pH'ını ayarlamak, suya zıt yüklü iyonlar veya kolloidler vermekle mümkündür. Daneciklerin birbirlerine uyguladıkları itici güç ortadan kalktıktan sonra yavaş karıştırma ile birbirlerine değmeleri sağlanır ve yapışık kalan daneler yumaklar oluşturarak çökelmektedir [67].

Daneciklere etki eden kuvvetler şekil 2.7’de gösterilmiştir [66].



Şekil 2.7: Daneciklere etki eden kuvvetler [66].

Kolloidlerin stabilizasyonu aşağıda belirtilen şekillerde olmaktadır. Duruma ve şartlara göre bunlardan biri veya birkaçı daha etkili olmaktadır. Bunlar [66]:

1. Çözeltiye ilave edilen zıt yüklü iyonlar, danecik etrafındaki çift tabakanın sıkışmasına sebep olurlar. Böylece danecikler arasındaki itme etkisi azalır.
2. Çözeltiye ilave edilen metal iyonları veya organik polimerlerin danecik yüzeyinde adsorbe edilmesiyle danecik yüzeyindeki potansiyel azalmaktadır.
3. Yumaklaştırıcı maddelerin çözeltiye ilave edilmesiyle teşekkül eden metal hidroksitler çökerlerken kolloidleri de bir ağ şeklinde sararak onların çökmesini temin ederler.
4. Organik polimerlerin kullanılması halinde uzun zincirli bu polimerler, kolloidlerin etrafını sararak bir köprü meydana getirir. Böylece kolloidlerin destabilizasyonu sağlanır.

2.3.3. Koagülantlar ve Koagülant Yardımcıları

2.3.3.1. Koagülantlar

Yumaklaştırmadan maksat, çok küçük daneciklerin yumaklar haline getirilip çöktürülmesi olduğundan birtakım kimyasal maddelerin ilave edilmesiyle danecik etrafındaki çift tabakanın sıkıştırılması, danecik yüzeyindeki potansiyelin azaltılması ve kolloidlerin metal hidroksitler çökerken, onlarla birlikte sürüklenmesinin sağlanması gerekir. Bu amaçla çeşitli yumaklaştırmacılar kullanılır. Bu yumaklaştırmacılar tablo 2.8’de gösterilmiştir [66].

Tablo 2.8: Koagülantlar (yumaklaştırmacılar) [66].

Kimyevi Madde	Formülü	Molekül Ağırlığı	Rengi	En Yaygın Şekli	Sudaki Eriyebilirliği*	Sudaki Eriğin Durumu
Alüminyum Sülfat	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	666	Beyaz	Toz ve topak	36,3	Asit
Sodyum Alüminat	$NaAlO_2$	82	Beyaz	Toz	-	Alkali
Ferrik Klorat {Demir(3)Klorür}	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	270	Kahverengi	Topak	91,9	Asit
Ferrik Sülfat {Demir(3)Sülfat}	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	562	Sarımsı Kahverengi	Küçük Kristaller	—	Asit
Ferrous Sülfat {Demir(2)Sülfat}	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	278	Yeşilimsi	Küçük Kristaller	26,6	Asit
Demir Sülfat Alüminyum Sülfat	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$ $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	-	-	-	-	Asit
Kireç (sönmemiş)	CaO	56	Beyaz	Topak ve toz	-	Alkali
Kireç (sönmüş)	$Ca(OH)_2$	74	-	Toz	0,128	Alkali

(*) 20 C’da 100 g suda kuru maddenin eriyebilirliği (g)

Alüminyum tuzları [$Al_2(SO_4)_3$, $AlCl_3$, $Al(OH)_5Cl$, $NaAlO_2$ v.b.] ve demir tuzları [$FeCl_3$, $FeSO_4$, $Fe_2(SO_4)_3$ v.b.] gibi koagülantlar ile %10-90 oranında doğal organik madde giderimi sağlanabilmektedir [68]. Bu koagülantların arıtım sırasındaki davranışı, arıtım verimi ve çökelek oluşturma özellikleri farklılık göstermektedir [69, 70].

Koagülantlardan hangisinin kullanılacağına karar vermek için mutlaka “kavanoz testleri (jar test)” denilen deneyler yapılmalıdır. Bu şekilde koagülantların cinsi ve dozu belirlenebilir [66].

2.3.3.2. Koagülant Yardımcıları

Bu maddelerin kendileri yumaklaştırıcı (koagülant) olmadıkları halde, bir yumaklaştırıcı ile kullanıldıkları zaman onun yumaklaştırma işlemine yardım ederler. Yumaklaştırma işlemini hızlandırmak, daha büyük yumak elde etmek, kullanılan Al^{+3} ve Fe^{+3} gibi yumaklaştırıcıların konsantrasyonlarını azaltmak ve suda organik maddelerden ileri gelen rengi gidermek için kullanılırlar. Bu yardımcı maddeler çok sayıda olup bunlardan bazıları ise kil, kalsit, polielektrolitler, aktif silika, alkali ve asitlerdir [66]. Bu koagülant yardımcıları, suda çözündüklerinde anyonik, katyonik ve noniyonik özellik gösterebilen polimerler suyun pH'sından etkilenmezler ve pH ayarlamasını gerektirmezler [71].

2.3.4. Koagülasyonun Verimliliğine Etki Eden Unsurlar

Doğal organik maddelerin koagülasyon yöntemiyle giderilmesinde etkili olan unsurları şöyle sıralayabiliriz [66] :

- Hamsuyun kalitesi, bulanıklığı
- Sudaki kolloidlerin ve asılı maddelerin miktar ve özellikleri
- Suyun pH değeri
- Yumaklaştırma prosesinin çeşidi, hızlı karıştırma ve yumaklaştırmada bekleme süreleri
- Suyun sıcaklığı
- Suyun alkalitesi
- Sudaki iyonların miktar ve özellikleri
- Koagülant cinsi ve dozu.

Koagülasyon yöntemi uygulanarak organik maddelerin sulardan giderilmesi işleminde pH şartları ve kogülantların türü ve miktarı çok büyük önem arz etmektedir ayrıca suyun sıcaklığı ve sertliği de diğer önemli etkenlerdendir [72].

Koagülasyonda pH'nın ayrı bir ehemmiyeti söz konusudur. Çünkü pH özellikle metal tuzlarının yumaklaştırıcı olarak kullanılması durumunda onların hidrolizinde esas rolü oynamaktadır [66].

Koagülasyonda suyun pH'sının maksimum DOM gideriminde belirleyici bir faktör olduğu tespit edilmiştir [73]. Yapılan çalışmalarda, demir (III) klorürün doğal organik madde gideriminde düşük pH değerlerinde etkili bir kogülant olduğu vurgulanmıştır [74, 75]. Koagülant maddesi olarak alüm kullanılmış bir çalışmada, doğal organik madde giderimi için en uygun pH değerlerinin 5,5-6,5 değerleri arasında olduğu tespit edilmiştir [76]. Yapılan başka bir çalışmada, çözünmüş organik maddeler ile askıda partiküllerin farklı pH değerlerinde en yüksek giderim verimi elde edildiğine değinilmiştir [77].

Optimum koagülasyon pH'sı koagülant türüne ve ham suyun özelliklerine bağlı olarak büyük değişim gösterebilmektedir. Bursa ilinde bulunan Doğançı Barajı'ndan elde edilen su numuneleri ile yapılan deneysel çalışmalar sonucunda optimum koagülasyon pH'sı alüm için 6, FeCl₃ ve FeSO₄ için ise 5,5 olarak bulunmuştur [78].

Yapılan araştırmalarda, aynı dozajlarda demir (III) klorürün suda alümden iki kat daha fazla miktarda hidroksit oluşturduğunu ve demir hidroksit flokları üzerinde, alüminyum hidroksit floklarına nazaran daha fazla aktif uç bulunduğunu ve bundan ötürü doğal organik madde gideriminde alümden daha etkili bir koagülant maddesi olduğu tespit edilmiştir [35, 36]. Ayrıca alüminyum hidroksit flokları ile demir hidroksit flokları yüzey yükü, spesifik yüzey alanı ve aktif adsorpsiyon bölgeleri bakımından farklılıklar gösterebilmektedir. Literatürde yüzey alanı örnekleri demir flokları için 160-230 m²/g aralığında iken [79] alüm flokları için 200-400 m²/g'dır. Yukarıda da söylendiği gibi demir (III) klorür aynı dozdaki alümden iki kat daha fazla metal hidroksit

oluşturduğundan dolayı doğal organik madde giderimi için gerekli yüzey alan, demir (III) klorür için alümdan daha fazladır. Bununla birlikte, demir hidroksit floklarının adsorpsiyon kapasitesi de alümdan daha fazladır [35].

2.3.5. Koagülasyon Yöntemiyle Doğal Organik Maddelerin Giderilmesi Konusunda Literatür İncelenmesi

Edzwald [80], İçmesuyu arıtımında koagülasyon işlemine genel bir bakış sunduğu makalesinde, koagülasyon işleminin verimi açısından hamsuyun kimyasının, doğal organik maddelerin konsantrasyonunun ve koagülantların yapısının ve çeşidinin önemini vurgulamıştır. Hidrofobik asitlerin (hümkik ve fulvik asitler) negatif yük ve kimyasal yapısı koagülantlar ile (özellikle metal bazlı koagülantlar) kimyasal reaksiyonlarını etkiler. Alüminyum (Al) koagülantı ile doğal organik maddelerin (DOM) giderim işlemi pek çok kimyasal reaksiyonu içerebilir. Bunlar; Al ile kompleks reaksiyonlar; Al hidroliz reaksiyonları; Al-DOM partiküllerinin direkt çökmesi ve amorf $Al(OH)_3$ ile DOM ya da kompleks Al-DOM türlerinin adsorpsiyonu şeklinde olabilmektedir. Ayrıca alg içeren su kaynaklarının ön ozonlama işlemi alg türü, konsantrasyonu ve hücre dışı organik maddenin (extracellular organic matter, EOM) moleküler ağırlığına ve ozon dozuna bağlı olarak mikroflokülasyona ya da koagülasyon işleminin bozulmasına yol açabileceği makalenin değindiği önemli noktalar olmuştur. Ayrıca UV absorbansındaki azalmanın ÇOK ve THMOP giderme yüzdesinden daha fazla olduğunu vurgulamıştır. Edzwald ve diğ. [81], UV_{254} ve trihalometan oluşum potansiyeli (THMOP) arasında çok yakın korelasyonlar olduğunu bildirmişlerdir. UV absorbansı ile dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu arasındaki ilişkiye pek çok araştırmacı tarafından dikkat çekilmiştir [82, 83, 84]. Yani UV ışını absorplayan organik maddenin büyük ölçüde giderilmesi, klorlama işlemi sonrasında klorlu organik bileşiklerin oluşumunu kontrol edebilme açısından büyük önem arz eder. Yapılan başka bir araştırmada da UV absorbansındaki azalma yüzdelерinin ÇOK ve TOK giderim yüzdelерinden çok daha fazla olduğuna değinilmiştir [85].

Alkan ve diğ. [78], yaptıkları deneysel çalışmada, yüzeysel sularda bulunan doğal organik maddelerin güçlendirilmiş koagülasyon ile gideriminin belirlenmesini amaçlamışlardır. Bursa İli'nin içme suyu ihtiyacının büyük bir bölümünü karşılayan Doğancı Barajı'ndan temin edilen suda $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $FeSO_4$ kullanılarak jar testi yapılmıştır. Her bir koagülant için güçlendirilmiş koagülasyon koşulları belirlendikten sonra koagülasyon veriminin artırılması için anyonik ve katyonik polielektrolitler kullanılmıştır. Çalışmadan elde bulgular içme sularında su kalitesinin bozulmasına, klorlama sonrasında kanserojenik dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşmasına ve dağıtım sisteminde bazı işletme problemlerine neden olan doğal organik maddelerin güçlendirilmiş koagülasyon prosesi ile önemli oranda giderildiğini göstermiştir. Güçlendirilmiş koagülasyon sonrasında toplam organik karbon (TOK) gideriminin %17-64, çözülmüş organik karbon (ÇOK) gideriminin %45-78, biyoparçalanabilir çözülmüş organik karbon (BPÇOK) gideriminin %45-83 arasında değiştiği tespit edilmiştir. En etkili organik madde giderimi $FeCl_3$ ile birlikte anyonik polielektrolit kullanımı sonucu gerçekleşmiştir. Bu uygulamada elde edilen TOK giderimi %55, ÇOK giderimi %78, BPÇOK giderimi %83 olmuştur. Bu deneysel çalışma neticesinde elde edilen sonuçlar Tablo 2.9' da verilmiştir.

Tablo 2.9: Farklı koagülant ve koagülant yardımcılarının kullanımının ham suyun özelliklerine etkisi [78].

Örnek	pH	TOK (mg/L)	TOK giderimi (%)	ÇOK (mg/L)	ÇOK giderimi (%)	BPÇOK (mg/L)	BPÇOK giderimi (%)	SUVA (ml ⁻¹ /mg)	UV Abs (cm ⁻¹)	UV Abs giderimi (%)
Hamsu	8.02	4.52	-	3.65	-	1.12	-	2.93	0.107	-
Alüm	6	3.74	17	1.47	60	0.46	59	2.24	0.033	69
Alüm+KP	6	2.04	55	1.78	51	0.36	66	1.85	0.033	69
Alüm+AP	6	2.62	42	1.53	58	0.58	49	2.15	0.033	69
FeCl ₃	5.5	1.87	59	0.91	75	0.20	83	0.86	0.016	85
FeCl ₃ +KP	5.5	2.58	43	1.70	53	0.40	65	0.97	0.025	77
FeCl ₃ +AP	5.5	2.05	55	0.82	78	0.28	83	0.73	0.015	86
FeSO ₄	5.5	1.62	64	2.01	45	0.45	60	1.00	0.030	72
FeSO ₄ +KP	5.5	1.95	57	1.89	48	0.61	45	1.85	0.028	74
FeSO ₄ +AP	5.5	2.45	46	1.21	67	0.45	60	0.78	0.019	82

TOK: Toplam Organik Karbon, ÇOK: Çözünmüş Organik Karbon, BPÇOK: Biyolojik Parçalanabilir Organik Karbon,
AP: Anyonik Polielektrolit, KP: Katyonik Polielektrolit

Elde edilen bulgular gözden geçirildiğinde en düşük TOK gideriminin (%17) alümün tek başına kullanımı ile meydana geldiği görülmektedir. FeSO₄ kullanarak (%64) alümdan 3,77 kat, FeCl₃ kullanarak (%59) alümdan 3,5 kat daha fazla TOK giderimi sağlanmıştır. Yapılan diğer çalışmalarda da benzer sonuçlar tespit edilmiştir. Volk ve diğ. [86], nehir suyu ile yapılan bir çalışmada alüm ile %47, demir sülfat ile %65 TOK giderimi elde edildiğini belirtmişlerdir. Uyak ve Toröz [87], FeCl₃ ile %69 TOK giderimi elde ederken alüm ile %49 TOK giderimi elde ettiklerini vurgulamışlardır.

Uyak ve Toröz [88], Büyükçekmece su kaynağında alüm (alüminyum sülfat) ve demir (III) klorür koagülantlarını kullanarak jar testi deneyleri ile organik öncü bileşiklerini giderme verimi açısından karşılaştırmışlardır. Bu çalışmada, Büyükçekmece suyunda bir seri jar testi deneyleri yapılmıştır. Bu deneylerde zenginleştirilmiş koagülasyon metodu kullanılarak, ham sudan dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) öncü bileşiklerini temsil eden çözünmüş organik karbon (ÇOK), UV₂₅₄ ve trihalometan oluşum potansiyeli (THMOP) parametrelerinin giderimleri araştırılmıştır. DOM giderim

verimini arttırmak için modifiye edilmiş koagülasyon prosesine zenginleştirilmiş koagülasyon denir. Yani başka bir ifade ile, koagülasyon işleminde koagülant dozajı ve pH'nda yapılan modifikasyonlarla oluşturulan arıtma yöntemine verilen addır [89]. Zenginleştirilmiş koagülasyon arıtma tekniğinin amacı sudaki ÇOK miktarını azaltarak, içme suyu şebekesindeki THM konsantrasyonu kontrol etmek ve azaltmaktır. Jar Testi çalışmalarından elde edilen sonuçlar, zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile Büyükçekmece göl suyundan etkin bir şekilde DYÜ öncü bileşiklerinin giderildiğini göstermiştir. Deneysel çalışma sonuçları, aynı koagülant dozlarında, demir klorürün alüminyum sülfata göre daha fazla miktarda ÇOK, UV₂₅₄ ve THMOP giderdiğini işaret etmiştir. 120 mg/L demir klorür ile ÇOK, UV₂₅₄ ve THMOP giderimi sırasıyla % 58, 79 ve 71 civarında olurken, 120 mg/L alüm koagülantı ile ÇOK, UV₂₅₄ ve THMOP'yi sırasıyla % 48, 62 ve 50 oranında gidermiştir. Bu çalışmada UV₂₅₄ ve THMOP genelde ÇOK'dan daha yüksek miktarda giderilmiştir.

Teksoy [90], Doğancı Barajı'ndan aldığı ham su numuneleri ile içme sularından organik madde giderimi ve trihalometan oluşumunun önlenmesi için arıtma proseslerinin optimizasyonu ile ilgili tez çalışmasını gerçekleştirmiştir. Bu çalışmada öncelikle Doğancı Barajı'ndan alınan ham sudan organik madde giderimi için optimum koagülasyon koşullarını tespit etmiş, daha sonra bu koşullarda yapılan arıtma işlemlerinde dezenfeksiyon amacı ile kullanılan ozon, UV ışını ve klor gibi dezenfektanların organik karbon mineralizasyonu ve trihalometan oluşum potansiyeline etkilerini belirlemiştir. Ayrıca ozonlamanın farklı arıtma kademelerinde kullanılması ile elde edilen organik madde giderimlerini mukayese etmiştir. Optimum koagülasyon koşullarını belirlemek için yapılan jar testi denemelerinde maksimum organik karbon gideriminin pH 5.5'te 27 mg/L FeCl₃ ve 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile elde edildiği belirlenmiştir. Düşük pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemlerinin ardından uygulanan dezenfektanlar arasında ozonlamanın (2 mg/L ozon konsantrasyonunda 20 dakika) organik karbon mineralizasyonunda en etkili yöntem olduğu ancak UV radyasyonu ve klorlama ile de bir miktar oksidasyon meydana geldiği tespit edilmiştir. Düşük pH'da gerçekleştirilen arıtma işlemlerinin koagülasyon ve aktif karbon filtrasyon verimini arttırdığı, hızlı kum filtrasyonuna etkisi olmadığı belirlenmiştir. Çalışma

sonuçları, maksimum TOK ve ÇOK gideriminin, koagülasyon, aktif karbon filtrasyonu ve 2 mg/L ozon ile 20 dakika ozonlama proseslerinin kullanılmasıyla sağlandığını göstermiştir. En iyi THMOP ve BPÇOK giderimi ise 2mg/L ozon konsantrasyonu ile 20 dakika ön ozonlamanın ardından koagülasyon ve aktif karbon filtrasyon prosesinin kullanılması ile elde edilmiştir.

Uyak [73], “İstanbul içme suyu kaynaklarında zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile dezenfeksiyon yan ürünleri öncü bileşikler giderimi” adlı doktora tezi çalışmasını yürütmüştür. Bu çalışmanın amacı demir klorür ve alüm koagülasyonu ile dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) öncü bileşiklerinin giderimini kapsamaktadır. Bu çalışmanın sonuçları inorganik koagülantların doğal organik madde (DOM) gideriminde verimli bir şekilde kullanılabileceğini göstermiştir. Bu TOK gideriminin en temel mekanizmasını demir ve alüminyum hidroksit flokları üzerindeki adsorpsiyon işlemi oluşturmaktadır. Bunun yanında, demir klorürün alümden daha fazla miktarda DOM giderdiği tespit edilmiştir. Koagülasyon pH’sının maksimum DOM gideriminde belirleyici bir faktör olduğu görülmüştür. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar, zenginleştirilmiş koagülasyon yönteminin çok fazla yatırım maliyeti gerektirmeksizin Terkos ve Büyükçekmece sularında klorlama sonucu oluşabilecek DYÜ oluşum potansiyelini kontrol etmede etkili bir arıtma yöntemi olduğunu göstermiştir. Ömerli suyunun düşük seviyede spesifik ultraviyole absorpsiyon (SUVA) değerine sahip olmasından dolayı, bu suda bu yöntemin etkili bir şekilde uygulanabilmesi için pH optimizasyonu yapılması gerektiği belirlenmiştir.

Özer [91], Sivas içme suyunda zenginleştirilmiş koagülasyonla organik madde giderimini amaçlayan bir tez çalışmasını yürütmüştür. Bu tez çalışmasında, Sivas 4 Eylül Barajı’ndan gelen, Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden Kasım 2007-Nisan 2008 tarihleri arasında alınan ham su numunelerinde su kalite parametreleri belirlenerek jar testi çalışmaları yapılmıştır. Alınan ham su numunelerinde, trihalometanların (THM) oluşumuna neden olan doğal organik maddelerin kontrol edilmesinde zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi kullanılmıştır. Zenginleştirilmiş koagülasyon şartlarını belirlemek

için optimum koagülasyon dozajında bir seri jar testi yapılmıştır. Deneyler, jar testi cihazında bir litre örnek hacminde yürütülmüştür. Koagülant madde olarak alüminyum sülfat, demir klorür ve polialüminyum klorür kullanılmıştır. Koagülasyon verimini artırmak için koagülantlarla birlikte anyonik ve katyonik polielektrolitler kullanılmıştır. Her bir koagülant için koagülant madde dozajı 20 ila 120 mg/L arasında değişmiştir. Optimum pH çalışmaları alüm için pH 5-6.5, demir klorür için pH 4.5-6 ve PACI için ise pH 5-8 aralıklarında yapılmıştır. Yapılan optimum pH çalışması neticesinde alüm ve PACI için optimum pH 6, demir klorür için ise 5.25 olarak tespit edilmiştir. Jar testlerinin sonucu olarak ÇOK giderimi için %43.2-66.6 ve UV₂₅₄ Absorbansı giderimi için %55.4-83.4 değerleri elde edilmiştir. Optimum koagülasyon koşullarını belirlemek için yapılan jar testi denemelerinde maksimum UV₂₅₄ ve ÇOK gideriminin pH 5.25'te 80 mg/L FeCl₃ ve 0.05 mg/L anyonik polielektrolit kullanımı ile elde edildiği belirlenmiştir. Ham su numunesi ve içme suyu şebekesinde tespit edilen 5 noktadan alınan su numunelerinde trihalometan (THM) analizleri yapılmıştır. Elde edilen veriler neticesinde toplam trihalometan (TTHM) miktarı içme suyu şebeke sisteminde 18.2 µg/L ile 70.2 µg/L arasında değişirken ham su numunesinde ise 98.7 µg/L olarak bulunmuştur.

3. MALZEME VE YÖNTEM

Deneysel çalışmada Alibeyköy Barajı'ndan alınan doğal sularla koagülasyon ve adsorpsiyon deneyleri yürütülmüştür. Deneylere başlamadan önce İstanbul'da bulunan içme suyu kaynaklarından yüzeysel suyu temsilen Alibeyköy Barajı su alma yapısı girişinden alınan numunelerle karakterizasyon çalışması yapılmıştır. Çalışmanın adsorpsiyon kısmında adsorban madde olarak kolay ve ucuz elde edilebilir kil maddeleri kullanılmıştır. Koagülasyon kısmında ise koagülant maddesi olarak FeCl_3 (Demir 3 Klorür) ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (Alüminyum Sülfat) kullanılmıştır. Deney sonucunda alınan örnekler ile de ÇOK ve DOM (UV_{254}) ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Tüm analizler standart metotlara göre yapılmıştır [92].

3.1. ÇALIŞMADA KULLANILAN CİHAZLAR VE ARAÇLAR

Çalışmada kullanılan cihazlar ve araçlar aşağıda liste halinde verilmiştir:

- pH metre, (Thermo Electron Corporation ORION 3 STAR)
- Terazî, (GEC AVERY)
- Isıtıcı-Manyetik Karıştırıcı, (VELP Scientifica)
- Saf Su Cihazı, (Nüve NS 108 - 8 L/h kapasiteli metalik su damlatıcı)
- Şırınga Ucu Süzme Aparatı, (SIMPLEPURE PVDF/L 0.45 μm)
- Etüv, (J.P. SELECTA)
- Çalkalayıcı İnkübatör, (Zfifene ZHWY-211B)
- TOK Cihazı, (SHIMADZU TOC- V_{CPH})
- Spektrofotometre, (T60U Spectrometer PG Instruments Ltd.)
- Jar Testi Cihazı, (WiseStir® JT-M6 Digital Jar Tester, 6-Paddle Stirrer)

3.2. ÇALIŞMADA KULLANILAN SUYUN KARAKTERİZASYONU

Karakterizasyon çalışmaları sonucu elde edilen ham su numunesine ait kalite parametreleri Tablo 3.1’de verilmiştir.

Tablo 3.1: Deneylerde kullanılan ham su numunesine ait kalite parametreleri.

Parametreler	Değerler
Bulanıklık (NTU)	3
İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	664
Sıcaklık ($^{\circ}\text{C}$)	19.3
pH	8.35
Toplam Sertlik ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	240
Toplam Alkalinite ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	108
Klorür ($\text{mg}/\text{L Cl}^-$)	90
Çözülmüş Organik Karbon, ÇOK (mg/L)	5.3
UV ₂₅₄ absorbanı (cm^{-1})	0.110

Alınan ham su numunesi, karanlık koşullar ve soğutucu kaplar içerisinde aynı gün laboratuvara ulaştırılmış ve ham su numunesi analizler yapılana kadar $+4^{\circ}\text{C}$ soğutucuda, karanlıkta muhafaza edilmiştir.

3.3. KOAGÜLASYON ÇALIŞMALARI

3.3.1. Koagülasyon Deneyinde Kullanılan Çözeltiler

Alüminyum Sülfat (Alüm) Stok Çözeltisi [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$]: 9.33 g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ tartılır 1000 ml’lik balonjoje içerisinde bir miktar distile suda çözülür ve 1 L distile suya tamamlanarak 5 g/L’lik alüminyum sülfat stok çözeltisi elde edilir.

Demir Klorür Stok Çözeltisi ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$): 8.32 g $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ tartılır 1000 ml'lik balonjoje içerisinde bir miktar distile suda çözülür ve 1 L distile suya tamamlanarak 5 g/L'lik demir (III) klorür stok çözeltisi elde edilir.

Polielektrolit: 0.1 g anyonik polielektrolit (SNF FLOPAN AH 912) pipet yardımıyla alınıp 100 ml'lik balonjojede distile su ile çözündürülerek hazırlanır.

Hidroklorik Asit Çözeltisi (0.1 N HCl): Deneylerde kullanılacak 0.1 N Hidroklorik asit (HCl) çözeltisi için %36-38'lik derişik HCl çözeltisinden pipetle 4.16 ml çözelti alınıp 500 ml distile suya tamamlanmıştır.

Sodyumhidroksit Çözeltisi (0.1 N NaOH): Deneylerde kullanılacak 0.1 N Sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisi için 2 g NaOH tartılıp 500 ml'lik balonjoje içersinde bir miktar distile suda çözündürölüp 500 ml distile suya tamamlanmıştır.

3.3.2. Koagölasyon Deneyleri

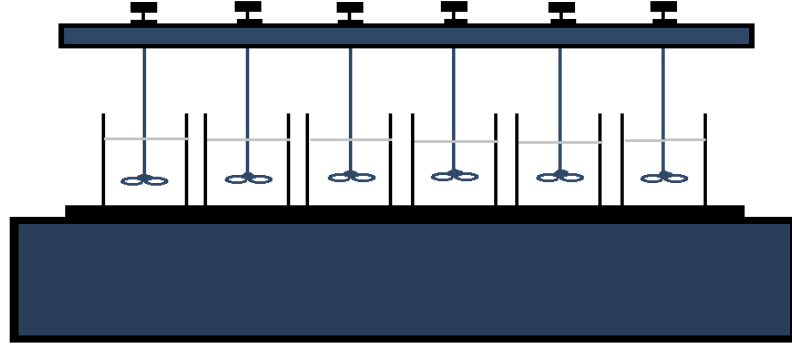
Koagölasyon deneyleri laboratuvar ölçekli kesikli sistemde yürütölmüştür. Bu amaçla WiseStir® JT-M6 (Digital Feedback Control Programmable Digital Timer) marka altı pedallı jar testi cihazı kullanılmıştır. Jar testi deneylerinde kullanılan beherler 500 ml kapasitelidir. Jar testi cihazı şekil 3.1'de gösterilmiştir.



Şekil 3.1: Jar testi cihazı.

3.3.2.1. Jar Testi

Çalışmada kullanılan jar testi düzeneği 6'lı olduğundan tüm koagülanlar için aynı anda jar testi yapılamamış, numune $+4^{\circ}\text{C}$ ' de muhafaza edilmiştir. Jar testi denemelerine başlamadan önce örneklerin oda sıcaklığına ($20\pm 1^{\circ}\text{C}$) gelmesi beklenmiştir. Koagülan madde olarak $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; koagülan yardımcı maddesi olarak anyonik (SNF FLOPAM AH 912) polielektrolit kullanılmıştır. 6 adet 500 mL'lik beher ve pedallı karıştırıcı ile gerçekleştirilen jar testi denemelerinde koagülan ilavesinden sonra örnekler 100 rpm' de 1dakika hızlı karıştırma, 20 rpm' de 30 dakika yavaş karıştırma işlemine tabi tutulmuştur. Oluşan floklar 30 dakika boyunca çökmeye bırakılmış ve ardından üst faz 0.45 μm membran filtreden süzülerek UV_{254} ve ÇOK ölçümleri yapılmıştır. Polielektrolit ilaveleri yavaş karıştırma (flokülasyon) işleminin başında yapılmıştır. Şekil 3.2'de jar testi cihazının şematik gösterimi verilmiştir.



Şekil 3.2: Jar testi deney düzeneğinin şematik gösterimi.

3.3.2.2. Optimum Koagülasyon pH'sının ve Dozunun Belirlenmesi

Optimum pH belirlenirken $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (alüm) için 5, 6, 7, 7, 8, 8.35 (numune pH'sı) ve 9 pH değerlerinde, FeCl_3 için 4.5, 5, 5.5, 6.5, 7 ve 8.35 pH değerlerinde çalışılmıştır. Optimum pH belirleme çalışmasında uygulanan koagülant dozları alüm için 30 mg/L, FeCl_3 için de 30 mg/L'dir. Yavaş karıştırma işleminin başında yapılan polielektrolit ilavesi 0.1 mg/L'dir. Koagülant eklendikten sonra pH değeri 0.1 N HCl ve 0.1 N NaOH kullanılarak istenen pH değerlerine ayarlanmıştır. Jar testi sonunda doğal organik madde giderimi, UV absorbansı izlenerek belirlenmiş ve UV_{254} absorbansı azalmasının maksimum olduğu pH değeri optimum olarak seçilmiştir.

Optimum koagülant dozunun belirlenmesi için beherlere artan konsantrasyonlarda koagülant eklendikten sonra pH değeri 0.1 N HCl ve 0.1 N NaOH kullanılarak istenen pH'ya ayarlanmıştır. Kullanılan alüm dozları 10, 20, 30, 40, 50, 60 mg/L, FeCl_3 dozları da 10, 20, 30, 40, 50, 60 mg/L olarak seçilmiştir. Polielektrolit ilavesi 0.1 mg/L'dir. Maksimum UV_{254} azalmasının olduğu koagülant konsantrasyonu optimum doz olarak kabul edilmiştir.

3.4. ADSORPSİYON ÇALIŞMALARI

3.4.1. Adsorpsiyon Çalışmasında Kullanılan Çözeltiler

Hidroklorik Asit Çözeltisi (0.1 N HCl): Deneylerde kullanılacak 0.1 N Hidroklorik asit (HCl) çözeltisi için %36-38'lik derişik HCl çözeltisinden pipetle 4.16 ml çözelti alınıp 500 ml distile suya tamamlanmıştır.

Sodyumhidroksit Çözeltisi (0.1 N NaOH): Deneylerde kullanılacak 0.1 N Sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisi için 2 g NaOH tartılıp 500 ml'lik balonjoje içersinde bir miktar distile suda çözündürölüp 500 ml distile suya tamamlanmıştır.

Hümik Asit Çözeltisi: 1.82 g hümik asit tartılıp 1000 ml'lik balonjoje içersinde bir miktar distile suyla çözündürölüp 1 litre distile suya tamamlanmıştır.

3.4.2. Çalışmada Kullanılan Kilin Özellikleri

Bu çalışmada adsorban madde olarak siltli kil kullanılmıştır. Rengi sarımsı griden kahverengimsi griye değışim göstermektedir. “Şile Kömürcüoda Düzenli Depolama Alanı'ndan alınan kil numunesi alttan üste doğru kil (Gürpınar Formasyonu) ve kumdan (Çukurçeşme Formasyonu) oluşmaktadır [93, 94, 95].

Tablo 3.2: Kömürcüoda depolama alanında kullanılan kilin özellikleri [93, 94, 95].

Kimyasal Analiz (%)		Mineral İçeriği (%)		Elek Analizi (%)	
SiO ₂	51-54	Kaolinit	68-71	63 µm	100
Al ₂ O ₃	27-29			40 µm	99
Fe ₂ O ₃	2.5-2.7	Serbest	6-9	20 µm	98
TiO ₂	1.1-1.2	Kuvars		6 µm	91
CaO	0.1-0.2			2 µm	69
MgO	0.7-0.8	İllit	15-18	1 µm	47
Na ₂ O	0.0-0.1				
K ₂ O	2.7-2.9	Diğerleri	2-5		
SO ₃	----				

*Sızdırma kaybı %8.5 – 9, Su Emme % 0.2 – 0.4

3.4.3. Adsorpsiyon Deneyleri

Adsorpsiyon deneyleri de laboratuvar ölçekli kesikli sistemde yürütülmüştür. Çalkalama işlemi, Zhicheng marka ZHWY–211B model çalkalayıcı inkübatör (Şekil 3.3 ve Şekil 3.4) kullanılarak 100 rpm devir hızı ile yapılmıştır. Deneylerde 250 ml kapasiteli erlenmayerler kullanılmıştır. Şekil 3.5’de karıştırıcıdan alınan numuneler gösterilmektedir. Çalışmada adsorban madde olarak siltli kil kullanılmıştır.



Şekil 3.3: Çalkalayıcı inkübatör.



Şekil 3.4: Çalkalayıcı inkübatör.



Şekil 3.5: Karıştırıcıdan alınan numuneler.

3.4.3.1. Optimum Temas Süresinin Bulunması

250 ml'lik 6 adet erlenin her birine 250 ml hamsu ve 0.25 g kil ilave edilmiştir. Deneme, çözelti pH'sında gerçekleştirilmiştir. Kil ve hamsu karışımını içeren erlenlerin her biri oda sıcaklığına (20 ± 1 °C) ayarlı çalkalayıcı inkübatöre koyulmuştur. 1, 3, 5, 8, 24, 48, 72 saatlik süreler sonunda karışım 0.45 µm membran filtre ile süzölmüş ve ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlardan adsorpsiyon denge süresi (optimum temas süresi) belirlenmiştir. Bundan sonraki deneylerde bu süre esas alınmıştır.

3.4.3.2. Optimum Adsorban (Kil) Miktarının Bulunması

0.05, 0.125, 0.25, 0.375, 0.5, 0.625, 0.75 g tartımlarda kil 250 ml'lik hamsu numuneleri içerisine konularak ve oda sıcaklığına (20 ± 1 °C) ayarlı çalkalayıcı inkübatörde, çözelti pH'sında ve optimum temas süresinde çalkalanmıştır. 0.45 µm membran filtreden süzme işleminden sonra ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlardan optimum kil miktarı belirlenmiştir. Bundan sonraki deneylerde bu miktar esas alınmıştır.

3.4.3.3. pH Etkisi

Ham su numuneleri optimum kil miktarında, 3, 4, 5, 6, 7, 9,10 pH değerlerinde ve oda sıcaklığına (20 ± 1 °C) ayarlı çalkalayıcı inkübatörde, optimum temas süresinde çalkalanmıştır. 0.45 µm membran filtreden süzme işleminden sonra ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri yapılmıştır.

3.4.3.4. Sıcaklık Etkisi

Ham su numuneleri optimum adsorban (kil) miktarında ve farklı sıcaklıklarda (15, 20, 25, 30 ve 35 °C'lere ayarlı çalkalayıcı inkübatörde) çözelti pH'sında ve optimum temas süresinde çalkalanmıştır. 0.45 µm membran filtreden süzme işleminden sonra ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri yapılmıştır.

3.4.3.5. İzoterm Çalışmaları

Optimum kil miktarında 250 ml'lik hamsu numuneleri içerisine farklı konsantrasyonlarda (0.625, 1.25, 2.5, 3.75, 5 ve 7.5 ml) hümik asit çözeltisi ilave edilmiştir. Oda sıcaklığına (20 ± 1 °C) ayarlı çalkalayıcı inkübatörde, çözelti pH'sında ve optimum temas süresinde çalkalanmıştır. 0.45 µm membran filtreden süzme işleminden sonra ÇOK ve UV₂₅₄ analizleri yapılmıştır.

3.5. ANALİZ YÖNTEMLERİ

Bu kısımda çalışma süresince kullanılan analiz yöntemleri verilmiştir. Yapılan adsorpsiyon ve jar testi denemeleri ve uygulanan her arıtılabilirlik deneyleri sonrasında doğal organik madde miktarını belirlemek amacıyla bazı temsili parametreler seçilmiştir. Bunlar; çözünmüş organik karbon (ÇOK) ve doğal organik maddenin hümik karakterini ortaya koyan 254 nm'deki UV absorbansı değerleridir.

3.5.1. pH ve Sıcaklık

Çözeltilerin pH ve sıcaklık ölçümleri Thermo Electron Corporation Orion 3 Star marka cihazda yapılmıştır.

3.5.2. ÇOK

ÇOK ölçümleri, Standart Metot 5310 B'de [92] verilen yüksek sıcaklıkta yakma metoduna uygun olarak Shimadzu marka TOC-V_{CPH} otomatik örnekleyici ile donatılmış toplam organik karbon analiz cihazında gerçekleştirilmiştir. ÇOK miktarı belirlenmeden önce su örnekleri 0.45 µm gözenek çaplı membran filtreden süzölmüştür.

3.5.3. UV₂₅₄

Doğal organik maddenin hümik içeriğini temsil eden 254 nm dalga boyundaki UV absorbansları, örnekler 0.45 µm gözenek çaplı membran filtreden süzöldükten sonra PG Instruments Ltd. marka (T 60U Spectrometer) spektrofotometre ile belirlenmiştir [87].

4. BULGULAR

Bu bölümde “İçme Sularındaki Doğal Organik Maddelerin Koagülasyon ve Adsorpsiyon Yöntemleriyle Giderilmesi” konusu çalışılmış ve elde edilen veriler değerlendirilmiştir. Değerlendirme de esas olarak ÇOK ve DOM (UV₂₅₄ olarak) parametreleri incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar aşağıda grafik ve tablolarla gösterilmiştir.

4.1. JAR TESTİ DENEY SONUÇLARI

4.1.1. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi

Koagülasyon işleminin verimi açısından hamsuyun kimyasının (özellikle suyun pH’sı, sıcaklığı ve sertliği), doğal organik maddelerin yapısı ve konsantrasyonunun ve koagülantların yapısı, miktarı ve çeşidinin önemi büyüktür [80]. Bu gibi etmenlere bağlı olarak giderim verimi de %10-90 arasında değişim gösterebilmektedir [86].

4.1.1.1. Alüm [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18(H_2O)$] ile Koagülasyon

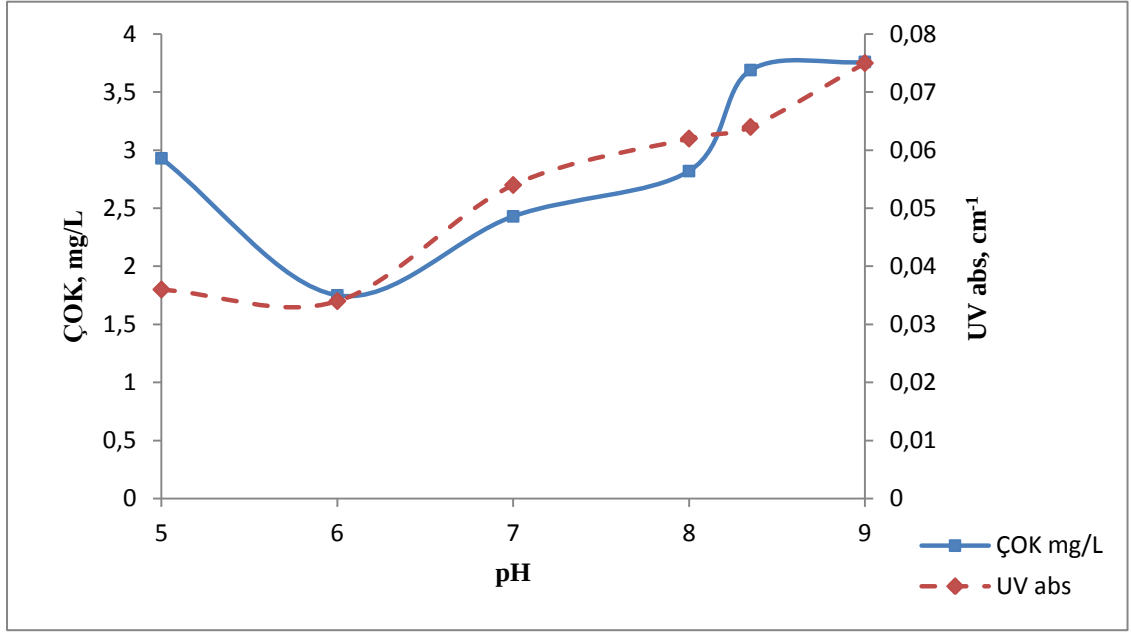
Suların arıtılmasında en çok kullanılan koagülant madde alüminyum sülfat [$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18(H_2O)$] yani alümdür. Alüm ile yapılan koagülasyon işlemi organik maddelerin etkili bir şekilde giderilmesine olanak sağlar.

Tablo 4.1’de alüm ile koagülasyonda optimum pH’yı belirleme çalışmalarına ait sonuçlar verilmiştir. Asit ve baz çözeltilerinin yardımı ile seçilen pH değerlerine ayarlanan ham suya 30 mg/L alüm ilave edildikten sonra jar testi deneyleri yapılmıştır. Çökeltim işlemi tamamlandıktan sonra beherlerden alınan örneklerde UV₂₅₄ absorbansı ile ÇOK değerleri ölçülmüştür.

Tablo 4.1: Alüm ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışmalarının sonuçları.

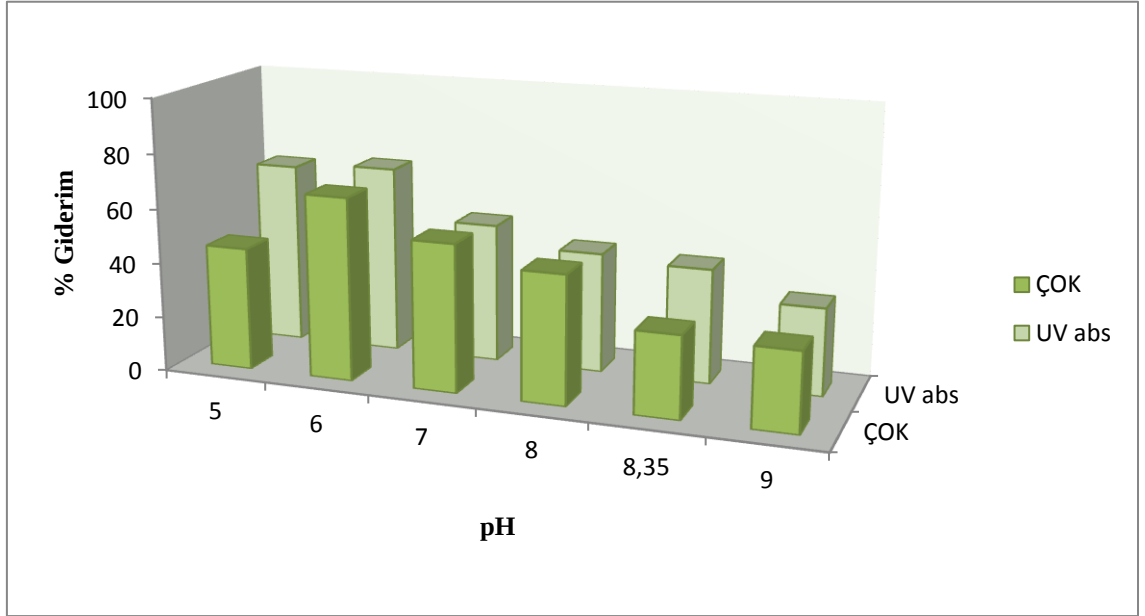
Alüm Dozajı (mg/L)	pH Hamsu	pH Seçilen	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Aritılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Aritılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
30	8.35	5	5.3	2.93	45	0.110	0.036	67
30	8.35	6	5.3	1.75	67	0.110	0.034	69
30	8.35	7	5.3	2.43	54	0.110	0.054	51
30	8.35	8	5.3	2.82	47	0.110	0.062	44
30	8.35	8.35	5.3	3.69	30	0.110	0.064	42
30	8.35	9	5.3	3.76	29	0.110	0.075	32

Ham suyun ÇOK değeri (5.3 mg/L) koagülasyon pH'sının azalması ile belirgin bir oranda azalmış ve pH 6'da 1.75 mg/L'ye düşmüştür. Bu pH değerinin üzerindeki pH'larda ise bir artış göstermiştir. UV₂₅₄ absorbans değeri ise optimum UV₂₅₄ gideriminin olduğu pH 6'ya kadar azalmış (0.034 cm⁻¹) bunun üzerindeki pH değerlerinde artmaya başlamıştır (Şekil 4.1).



Şekil 4.1: Alüm ile koagülasyonda ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin pH'a göre değişimi.

ÇOK için pH 6-7 aralığında %50'in üzerinde bir giderim verimi elde edilirken, UV_{254} absorbansı için 5-6 aralığında %60'ın üzerinde bir giderim verimi elde edilmiştir. pH 6'da maksimum ÇOK giderimi (% 67), yine pH 6'da maksimum UV_{254} absorbansı giderimi de (%69) elde edilmiştir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2: Alüm ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.

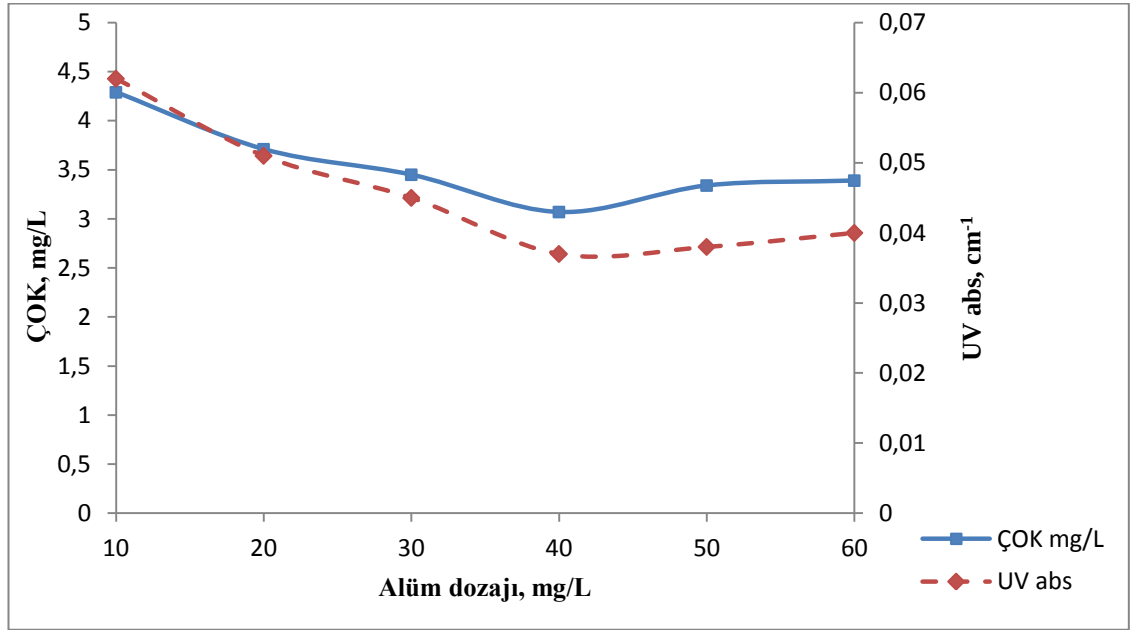
Çalışmada elde edilen veriler, maksimum organik madde giderimini yansıtan UV_{254} absorbansı için elde edilen pH değeri ile maksimum ÇOK gideriminin elde edildiği pH değerinin aynı olduğunu göstermiştir.

Alüm ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirlemek için yapılan jar testi deneylerinin sonuçları Tablo 4.2'de verilmiştir. Optimum alüm dozajı çalışmasında pH 6'da 10-60 mg/L koagülant dozajlarında jar testi deneyleri yapılmıştır.

Tablo 4.2: Alüm ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışmalarının sonuçları.

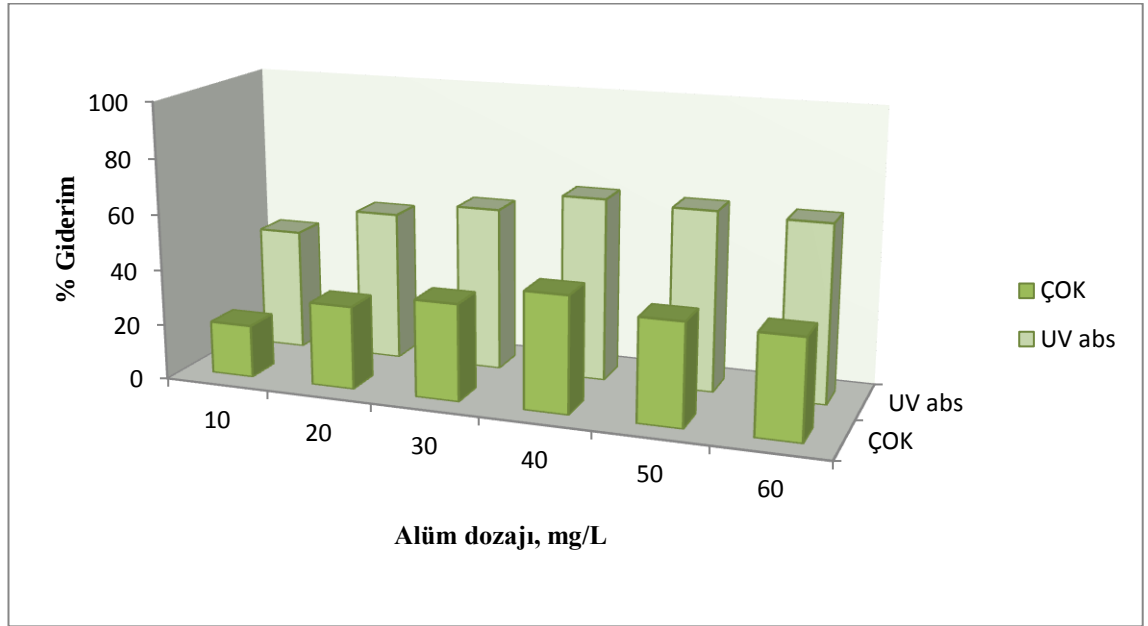
Alüm Dozajı (mg/L)	Optimum pH	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Arıtılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Arıtılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
10	6	5.3	4.29	19	0.110	0.062	44
20	6	5.3	3.71	30	0.110	0.051	54
30	6	5.3	3.45	35	0.110	0.045	59
40	6	5.3	3.07	42	0.110	0.037	66
50	6	5.3	3.34	37	0.110	0.038	65
60	6	5.3	3.39	36	0.110	0.040	64

Eklenen alüm dozajının artmasıyla doğru orantılı olarak UV₂₅₄ absorbans değerlerinde genellikle bir azalış gözlenmiştir. ÇOK değerlerindeki değişim ise koagülant dozajındaki artışla birlikte azalış ve artış şeklinde gözlenmiştir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3: pH 6’da alüm dozajına göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.

Şekil 4.4’den de görüldüğü üzere 10-40 mg/L alüm dozaj aralığına kadar ÇOK giderim veriminde bir artış gözlenmiştir. Maksimum ÇOK giderimi 40 mg/L alüm dozajında %42 olmuştur. UV₂₅₄ absorbansı giderimi bütün dozajlar için %40’ın üzerinde olup maksimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi de yine 40 mg/L alüm dozajında %66 olarak elde edilmiştir.



Şekil 4.4: pH 6’da alüm dozajlarına göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

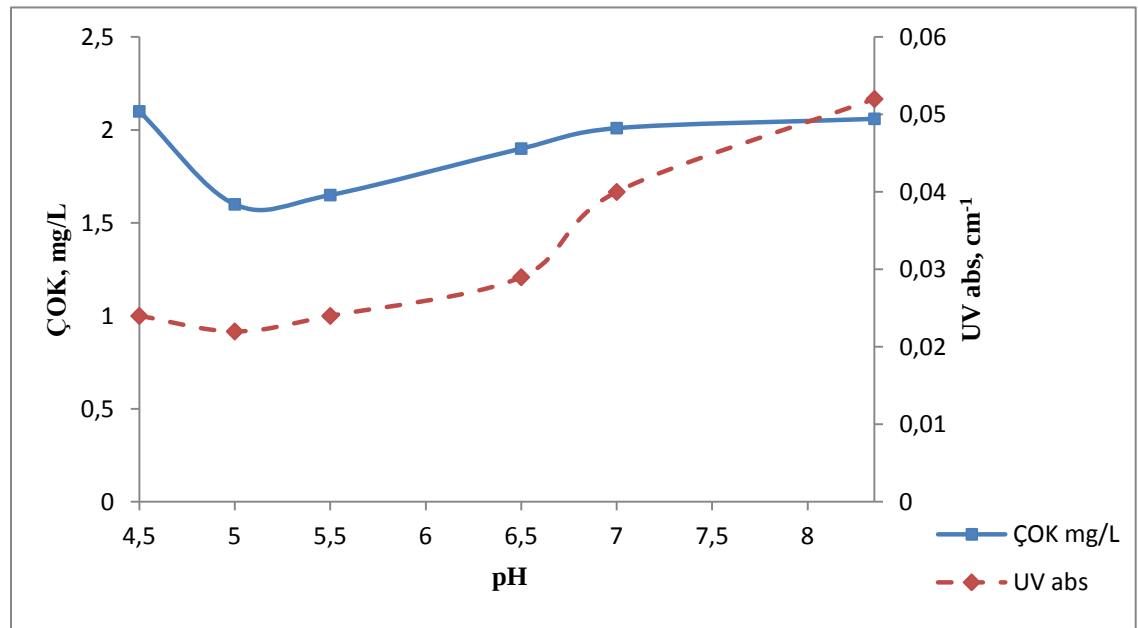
4.1.1.2. Demir Klorür [$FeCl_3 \cdot 6H_2O$] ile Koagülasyon

Demir (III) klorür, tıpkı alüm gibi oldukça yaygın kullanılan bir koagülant maddesi olmakla birlikte organik maddelerin etkili bir şekilde giderilmesini de sağlar. Tablo 4.3’de $FeCl_3$ ’ün koagülant olarak kullanıldığı jar testi sonuçları verilmiştir.

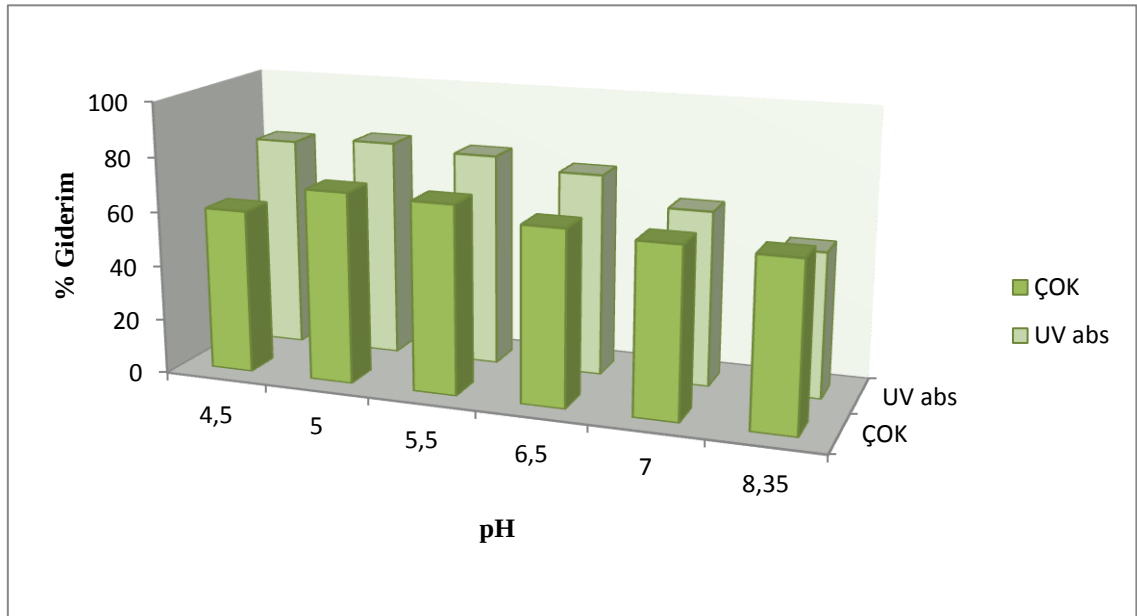
Tablo 4.3: Demir klorür ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışmalarının sonuçları.

FeCl ₃ Dozajı (mg/L)	pH Hamsu	pH Seçilen	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Aritılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Aritılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
30	8.35	4.5	5.3	2.1	60	0.110	0.024	78
30	8.35	5	5.3	1.6	70	0.110	0.022	80
30	8.35	5.5	5.3	1.65	69	0.110	0.024	78
30	8.35	6.5	5.3	1.9	64	0.110	0.029	74
30	8.35	7	5.3	2.01	62	0.110	0.040	64
30	8.35	8.35	5.3	2.06	61	0.110	0.052	53

Şekil 4.5’den de görüldüğü gibi ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının her ikisi içinde maksimum azalma pH 5’de gerçekleşmiştir. pH 5’de ÇOK değeri 5,3 mg/L’den 1,6 mg/L’e düşerken UV₂₅₄ absorbansı değeri ise 0,110 cm⁻¹’den 0,022 cm⁻¹ değerine düşmüştür.

**Şekil 4.5:** Demir klorür ile koagülasyonda ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin pH'ya göre değişimi.

Maksimum ÇOK giderimi pH 5’de %70 ile gerçekleşmiştir. Bu pH değerinin altındaki ve üstündeki değerlerde ise ÇOK giderim veriminde bir azalma meydana gelmiştir. Maksimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi de pH 5’de %80 ile gerçekleşmiştir ve bu pH değerinin altındaki ve üstündeki değerlerde de UV₂₅₄ absorbansı giderim veriminde bir azalma meydana gelmiştir (Şekil 4. 6).



Şekil 4.6: Demir klorür ile koagülasyonda pH’ya göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

En düşük UV₂₅₄ absorbans değerinin pH 5’ te elde edilmesi nedeni ile bu pH değeri demir klorür 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 $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ ve $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$ gibi pozitif yüklü polivalent hidroksimetallik komplekslerini oluşturmakta ve negatif yüklü kolloidleri destabilize etmektedir. Destabilize olmuş partiküller de hidroksi metal kompleksleri üzerine adsorplanmakta ve flok oluşturmaktadırlar [91]. Ayrıca Van der Waals kuvvetleri

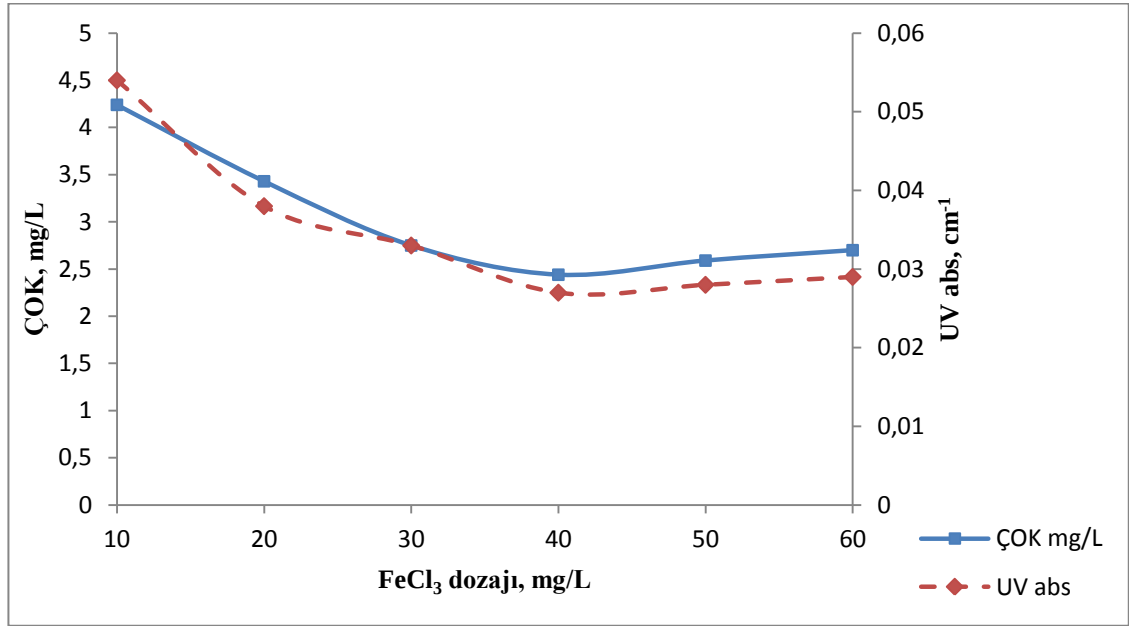
etkisiyle meydana gelen çekim sayesinde partiküller bir araya gelerek topaklanmayı gerçekleştirirler.

Demir klorür ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirleme deneyine ait sonuçlar Tablo 4.4’de verilmiştir.

Tablo 4.4: Demir klorür ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışmalarının sonuçları.

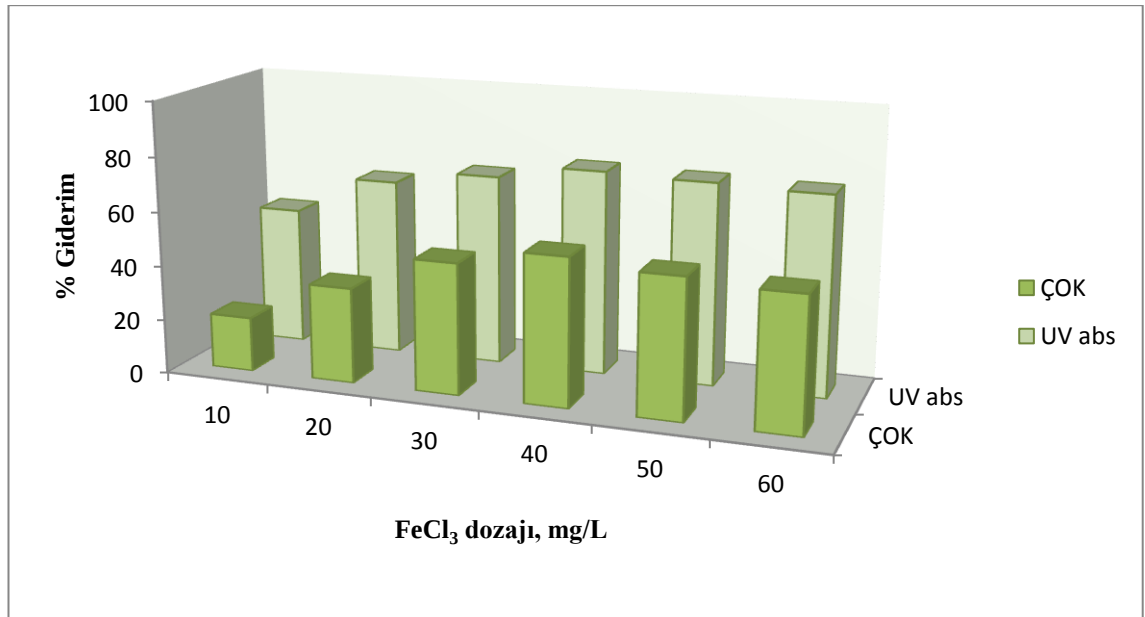
FeCl ₃ Dozajı (mg/L)	Optimum pH	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Artılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Artılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
10	5	5.3	4.24	20	0.110	0.054	51
20	5	5.3	3.43	35	0.110	0.038	65
30	5	5.3	2.75	48	0.110	0.033	70
40	5	5.3	2.44	54	0.110	0.027	75
50	5	5.3	2.59	51	0.110	0.028	74
60	5	5.3	2.70	49	0.110	0.029	73

pH 5’de FeCl₃ koagülantı için yapılan optimum dozaj belirleme çalışması neticesinde ÇOK miktarındaki maksimum azalma 40 mg/L’de, UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalma da yine 40 mg/L FeCl₃ dozajında elde edilmiştir (Şekil 4.7).



Şekil 4.7: pH 5’de demir klorür dozajına göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.

Farklı demir klorür dozajlarına göre ÇOK ve UV₂₅₄ değerlerinin giderim verimleri de Şekil 4.8’de gösterilmiştir.



Şekil 4.8: pH 5’de Demir klorür dozajlarına göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

Şekil 4.8'den de görüldüğü üzere koagülant konsantrasyonu 40 mg/L'ye kadar artan dozajla birlikte ÇOK giderim verimi artmış ve 40 mg/L'nin üzerindeki dozajlarda ise ÇOK giderim veriminde azalma gözlenmiştir. UV_{254} absorbansındaki giderim verimlerine bakıldığında ise 40 ile 60 mg/L koagülant dozajları arasında giderim verimi %70'in üzerinde olurken bu dozajların altında ise %50 ile %70 arasında değişen giderim verimleri elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi 40 mg/L'de %54 ile gerçekleşirken maksimum UV_{254} absorbansı giderimi de %75 ile 40 mg/L koagülant dozajında gerçekleşmiştir.

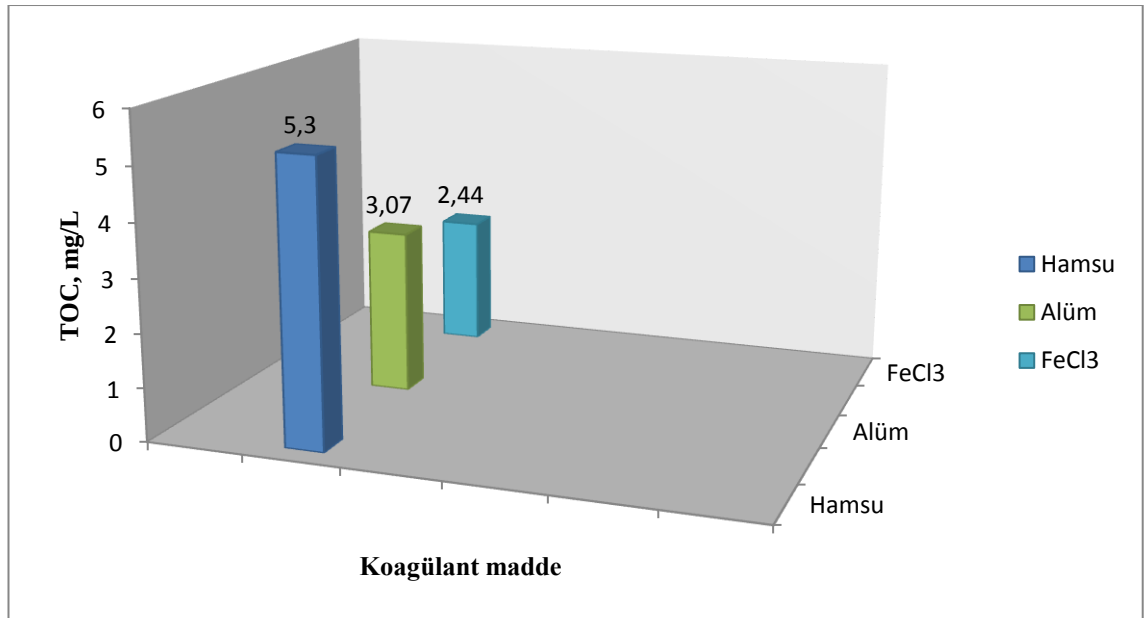
4.1.1.3. Demir Klorür ile Alüm Koagülantlarının Organik Madde Giderim Verimi Yönünden Karşılaştırılması

Kullanılan koagülant maddelerinin, optimum koagülasyon koşullarında doğal organik madde miktarına etkilerini belirlemek amacıyla ÇOK ve 254 nm'deki UV absorbansı değeri gibi temsili parametreler incelenmiştir. UV_{254} absorbansı gideriminin maksimum olduğu pH değerleri optimum pH olarak belirlenmiştir. Buna göre; yapılan deneysel çalışma neticesinde $FeCl_3$ için optimum pH 5, alüm için ise optimum pH 6 olarak tespit edilmiştir. Koagülant dozajı her iki koagülant madde için de 40 mg/L olarak tespit edilmiştir. Tablo 4.5'de bu parametrelere ait bulgular verilmiştir.

Tablo 4.5: Koagülant maddelerinin doğal organik madde miktarına etkileri.

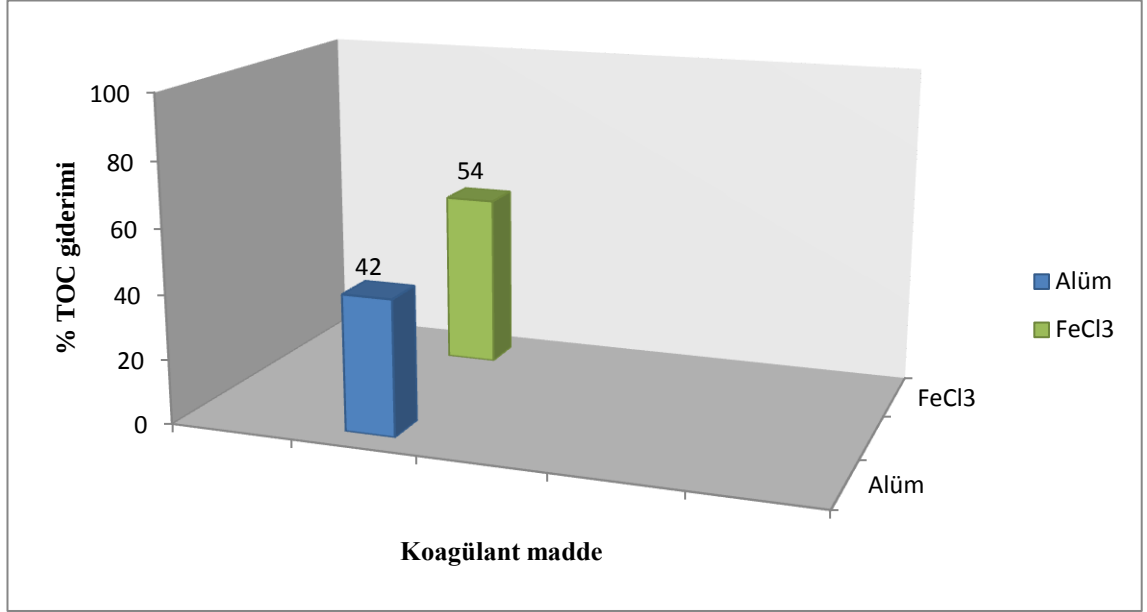
Örnek	Optimum pH	Optimum Koagülant Dozajı (mg/L)	ÇOK (mg/L)	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV_{254} abs (cm^{-1})	UV_{254} Absorbansı Azalması (%)
Hamsu	8.35	-	5.3	-	0.110	-
Alüm	6	40	3.07	42	0.037	66
$FeCl_3$	5	40	2.44	54	0.027	75

Yapılan jar testi deneyleri sonucuna göre koagülant madde olarak FeCl_3 kullanılması halinde ÇOK miktarındaki azalmanın alüme göre daha etkili olduğu tespit edilmiştir. FeCl_3 ile yapılan deneysel çalışma sonucundaki ÇOK değeri 5,3 mg/L'den 2,44 mg/L'ye düşmüştür. Başka bir deyişle maksimum azalma gözlenmiştir. Alüm ile yapılan deneysel çalışma neticesinde ise ÇOK miktarındaki en fazla azalma 3,07 mg/L olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.9).



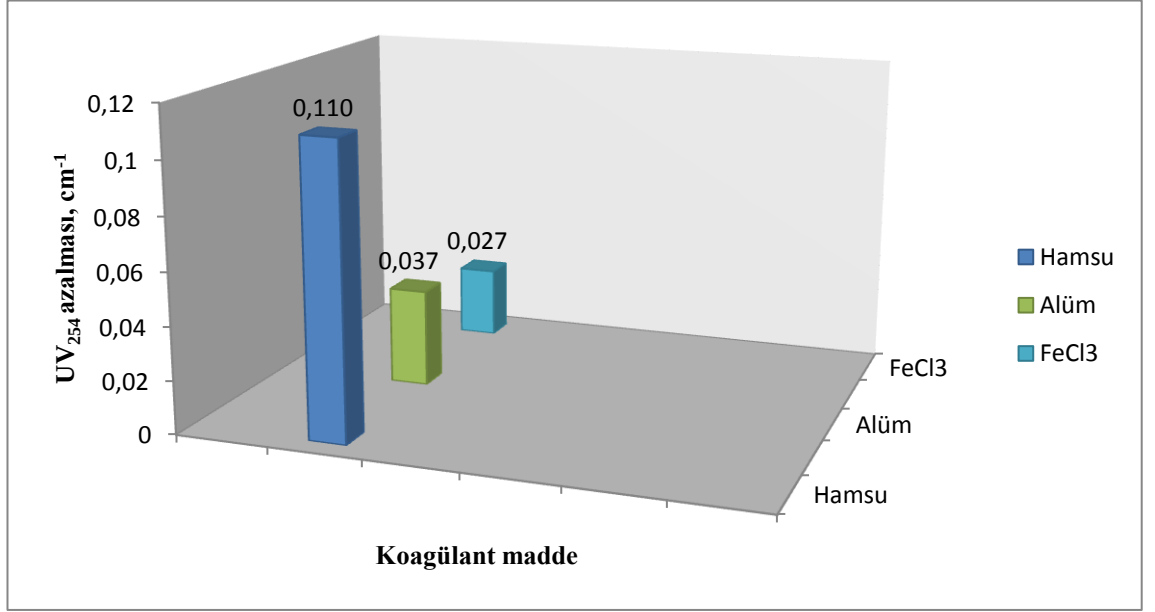
Şekil 4.9: Alüm ve FeCl_3 ile yapılan jar testleri sonucundaki ÇOK miktarındaki azalma.

ÇOK giderim verimlerine bakıldığında koagülant madde olarak alüm kullanılması durumunda %42'lik bir giderim verimi elde edilirken FeCl_3 kullanılması durumunda ise bu oran %54'e çıkmıştır (Şekil 4.10).



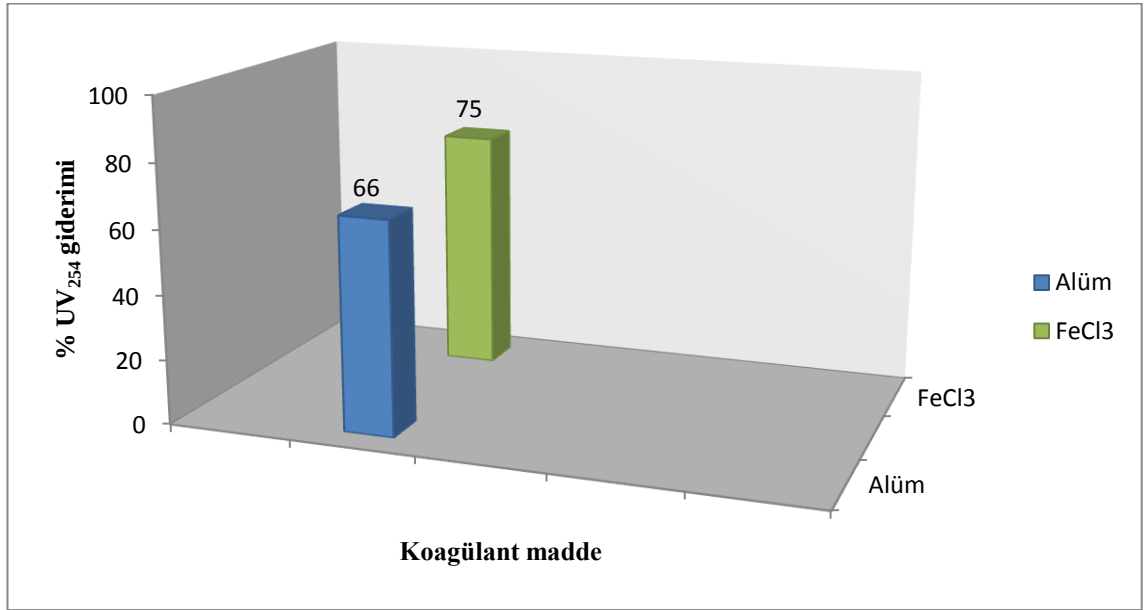
Şekil 4.10: Alüm ve FeCl₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki ÇOK giderimi.

UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalma FeCl₃ koagülant maddesinin kullanılmasıyla elde edilmiş ve UV₂₅₄ absorbans değeri 0,110 cm⁻¹'den 0,027 cm⁻¹'e düşmüştür. Alüm koagülant maddesinin kullanılması durumunda ise UV₂₅₄ absorbans değeri 0,037 cm⁻¹'e düşmüştür (Şekil 4.11).



Şekil 4.11: Alüm ve FeCl₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki UV₂₅₄ absorbans miktarındaki azalma.

UV₂₅₄ absorbansı giderim verimi FeCl₃'ün kullanılmasıyla %75 olarak elde edilmiştir. Alümün kullanıldığı durumda ise giderim verimi %66'da kalmıştır (Şekil 4.12).



Şekil 4.12: Alüm ve FeCl₃ ile yapılan jar testleri sonucundaki UV₂₅₄ absorbansı giderimi.

4.2. ADSORPSİYON DENEY SONUÇLARI

Adsorpsiyon olayının işleyişinde kullanılan adsorban maddesi, ucuz olması ve kolay bulunabilmesi, tekrar tekrar kullanılabilir olması ve giderim kapasitesi gibi özellikleri nedeniyle önemlidir. Bu çalışmada, adsorban madde olarak siltli kil kullanılmıştır.

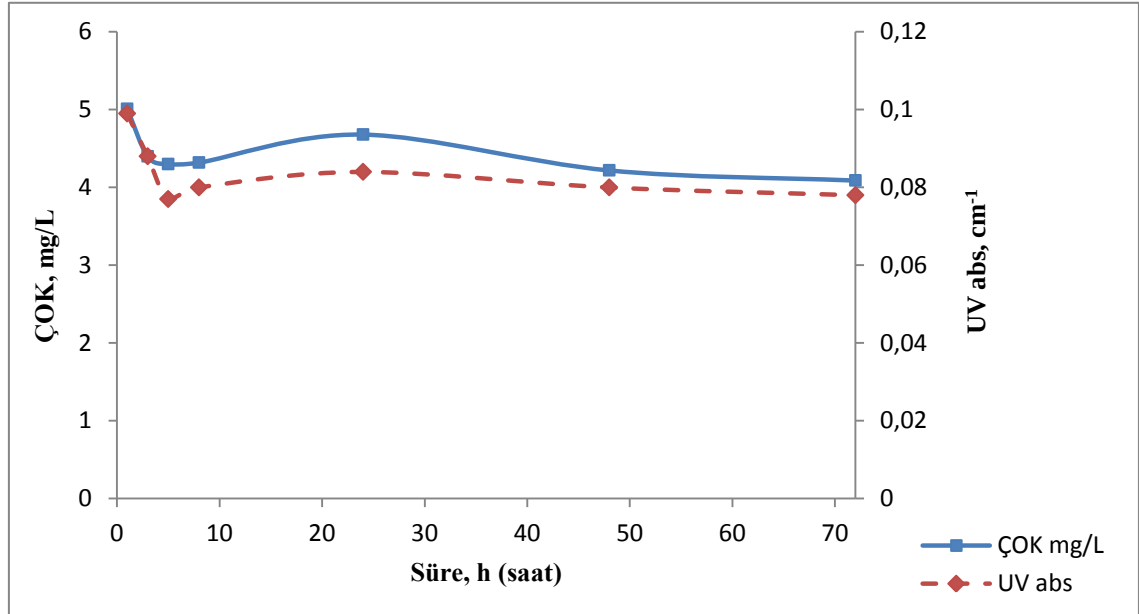
4.2.1. Optimum Temas Süresi

Adsorpsiyon denge süresini belirlemek amacıyla farklı sürelerde adsorpsiyon deneyleri yapılmıştır. Bu sürelerin sonucunda elde edilen verilere ait sonuçlar Tablo 4.6'da verilmiştir. Sonuçlar incelendiğinde 5 saatlik zaman diliminin altındaki sürelerde UV₂₅₄ adsorbansı azalması ve ÇOK giderim veriminde kayda değer bir artış gerçekleşmemiştir. 5 saatlik zaman diliminin üzerindeki sürelerde ise UV₂₅₄ adsorbans veriminde düşüş gerçekleşirken, ÇOK giderim veriminde ise belirgin bir artış gözlenmemiştir. Bu yüzden 5 saatlik zaman dilimi adsorpsiyon verimi açısından yeterli

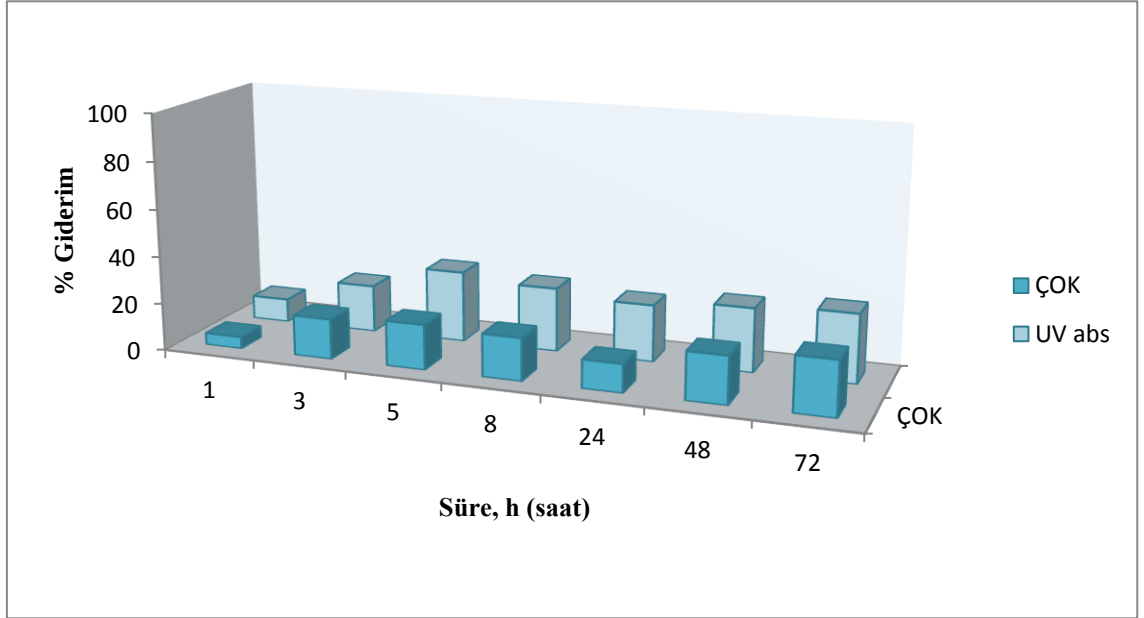
bulunmuş ve optimum süre olarak kabul edilmiştir (Şekil 4.13 ve Şekil 4.14). Bundan sonraki adsorpsiyon deneyleri de bu süre esas alınarak yürütülmüştür.

Tablo 4.6: Adsorpsiyon denge süresini belirleme çalışmalarının sonuçları.

Süre (saat)	Hamsu pH	Kil Dozajı (g)	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Aritılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Aritılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
1	8.35	0.25	5.3	5.01	5	0.110	0.099	10
3	8.35	0.25	5.3	4.40	17	0.110	0.088	20
5	8.35	0.25	5.3	4.30	19	0.110	0.077	30
8	8.35	0.25	5.3	4.32	18	0.110	0.080	27
24	8.35	0.25	5.3	4.68	12	0.110	0.084	24
48	8.35	0.25	5.3	4.22	20	0.110	0.080	27
72	8.35	0.25	5.3	4.09	23	0.110	0.078	29



Şekil 4.13: Adsorpsiyon denge süresine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.



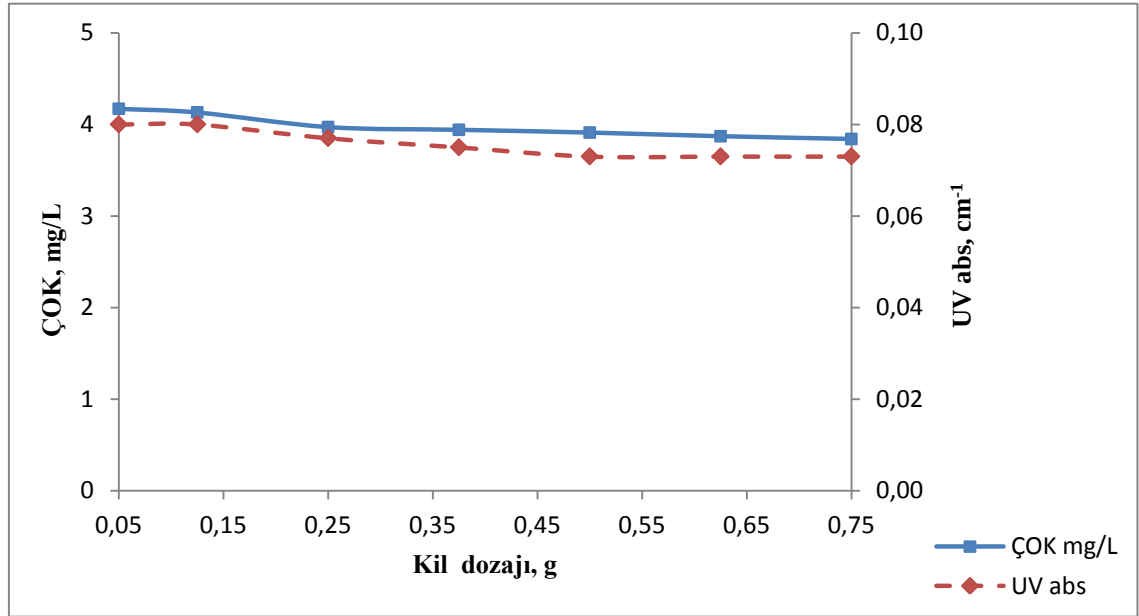
Şekil 4.14: Adsorpsiyon denge süresine göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.

4.2.2. Optimum Adsorban (Kil) Miktarı

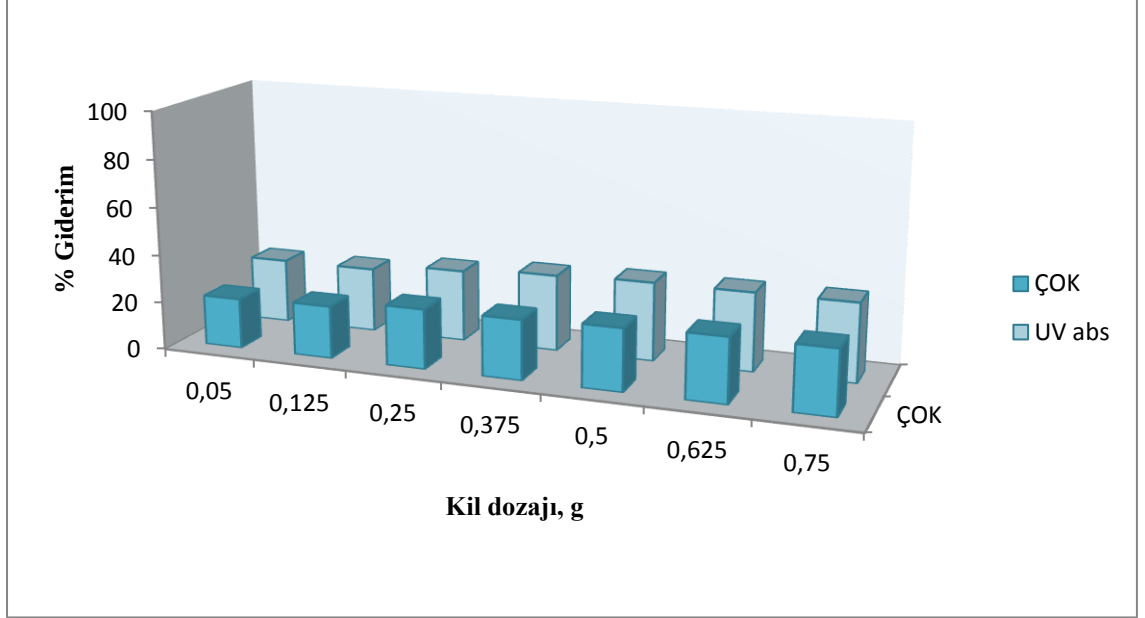
Farklı kil miktarlarına ait sonuçlar Tablo 4.7’de ve Şekil 4.15 ve Şekil 4.16’da verilmiştir. Sonuçlara bakıldığında 0.25 g kil miktarının altındaki dozajlar adsorpsiyon verimi açısından yeterli bulunamamış iken, 0.25 gramın üzerindeki miktarlarda ise belirgin bir artış olmamıştır. Kil dozajındaki artış miktarının adsorpsiyon verimine olumlu bir yönde katkı sağlamadığı göz önüne alındığında 0.25 g kil dozajı optimum adsorban miktarı olarak belirlenmiştir.

Tablo 4.7: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkilerini belirleme çalışmalarının sonuçları.

Kil Dozajı (g)	Hamsu pH	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Arıtılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Arıtılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
0.05	8.35	5.3	4.17	21	0.110	0.080	27
0.125	8.35	5.3	4.13	22	0.110	0.080	27
0.25	8.35	5.3	3.97	25	0.110	0.077	30
0.375	8.35	5.3	3.94	25	0.110	0.075	32
0.5	8.35	5.3	3.91	26	0.110	0.073	33
0.625	8.35	5.3	3.87	27	0.110	0.073	33
0.75	8.35	5.3	3.84	27	0.110	0.073	33



Şekil 4.15: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.



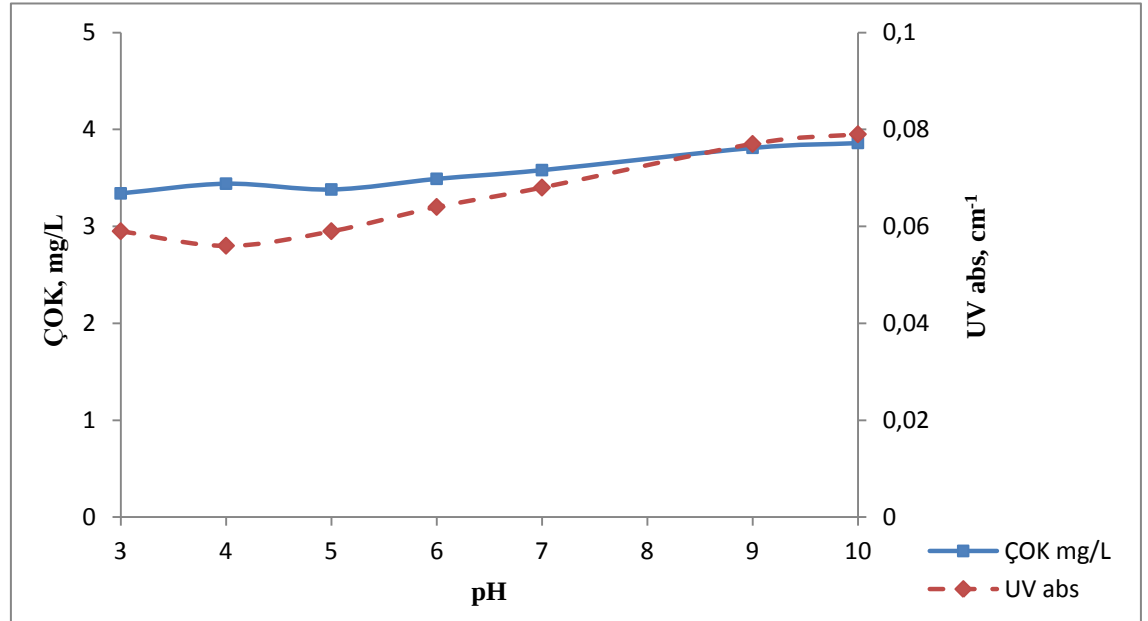
Şekil 4.16: Farklı kil dozajlarında dozajın adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

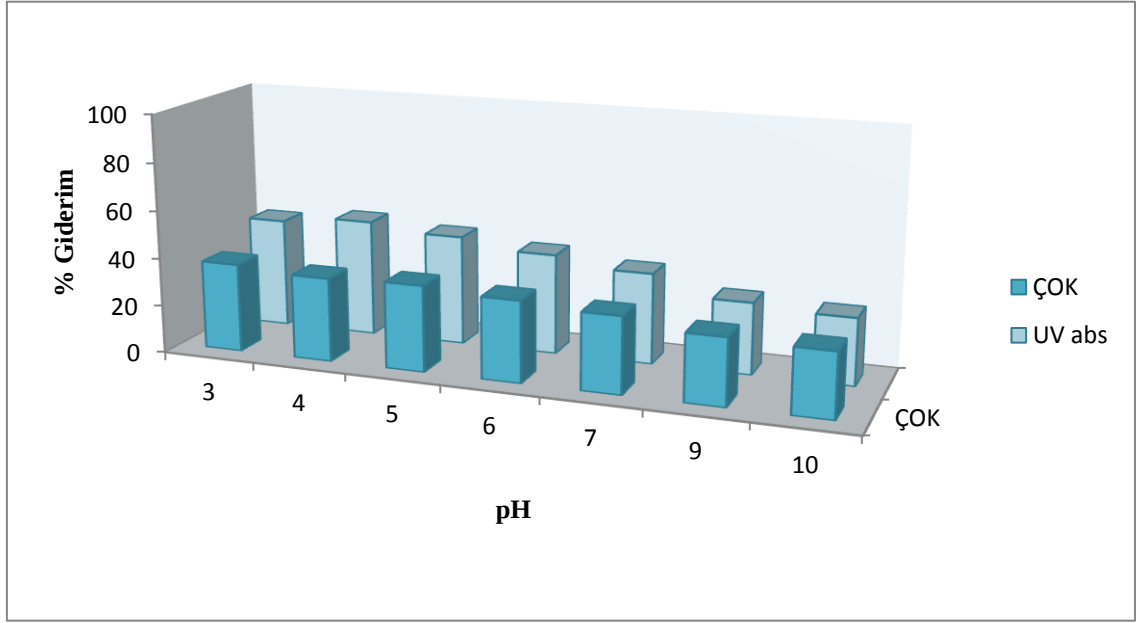
4.2.3. pH Etkisi

pH'nın adsorpsiyona etkisini belirlemek amacıyla 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10 pH değerlerinde çalışılmıştır. Deneysel çalışmalara ait sonuçlar ise Tablo 4.8, Şekil 4.17 ve Şekil 4.18'de gösterilmektedir. Sonuçlar incelendiğinde görülmüştür ki gerek ÇOK giderim verimi gerekse UV₂₅₄ absorbans azalması değeri pH değeri arttıkça azalmıştır. Yani pH değeri arttıkça adsorpsiyon veriminde bir azalma söz konusu olmuştur.

Tablo 4.8: Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkilerini belirleme çalışmalarının sonuçları.

pH	Kil Dozajı (g)	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Arıtılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Arıtılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
3	0.25	5.3	3.34	37	0.110	0.059	46
4	0.25	5.3	3.44	35	0.110	0.056	49
5	0.25	5.3	3.38	36	0.110	0.059	46
6	0.25	5.3	3.49	34	0.110	0.064	42
7	0.25	5.3	3.58	32	0.110	0.068	38
9	0.25	5.3	3.81	28	0.110	0.077	30
10	0.25	5.3	3.86	27	0.110	0.079	28

**Şekil 4.17:** Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.



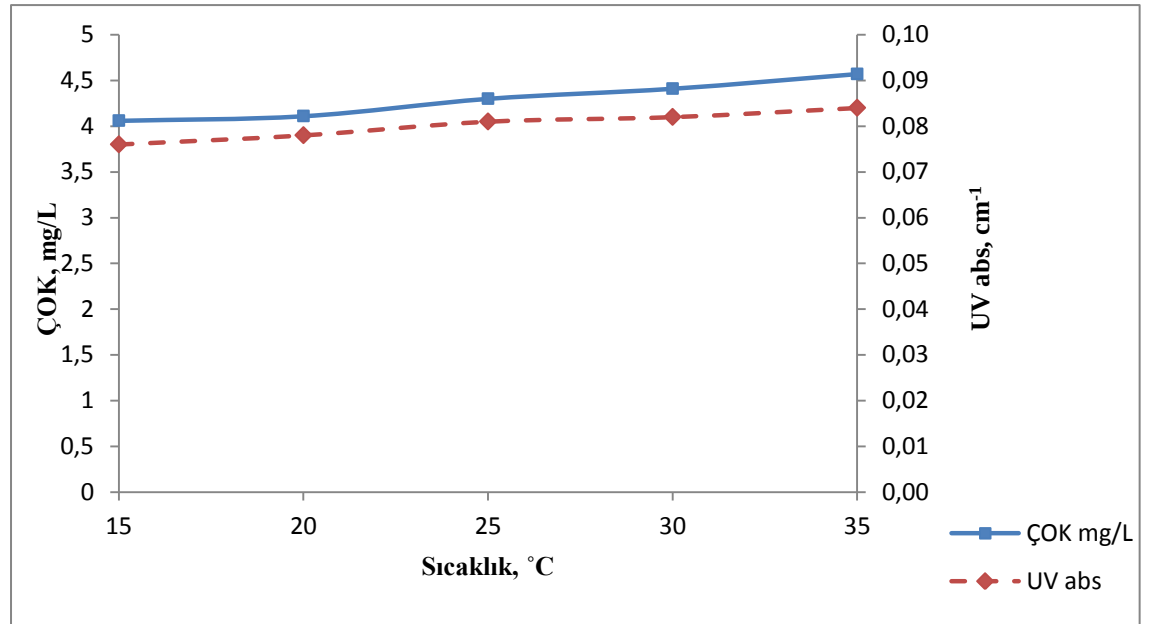
Şekil 4.18: Farklı pH değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

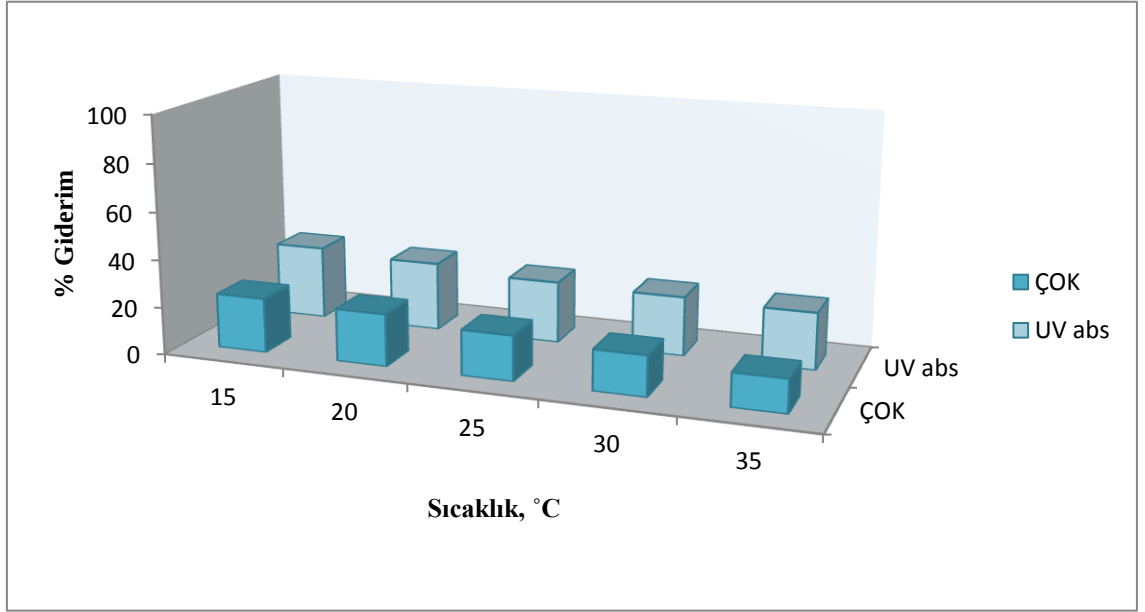
4.2.4. Sıcaklık Etkisi

Sıcaklığın adsorpsiyon verimine etkisini belirlemek amacıyla 15°C, 20°C, 25°C, 30°C, 35°C sıcaklık değerlerinde çalışılmıştır. Deneysel çalışmalara ait sonuçlar Tablo 4.9'da gösterilmektedir. Sonuçlar incelendiğinde adsorpsiyon kapasitesinin sıcaklıktaki artışla birlikte herhangi bir artış göstermediği gözlenmiştir (Şekil 4.19 ve Şekil 4.20). Bu nedenle çalışmada tercih edilen sıcaklık değeri olan 20°C adsorpsiyon verimi açısından yeterli bulunmuştur.

Tablo 4.9: Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisini belirleme çalışmalarının sonuçları.

Sıcaklık (°C)	Hamsu pH	Kil Dozajı (g)	ÇOK (mg/L) Hamsu	ÇOK (mg/L) Aritılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Aritılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
15	8.35	0.25	5.3	4.06	23	0.110	0.076	31
20	8.35	0.25	5.3	4.11	22	0.110	0.078	29
25	8.35	0.25	5.3	4.30	19	0.110	0.081	26
30	8.35	0.25	5.3	4.41	17	0.110	0.082	25
35	8.35	0.25	5.3	4.57	14	0.110	0.084	24

**Şekil 4.19:** Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.



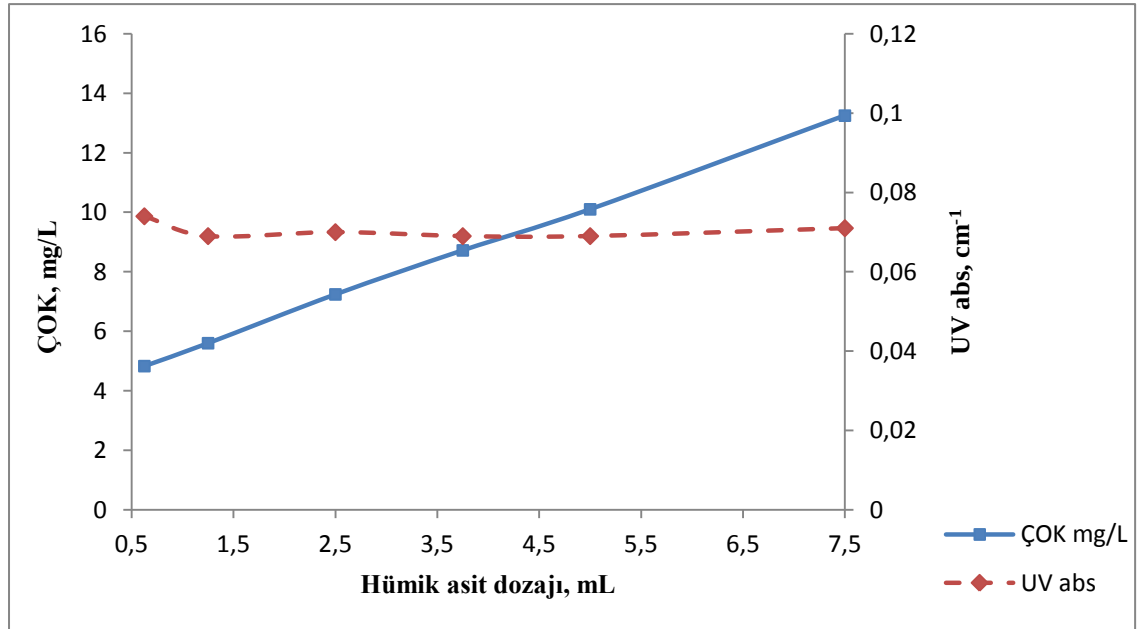
Şekil 4.20: Farklı sıcaklık değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV_{254}) değerlerinin giderim verimleri.

4.2.5. İzoterm Çalışmaları

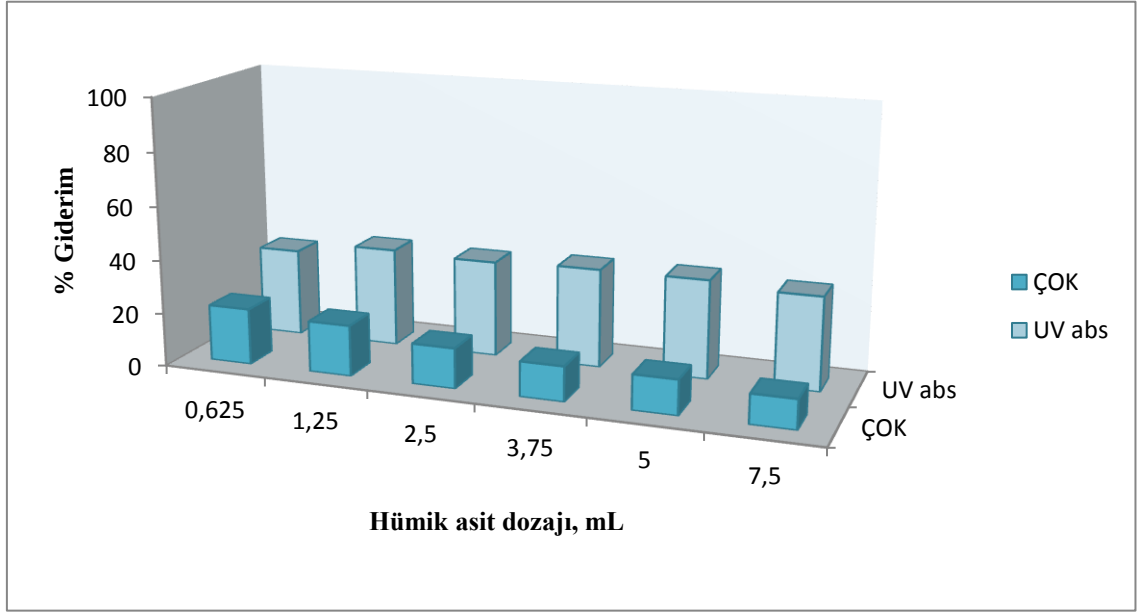
Farklı hümkik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisini belirlemek amacıyla 0.625, 1.25, 2.5, 3.75, 5, 7.5 ml konsantrasyonlarındaki hümkik asit çözeltileri ham su numuneleri içerisine eklenerek çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmalara ait sonuçlar Tablo 4.10, Şekil 4.21 ve Şekil 4.22’de gösterilmektedir.

Tablo 4.10: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisini belirleme çalışmalarının sonuçları.

Hamsu pH	Kil Dozajı (g)	ÇOK (mg/L) Hamsu + Hümik Asit Konsant.	ÇOK (mg/L) Arıtılmış Su	ÇOK Giderim Verimi (%)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Hamsu	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) Arıtılmış Su	UV ₂₅₄ Absorbansı Azalması (%)
8.35	0.25	6.10	4.83	21	0.110	0.074	33
8.35	0.25	6.89	5.60	19	0.110	0.069	37
8.35	0.25	8.48	7.24	15	0.110	0.070	36
8.35	0.25	10.07	8.72	13	0.110	0.069	37
8.35	0.25	11.66	10.10	13	0.110	0.069	37
8.35	0.25	14.84	13.25	11	0.110	0.071	35



Şekil 4.21: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin değişimi.



Şekil 4.22: Farklı hümik asit değerlerinin adsorpsiyona etkisine göre ÇOK ve DOM (UV₂₅₄) değerlerinin giderim verimleri.

4.2.6. Adsorpsiyon İzotermlerinin Hesaplanması

Birçok etkenlere bağlı olan adsorpsiyon olaylarındaki davranışlar, adsorpsiyon izotermi olarak adlandırılan bağıntılarla ifade edilmektedir [96]. Zaman içerisinde birçok araştırmacı, farklı izoterm denklemleri ortaya koymuşlardır. En genel kullanım gören izotermier Freundlich ve Langmuir denklemleridir [44, 45].

Çalışmanın bu kısmında, elde edilen verilerin Langmuir ya da Freundlich izotermierinden hangisine daha uygun olduğu araştırılmıştır.

4.2.6.1. Langmuir İzotermi

Langmuir izoterm değerlerine ait sonuçlar Tablo 4.11’de ve bu değerlere ait şekiller de Şekil 4.23’de gösterilmiştir.

Tablo 4.11: Langmuir izoterm değerleri.

q _e	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	V (mL)	m (mg)	C _e /q _e
1.27	6.10	4.83	250	250	3.80
1.29	6.89	5.60	250	250	4.34
1.24	8.48	7.24	250	250	5.84
1.35	10.07	8.72	250	250	6.46
1.56	11.66	10.10	250	250	6.47
1.59	14.84	13.25	250	250	8.33

Langmuir izotermi ni ifade eden denklem aşağıda verilmiştir.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q_0} + \frac{1}{Q_0 \times b}, \quad q_e = \frac{V (C_0 - C_e)}{m}$$

q_e: Adsorplanan ÇOK miktarı (mg/g)

m : Adsorban miktarı (mg)

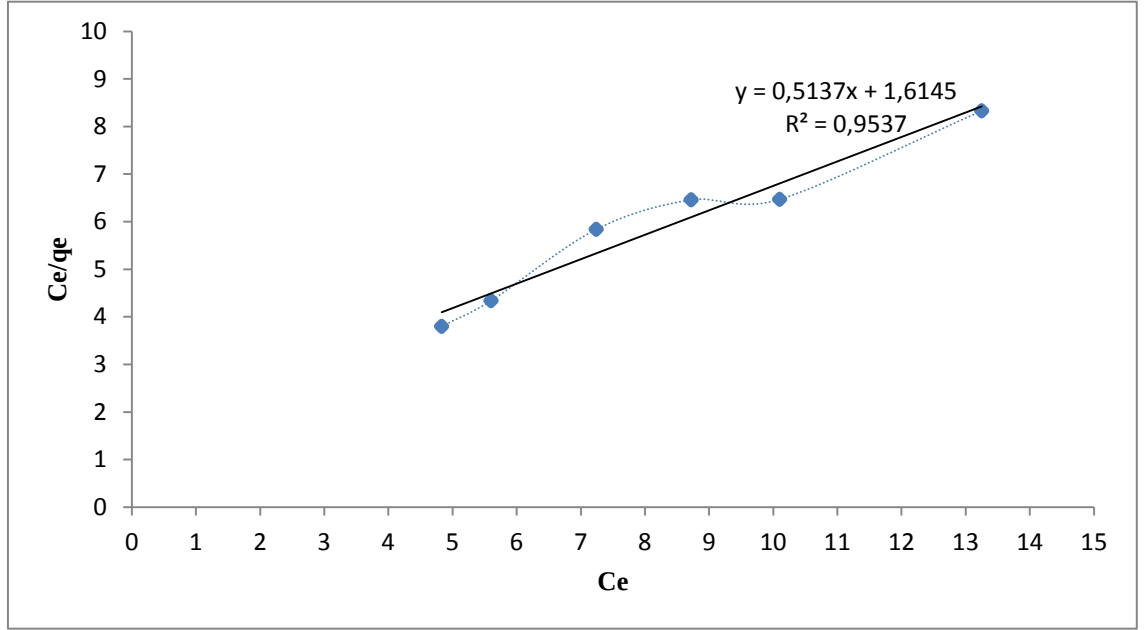
V : Numune hacmi (mL)

C₀: Çözelti başlangıç ÇOK miktarı (mg/L)

C_e: Denge (ıkış) ÇOK miktarı (mg/L)

b : Adsorpsiyon enerjisi (L/mol)

Q₀: Adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)



Şekil 4.23: Langmuir izotermi.

4.2.6.2. Freundlich İzotermi

Freundlich izoterm değerlerine ait sonuçlar Tablo 4.12’de bu verilere ait şekiller de Şekil 4.24’de gösterilmiştir.

Tablo 4.12: Freundlich izoterm değerleri.

q_e	C_0 (mg/L)	C_e (mg/L)	V (mL)	m (mg)	$\log (C_e)$	$\log (q_e)$
1.27	6.10	4.83	250	250	0.68	0.10
1.29	6.89	5.60	250	250	0.75	0.11
1.24	8.48	7.24	250	250	0.86	0.10
1.35	10.07	8.72	250	250	0.94	0.13
1.56	11.66	10.10	250	250	1.00	0.19
1.59	14.84	13.25	250	250	1.12	0.20

Freundlich izotermi ifade eden denklem aşağıda verilmiştir.

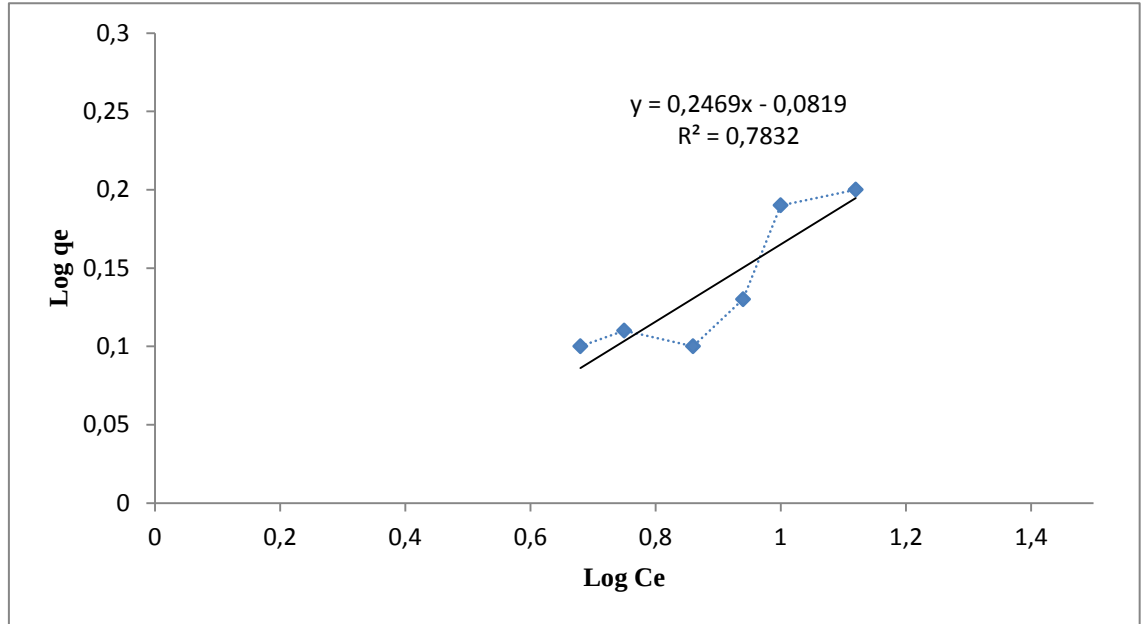
$$\log q_e = \log K_f + 1/n \log C_e$$

C_e : Denge (çıkış) ÇOK miktarı (mg/L)

q_e : Adsorplanan ÇOK miktarı (mg/g)

K_f : Adsorpsiyon kapasitesini gösteren adsorpsiyon sabiti

n : Adsorpsiyon şiddetini gösteren adsorpsiyon derecesi



Şekil 4.24: Freundlich izotermi.

Langmuir ve Freundlich izotermine ait katsayılar Tablo 4.13’de verilmiştir.

Tablo 4.13: Adsorpsiyon çalışmaları sonucunda elde edilen langmuir ve freundlich izotermelerinin katsayıları.

Langmuir İzotermi Katsayıları			Freundlich İzotermi Katsayıları		
R^2	Q_0	b	R^2	K_f	n
0.9537	1.9466	0.3181	0.7832	0.8281	4.0502

Regrasyon katsayıları incelendiğinde adsorpsiyonun Freundlich izotermine 0,7832'lik bir korelasyon değeri ile kısmen uygunluk gösterdiği, Langmuir İzotermine ise 0,9537'lik bir korelasyon değeri ile uygunluk gösterdiği tespit edilmiştir. Bu nedenle adsorpsiyonun Langmuir İzotermi ile uygunluk gösterdiğini söyleyebiliriz. Bunun nedeni Freundlich izotermi adsorpsiyon ısısına bağlı olarak değişen heterojen yüzeyde gerçekleşmektedir. Oysa Langmuir izotermine göre adsorban yüzeyinde sabit sayıda aktif adsorpsiyon merkezi vardır. Bu merkezlerin hepsi aynı enerji düzeyindedir ve adsorplanan bileşenler adsorban yüzeyinde doymun tek bir tabaka oluşturur. Yani Langmuir izotermi homojen yüzeyler için geçerlidir.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Koagülasyon ve adsorpsiyon proseslerinin geliştirilmesini desteklemek amacıyla yapılan bu çalışmada, Alibeyköy Barajı'ndan beslenen Kağıthane İçme Suyu Arıtma Tesisi'nden alınan ham su numunelerinde içme sularında trihalometanların oluşumuna neden olan doğal organik maddelerin koagülasyon ve adsorpsiyon yöntemleriyle giderim verimleri araştırılmıştır.

Bu doğal organik maddeler içme suyu dezenfeksiyonunda insan sağlığını tehdit eden unsurları bulundurduğundan Çevre Mühendisliği'nde araştırma konusu olabilecek niteliktedir. Literatürde, doğal organik maddelerin giderimiyle alakalı birçok farklı çalışma bulunmaktadır. Adsorpsiyon ile giderim yöntemi diğer yöntemlerden daha ekonomik ve daha kullanılabilir olması, çok fazla teknik donanım ve kimyasal gereksinimi olmaması nedenleriyle çok tercih edilen bir proses haline gelmiştir. Aynı şekilde koagülasyon yöntemi de Çevre Mühendisliği'nde çok fazla kullanım alanına sahip ve etkili bir yöntem olması nedeniyle tercih edilmektedir.

Çalışmanın koagülasyon kısmında, koagülant madde olarak alüminyum sülfat $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$ ve demir (III) klorür $[FeCl_3 \cdot 6H_2O]$ kullanılırken, koagülant yardımcı maddesi olarak ise anyonik (SNF FLOPAM AH 912) polielektrolit kullanılmıştır. Yapılan jar testi deneyleri neticesinde düşük pH değerlerinin doğal organik madde gideriminde nötral pH'dan çok daha etkili olduğu ortaya konulmuştur. Maksimum organik madde giderimi alüm için pH 6'da gerçekleşirken, $FeCl_3$ kullanılması durumunda ise pH 5'de gerçekleşmiştir. pH 6'da alüm koagülantı için yapılan optimum dozaj belirleme çalışması neticesinde ÇOK ve UV_{254} absorbansındaki maksimum azalma 40 mg/L'de tespit edilmiştir. pH 5'de $FeCl_3$ koagülantı için yapılan optimum dozaj belirleme çalışması sonucunda ÇOK ve UV_{254} absorbansındaki maksimum azalma da yine 40 mg/L'de elde edilmiştir. Optimum dozajda ÇOK giderim verimi koagülant madde olarak alüm kullanılması durumunda %42 olarak elde edilirken, $FeCl_3$

kullanılması durumunda ise bu oran %54'e çıkmıştır. UV_{254} absorbansı giderim verimi $FeCl_3$ 'ün kullanılmasıyla %75 olarak elde edilmiştir. Alümin kullanıldığı durumda ise giderim verimi %66'da kalmıştır. Sonuç olarak koagülant maddeler verimleri açısından kıyaslandıklarında, aynı koagülan dozajlarında, $FeCl_3$ 'ün organik madde gideriminde alümina oranla çok daha etkili bir koagülant olduğu görülmüştür.

Çalışmanın adsorpsiyon kısmında, kolay temini ve ucuz olması nedeniyle adsorban olarak kil maddesi kullanılmıştır. Adsorpsiyon deneylerinde optimum temas süresini belirlemek amacıyla yapılan deneyler sonucunda beş saatlik zaman dilimi adsorpsiyon verimi açısından yeterli bulunmuştur. Optimum kil dozajı ise 0.25 gram bulunmuştur. Kil dozajındaki artış miktarının adsorpsiyon verimine olumlu bir yönde katkı sağlamaması nedeniyle 0.25 gramın üzerindeki kil dozajları tercih edilmemiştir. Yapılan deneyler neticesinde gerek ÇOK giderim verimi gerekse UV_{254} absorbans azalması değeri pH değeri arttıkça azalmıştır. Bu da bize pH arttıkça adsorpsiyon veriminde bir azalma olduğunu göstermiştir. Sıcaklığın adsorpsiyon verimine etkisini belirlemek amacıyla sonuçlar incelendiğinde adsorpsiyon kapasitesinin sıcaklıktaki artışla birlikte herhangi bir artış göstermediği gözlenmiştir. Bu nedenle çalışmada da tercih edilen 20°C sıcaklık değeri adsorpsiyon verimi açısından yeterli bulunmuştur. Regrasyon katsayıları incelendiğinde adsorpsiyonun Freundlich izotermine 0,7832'lik bir korelasyon değeri ile kısmen uygunluk gösterdiği ve Langmuir İzotermine ise 0,9537'lik bir korelasyon değeri ile uygunluk gösterdiği bulunmuştur. Bu nedenle adsorpsiyonun "Langmuir İzotermi"ne uygunluk gösterdiğini söyleyebiliriz.

Yapılan deney sonuçları bütünüyle değerlendirildiğinde, demir (III) klorür kullanılarak yapılan koagülasyon yönteminin organik madde giderim verimi açısından adsorpsiyon yöntemine göre daha verimli ve aynı zamanda da ekonomik bir yöntem olduğu tespit edilmiştir.

KAYNAKLAR

- [1]. Özden, S., 2002, *İçme Sularında Trihalometan Oluşumu Ve Organik Maddelerin Giderilmesi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.
- [2]. Aiken, G.R., Mcknight, D.M., Wershaw, R.L. and Maccarthy, P., 1985, *An introduction to humic substances in soil, sediment, and water*, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, ve P. MacCarthy, pp. 1-9, John Wiley & Sons, New York, NY.
- [3]. Malcolm, R.L., 1985, *Geochemistry of stream fulvic and humic substances*, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, and P. MacCarthy, pp. 181-209, John Wiley & Sons, New York, NY.
- [4]. Thurman, E.M., 1985a, *Organic Geochemistry of Natural Waters*, Martinus Nijhoff Dr. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- [5]. Hayes, M.H.B., Maccarthy, P., Malcolm, R.L. and Swift, R.S., 1989, *Structures of humic substances: the emergence of forms*, In: *Humic Substances II: In Search of Structure*, eds., H. B. Michael, P. MacCarthy, R. L. Malcolm, and R. S. Swift, pp.689-733, John Wiley & Sons, New York, NY.
- [6]. Mcknight, D.M. and Aiken, G.R., 1998, *Sources and age of aquatic humus*, In: *Aquatic Humic Substances: Ecology and Biogeochemistry*, eds., D. O. Hessen and L. J. Tranvik, Ecological Studies, 133, pp. 9-39, Springer-Verlag, Berlin.
- [7]. Gerwe, C.E., 2003, *Natural Organic Matter Adsorption Onto and Coprecipitation with Solids Formed During Softening*, Thesis (PhD), Teksas University, Austin.
- [8]. Li, C.W., 1998, *Characterizing the Properties and Reactions of NOM by UV Spectroscopy: Adsorption of NOMs and Formations of Disinfection By-Products*, Thesis (PhD), Washington University.
- [9]. Aiken, G. and Cotsaris, E., 1995, *Soil and hydrology: their effect on NOM*", Journal Of AWWA, 87(1), 36-45.
- [10]. Schnitzer, M. and Khan, S.U., 1978, *Humic substances in the environment*, (Ed: Marcel, D.) New York, NY.

- [11]. Krasner, S.W., Croue, J.P., Buffle, J. and Perdue, E.M., 1996, *Three approaches for characterizing NOM*, Jour. of AWWA, 88, 66-79.
- [12]. Steinberg, C. and Muenster, U., 1985, *Geochemistry and ecological role of humic substance in lakewater*, In: Humic Substances in Soil, Sediment and Water Geochemistry, Isolation and Characterization, (Ed: Aiken, G. R., Mcknight D. M., Wershaw R. L. And MacCarthy, P.), John Wiley & Sons, New York, NY, 105-145.
- [13]. Owen, D.M., Amy, G.L. and Chowdhury, Z.K., 1995, *Characterization of natural organic matter and its relationship to treat ability*, AWWA, Research Foundation.
- [14]. Zularisam, A.W., İsmail, A.F. and Razman S., 2006, Behaviours Of Natural Organic Matter In Membrane Filtration For Surface Water Treatment — A Review, *Desalination* 194, 211–231.
- [15]. Domany, Z., Galambos, I., Vatai, G. and Molnar, E.B., 2002, Humic Substances Removal From Drinking Water By Membrane Filtration, *Desalination*, 145 333–337.
- [16]. Gönenç, D., 1998, *Oxidative Destruction Of Natural Organic Matter In Aqueous Media*”, Thesis (PHD), Boğaziçi University.
- [17]. Zumstein, J. and Buffle, J., 1989, Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in an eutrophic lake, *Water Resources*, 23(2), 229-239.
- [18]. Rashid, M.A., 1985, *Geochemistry of Marine Humic Compounds*, Springer-Verlag, New York, NY.
- [19]. Martin, D.F. and Pierce, R.A., 1975, A convenient method of analysis of humic acids in freshwater, *Environment Letters*, 1, 49-52.
- [20]. Stuermer, D.H., 1975, The characterization of humic substances in seawater, *Ph.D. Dissertation*, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, MA.
- [21]. Malcolm, R.L., 1991, Factors to be considered in the isolation and characterization of aquatic humic substances, In: *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, eds., B. Allard, H. Boren, and A. Grimvall, pp. 9-36, Springer-Verlag, Berlin.
- [22]. Gaffney, J.S., Marley, N.A., and Clark, S.B., 1996, Humic and Fulvic Acids and Organic Colloidal Materials in the Environment, In: *Humic and Fulvic Acids: Isolation, Structure, and Environmental Role*, eds., J.S. Gaffney, N.A. Marley, and S.B. Clark, ACS Symposium Series 651, American Chemical Society, pp. 2-16, Washington, DC.

- [23]. Ranville, J.F., Harnish, R.A., and Mcknight, D.M., 1991, Particulate and colloidal organic material in Pueblo Reservoir, Colorado: Influence of autochthonous source on chemical composition, In: *Organic Substances and Sediments in Water, Vol:1 Humics and Soils*, ed., R. A. Baker, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- [24]. Aydın, İ., 1999, *İçme Suyunda Koagülasyon ile Organik Madde Giderilmesi*, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [25]. Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J. and Kroner, R.C., 1974., The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water, *J. of AWWA*, 66, 703-706.
- [26]. Reckhow, D.A. and Singer, P.C., 1990, Chlorination by-products in drinking waters: from formation potentials to finished water concentrations, *Jour. of AWWA*, 82(4), 173-180.
- [27]. Oxenford, J.L., 1996, Disinfection by-products: current practices and future directions, In: *Disinfection By-products in Water Treatment: The Chemistry of Their Formation and Control*, eds., R. A. Minear and G. L. Amy, pp. 3-16, Lewis Publishers, FL.
- [28]. United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2001, Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. Office of Research and Development, Washington DC 20460.
- [29]. Pham, N.A., Rose, A.L., Feitz, A.J. and Waite, T.D., 2004, *The Effect Of Dissolved Natural Organic Matter On The Rate Of Removal Of Ferrous Iron In Fresh Waters*, Water Science and Technology:Water Supply, Vol 4, No 4, 213-219.
- [30]. Singer, P.C., 1994, Control of Disinfection By-Product in Drinking water, *Journal of Environmental Engineering*, 120(4) 727-741.
- [31]. Çelik, S.Ö., 2011, *Fe(II) ve Mn(II) 'nin Birlikte Giderimine DOM Etkisi ve Batık Membran Filtrelerle İleri Arıtımı*, Doktora Tezi Ara Raporu, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [32]. Cote, P., Mourato, D., Gungerich, C., Russell, J. and Houghton, E., 1998, Immersed Membrane Filtration For The Production Of Drinking Water: Case Studies, *Desalination* 117, 181-188.
- [33]. Türk Standartları Enstitüsü (TSE), 1997, TS 266 İçme Suları Standartları, Ankara.
- [34]. Black, D.B., Harrington, G.W. and Singer, P.C., 1996, Reducing Cancer Risks by Improving Organic Carbon Removal, *Jour.AWWA*, 88(6), 40-52.

- [35]. Crozes, G., White, P. and Marshall, M., 1995, Enhanced Coagulation Its Effect on NOM Removal and Chemical Cost, Jour. AWWA, 87 (1), 78-89.
- [36]. Krasner, S.W., and Amy, G.L., 1995, Jar test Evaluations of Enhanced Coagulation, Jour.AWWA 87(10), 93-107.
- [37]. United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1998, National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts: Final Rule, 40 CFR part 9. 141 and 142.
- [38]. European Economic Community Directive (EECD), 1997, Amended Proposal for a Council Directive Concerning the Quality of Water Intended for Human Consumption-Common Position. In: Proceedings of the Council of the European Union, Directive 80/778/EEC, Com (97) 228 final 95/0010 SYN, Brussels.
- [39]. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, 2005, T.C. Sağlık Bakanlığı, Resmi Gazete, No: 25730, Ankara.
- [40]. Bilir, M.H., 2009, *Yer Fıstığı Kabuğundan Üretilen Poliüreten Tipi Köpük İle Safranin Ve Remazol Brilliant Blue'nin Adsorpsiyonunun İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Kilis 7 Aralık Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [41]. Aras, E., 2010, *Sularda Nikel Adsorpsiyonu*, Yüksek Lisans Tezi, Celal Bayar Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [42]. Clark, R.M. and Lykins (Jr), B.W., 1989, Control of trihalomethane and synthetic organics. In R. M. Clark (Ed.), *Granular activated carbon*, Lewis Publ., Michigan. pp.257-293.
- [43]. Ho, Y.S. and McKay, G., 1999, Pseudo-second order model for sorption processes, Process Biochem., 34:451-465.
- [44]. Ng, J.C.Y., Cheung, W.H. and McKay, G., 2003, Equilibrium studies for the sorption of lead from effluents using chitosan, Chemosphere, 52:1021-1030.
- [45]. Aksu, Z., Çalık, A., Dursun, A. Y. and Demircan, Z., 1999, Biosorption of iron(III)-cyanide complex anions to *Rhizopus arrhizus*: application of adsorption isotherms, Process Biochem., 34:483-491.
- [46]. Sawyer, C.N. and McCarty, P.L., 1978, Chemistry For Environmental Engineering, 3rd Ed., McGraw Hill Inc., Singapore, 519.
- [47]. Ho, Y.S., Porter, J.F. and McKay, G., 2002, Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: copper, nickel and lead single component systems, Water, Air and Soil Pollution, 141:1-33.

- [48]. Wastewater Engineering: Treatment And Reuse, Metcalf & Eddy Inc., N.Y., 4. Baskı, 1819 s., 2003.
- [49]. Keskinan, O., Göksu, M.Z.L., Yüceer, A., Başbüyük, M. and Forster, C.F., 2003, Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*), *Process Biochem.* 39(2):179-183.
- [50]. Başbüyük, M. and Forster, C.F., 2003, An Examination of Adsorption Characteristics of a Basic Dye (Maxilon Red BL-N) And Live Activated Sludge System, *Process Biochem.* 38: 1311-1316.
- [51]. Chu, H.C. and Chen, K.M., 2002, Reuse of Activated Sludge Biomass: II. The Rate Processes for The Adsorption of Basic Dyes on Biomass, *Process Bio.* 37: 1129-1134.
- [52]. Tünay, O. ve Kabdaşlı, I., 1996, *Fiziksel Kimya*, 1. baskı, İ.T.Ü. Yayınları, İstanbul, 168.
- [53]. Nollet, H., Roels, M., Lutgen, P., Van Der Meeren, P. and Verstraete, W., 2003, Removal of PCBs from wastewater using fly ash, *Chemosphere*, 53: 655-665.
- [54]. Dakiky, M., Khamis, M., Manassra, A. and Mer'eb, M., 2002, Selective adsorption of chromium(VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents, *Advances in Environ. Res.* 6: 533-540.
- [55]. Doğan, M. and Alkan, M., 2003, Removal of methyl violet from aqueous solution by perlite, *Journal of Colloid and Interface Sci.* 267: 32-41.
- [56]. Çapar, G. and Yetiş, Ü., 2001, Removal of Natural Organic Matter and Trihalomethanes from the Drinking Water of Ankara City, *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 25, 527-536.
- [57]. Gökçe, C.E., 2005, *Farklı Kaynaklardan Üretilen Adsorbanlar Üzerinde Hümk Asitlerin Adsorpsiyonu*, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [58]. Harman, B.İ., 2006, *MIEX® Reçinesi İle İçme Sularından Doğal Organik Madde Giderimi*, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [59]. Vergili, İ., 2006, *Sulardan Adsorpsiyonla Organik Madde Gideriminin Spektral Absorpsiyon Katsayısı (SAK₂₅₄) Parametresiyle İncelenmesi*, Çevre Mühendisliği, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, İstanbul.

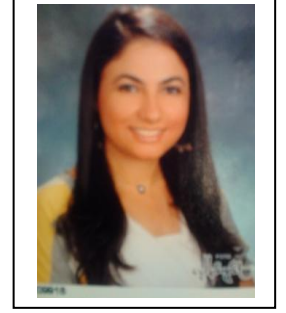
- [60]. Abate, G., B.O Dos Santos, L., M. Colombo, S. and C.Masini, J., 2006, Removal of fulvic acid from aqueous media by adsorption onto modified vermiculite, *Applied Clay Science*, 32 (2006), 261-270.
- [61]. Harbili, U., 2007, *Organik Kirleticilerin Sudaki Adsorpsiyonunun İncelenmesi*, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [62]. Li, A., Xu, M., Li, W., Wang, X. and Dai, J., 2008, Adsorption characterizations of fulvic acid fractions onto kaolinite, *Journal Of Environmental Sciences*, 20 (2008), 528-535.
- [63]. Şahin, G., 2009, “*Doğal Organik Maddelerin Adsorpsiyon Yöntemi ile Giderimi*”, Çevre Mühendisliği, Yüksek Lisans Tezi, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Gebze.
- [64]. Bekaroğlu Kaplan, Ş.Ş., 2010, *Yüzeyleri Modifiye Olmuş Çeşitli Adsorbanlarla Doğal Organik Madde Giderimi*, Çevre Mühendisliği, Doktora Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Isparta.
- [65]. Küçükçongar, S., Sevimli, M. F. ve Yel, E., 2012, Su kaynaklarında hümik maddelerin reçine adsorpsiyon kromatografisi tekniği ile izolasyonu, *Selçuk Üniversitesi Mühendislik Bilim ve Teknoloji Dergisi*, c.27, s.2.
- [66]. Eroğlu, V., 1995, *Hızlı karıştırma ve yumaklaştırma*, Su tasfiyesi, Bölüm 5, İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul, 76-96.
- [67]. Duran, M. ve Demirer, G.N., 1997, Su Arıtımında Temel İşlemler, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara, 203 s.
- [68]. O'melia, C.R., Becker, W.C. and Au, K.K., 1999, Removal of Humic Substances By Coagulation. *Wat. Sc. Tech.* 40, 9, 47-54.
- [69]. Lorentson, A.V., Chernoberezhskii, Y.M. and Dyagileva, A.B., 2002, Determination of the Optimal Conditions for the Coagulation-based Water Purification Using Modified Coagulation Test. *Colloid Journal*, 64, 1, 87-89.
- [70]. Duan, J. and Gregory, J., 2003, Coagulation by Hydrolysing Metal Salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 100-102, 475-502.
- [71]. Hart, E. and Hartling, K., 2003, Optimising Coagulant Conditions For The Worcester Water Filtration Plant. Worcester Polytechnic Institute. Project no: JYP 0201, Worcester, USA.
- [72]. Amirtharajah, A., Dennett, K.E. and Studstil, A., 1993, Ferric Chloride Coagulation for Removal of Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Precursor. *Water Sci. And Tech.*, 27, 11, 113-122.

- [73]. Uyak, V., 2006, Removal of Disinfection By-Products Precursors With Enhanced Coagulation in İstanbul Water Supplies, İTÜ Fen Bil. Enst., Doktora Tezi, İstanbul, 140 s.
- [74]. Gregory, J. and Duan, J., 2001, Hydrolysing Metal Salts as Coagulants. *Pure Appl. Chem.* 73, 12, 2017-2026.
- [75]. Vaezi, F., Mohagheghian, A., Nouri, J., Eshraghian, M.R. and Ghasri, A., 2005, Improvement of NOM Removal from Water Recourses by Modifying the Coagulation Process. *Iranian J Env. Health Sci. Eng.* 2, 1, 43-49.
- [76]. Davis, M.L. and Cornwell, D.A., 1998, Introduction to Environmental Engineering. Mc. Graw-Hill, Boston.
- [77]. Gregor, J.E., Nokes, C.J. and Fenton, E., 1997, Optimising Natural Organic Matter Removal From Low Turbidity Waters By Controlled pH Adjustment of Aluminium Coagulation. *Water Res.* 31, 12, 2949-2958.
- [78]. Alkan, U., Teksoy, A. ve Başkaya, H.S., 2006, Yüzeysel Sulardaki Doğal Organik Maddelerin Gideriminde Uygun Koagülasyon Şartlarının Belirlenmesi, *Ekoloji*, 15, 59, 18-26.
- [79]. Crosby, S.A., 1983, Surface areas and porosities of Fe(III) and Fe(II) derived oxyhydroxides, *Environmental Science&Technology*, 15(3), 268-274.
- [80]. Edzwald, J.K., 1993, Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants, *Wat. Sci. Tech.*, 27(11), 21-35.
- [81]. Edzwald, J.K., Becker, W.C. and Wattier, K.L., 1985, Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors, *Journal of American Water Works Association*, 77, 122-132.
- [82]. Iriarte, U., Alvarez-Uriarte, J.I., Lopez-Fonseca, R. and Gonzàles-Velasco, J.R., 2003, Trihalomethane Formation in Ozonated and Chlorinated Surface Water. *Environ. Chem. Lett.* 1, 57-61.
- [83]. Kitiş, M., Karanfil, T. and Kilduff, J.E., 2004, The Reactivity of Dissolved Organic Matter form Disinfection By-Product Formation, *Turkish J. Eng. Env. Sci.* 28, 167-179.
- [84]. Swietlik, J., Dabrowska, A., Raczyk-Stanislawiak, U. and Nawrocki, J., 2004, Reactivity of Natural Organic Matter Fractions With Chlorine Dioxide and Ozone. *Water Research* 38, 547-558.

- [85]. Rizzo, L., Belgiorno, V. and Casale, R., 2005, Simultaneous Compliance of TOC and Turbidity Related to Pathogen Breakthrough and THMs Control by Enhanced Coagulation. *Global Nest: the International Journal* 7, 77-85.
- [86]. Volk, C., Kimberley, B., İbrahim, E., Verges, D., Amy, G. and 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.
- [87]. Uyak, V. and Toröz, İ., 2005, Enhanced Coagulation of Disinfection By-Products Precursorsn in Istanbul Water Supply, *Environmental Tecnology*, 26 (3), 261-266.
- [88]. Uyak, V., ve Toröz, İ., 2006, İçme suyu kaynaklarındaki doğal organik maddelerin zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile giderilmesi, *İtü Dergisi*, 16 (1-3), 115-122.
- [89]. Tomaszewska, M., Mozia, S. and Morawski, A.W., 2004, Remowal of Organic Matter by Coagulation Enhanced with Adsorption on PAC. *Desalination*, 161 (2004), 79-87.
- [90]. Teksoy, A., 2006, *İçme Sularından Organik Madde Giderimi Ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi İçin Arıtma Proseslerinin Optimizasyonu*, Doktora Tezi, Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [91]. Özer, S., 2008, *Sivas İçme Suyunda Zenginleştirilmiş Koagülasyonla Organik Madde Giderimi*, Yüksek Lisans Tezi, Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.
- [92]. American Public Health Association/ American Water Works Association/ Water Environment Federation (APHA/AWWA/WEF), 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th Ed.; American Public Health Association, Washington D.C., USA.
- [93]. Yıldız, S., 2000, Kömürcüoda Düzenli Depolama Sahası Yeni Saha Düzenleme Proje Etüd Raporu, İSTAÇ A.Ş., İstanbul (in Turkish).
- [94]. Özaydın, K., Yıldırım, S. ve Yıldırım, M., 1996, İstanbul İli, Asya Yakası, Şile-Kömürcüoda Sıhhi Depolama Sahası BA-II Hücresi Hakkında Geoteknik Rapor, YTÜ Döner Sermayeleri İşletmeleri, İnş. Fak., Geoteknik ABD., İstanbul, (in Turkish).
- [95]. Baştürk, A., Öztürk, M., Demir, A. ve Kanat, G., 2003, Kömürcüoda (Asya Yakası) Katı Atık Dolgu Alanı Çevresel Etki Değerlendirmesi (ÇED) Ön Araştırma Raporu. YTÜ, İstanbul.

- [96]. Demirbaş, Ö., 2006, *Kil mineralleri yüzeyine bazı biyomoleküllerin immobilizasyonu ve elektrokinetik özellikleri*, Balıkesir Üniversitesi <http://w3.balikesir.edu.tr/~ozkan/ads/adsorpsiyon01.pps>, [Ziyaret Tarihi: 12 Mart 2014].

ÖZGEÇMİŞ



Kişisel Bilgiler

Adı Soyadı	Birgül KORKMAZ
Uyruğu	T.C.
E-mail	birgul.korkmaz@hotmail.com

Eğitim

Derece	Kurum/Anabilim Dalı/Programı	Yılı
Yüksek Lisans	İ.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü/ Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı / Çevre Mühendisliği Programı	2014
Lisans	İ.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü	2003
Ön Lisans	İ.Ü. TBMYO Dericilik Programı	1999
Lise	Bahçelievler Kocasınan Lisesi	1995