

**SİVAS İÇME SUYUNDA
ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ
KOAGÜLASYONLA
ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

**SİNAN ÖZER
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
ANABİLİM DALI
2008**

**SİVAS İÇME SUYUNDA ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ KOAGÜLASYONLA
ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

**SİNAN ÖZER
YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
2008**

Danışman: Doç. Dr. FEHİMAN ÇİNER

Bu tez, Cumhuriyet Üniversitesi Senatosunun 05.01.1984 tarihli toplantısında kabul edilen ve daha sonra 30.12.1993 tarihinde C. Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğü'nce hazırlanan ve yayınlanan "Yüksek Lisans ve Doktora Tez Yazım Kılavuzu" adlı yönergeye göre hazırlanmıştır.

Bu tez çalışması CÜBAP komisyonunun M-335 nolu projesi kapsamında desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
ÖZET.....	iv
SUMMARY.....	v
TEŞEKKÜR.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELR DİZİNİ.....	x
SİMGELER DİZİNİ.....	xii
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı.....	2
2. KAYNAK BİLGİSİ.....	3
2.1. Doğal Organik Maddeler.....	3
2.1.1. Doğal organik maddelerin fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	6
2.1.1.1. Fiziksel özellikleri.....	7
2.1.1.2. Kimyasal özellikleri.....	7
2.2. Organik Madde Kaynakları.....	8
2.3. Organik Maddenin Su Kalitesine Etkisi.....	9
2.4. UV Görünür Spektroskopisi ve Spesifik UV Absorbansı (SUVA).....	10
3. İÇME SULARINDA DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİNİN OLUŞUMU.....	13
3.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşum Mekanizmaları.....	13
3.2. İçme Sularında Görülen Dezenfeksiyon Yan Ürünleri ve Dezenfeksiyon Kalıntıları.....	18
3.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Değişimini Etkileyen Faktörler.....	19
3.3.1. Doğal organik madde tipi ve konsantrasyonu.....	19
3.3.2. Klor dozu ve klor bakiyesi.....	20
3.3.3. Sıcaklık ve mevsim.....	21
3.3.4. pH.....	21
3.3.5. Temas süresi.....	22
3.3.6. Bromür gibi inorganik iyonların varlığı.....	22
3.4. Halojenli Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşumunu Kontrol Stratejileri.....	22
3.4.1. Kaynak kontrolü.....	23
3.4.2. Dezenfeksiyon yan ürün öncü bileşiklerinin giderimi.....	24

	<u>Sayfa No</u>
3.4.3. Alternatif oksidantlar ve dezenfektanlar.....	25
3.5. Trihalometanların İnsan Sağlığına Etkileri.....	29
4. İÇME SUYUNDA ORGANİK MADDE GİDERİMİ.....	31
4.1. Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi.....	31
4.1.1. Oksidasyon.....	32
4.1.2. Koagülasyon – flokülasyon.....	32
4.1.2.1. Koagülasyon-flokülasyon mekanizması.....	33
4.1.2.2. Koagülasyon ile organik madde gideriminde işletme koşulları.....	34
4.1.3. Zenginleştirilmiş koagülasyon ile organik madde giderimi.....	36
4.1.4. İçme suyu arıtımında doğal organik maddelerin adsorpsiyonla giderimi.....	41
4.1.4.1. Aktif karbon.....	42
4.1.4.2. Toz şeklinde aktif karbon.....	43
4.1.4.3. Magnetik iyon değiştirici (MIEX) reçine - ÇOK prosesi ve ÇOK giderim kimyası.....	44
5. MATERYAL VE YÖNTEM.....	47
5.1. Materyal.....	47
5.1.1. Sivas içme suyu arıtma tesisi'nin tanıtılması.....	47
5.1.1.1. Havalandırma ve dengeleme.....	47
5.1.1.2. Ön ozonlama.....	48
5.1.1.3. Pıhtılaştırma (Koagülasyon).....	48
5.1.1.4. Yumaklaştırma (Flokülasyon).....	48
5.1.1.5. Durultma.....	48
5.1.1.6. Filtrasyon.....	48
5.1.1.7. pH düzeltme.....	49
5.1.1.8. Dezenfeksiyon ve depolama.....	49
5.2. Yöntem.....	49
5.2.1. Koagülasyon koşullarının belirlenmesi.....	49
5.2.1.1. Jar testi.....	49
5.2.1.2. Optimum koagülasyon pH'sının ve dozunun belirlenmesi.....	50

	<u>Sayfa No</u>
5.2.2. ÇOK analizi.....	51
5.2.3. UV ₂₅₄ analizi.....	51
5.2.4. THM analizi.....	51
5.2.5. Serbest klor tayini.....	51
5.2.6. Permanganat yöntemi ile organik madde tayini.....	52
6. BULGULAR VE TARTIŞMA.....	53
6.1. Su Kaynağı ve Özellikleri.....	53
6.2. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi.....	55
6.2.1. Alum ile koagülasyon.....	55
6.2.2. FeCl ₃ ile koagülasyon.....	63
6.2.3. PACI ile koagülasyon.....	72
6.2.4. Optimum koagülasyon koşullarında organik madde konsantrasyonlarının değişimi.....	74
6.3. Şebeke Suyunda THM Oluşumu.....	80
7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	85
8. KAYNAKLAR.....	87
9. ÖZGEÇMİŞ.....	95

ÖZET

Yüksek Lisans Tezi

**SİVAS İÇME SUYUNDA ZENGİNLEŞTİRİLMİŞ KOAGÜLASYONLA
ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

Sinan ÖZER

Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Doç. Dr. Fehiman ÇİNER

Yıl: 2008, Sayfa: 95

İçme suyunda klorlama işlemi süresince, klor doğal organik maddelerle (DOM) reaksiyona girerek trihalometan (THM) ve haloasetik asit (HAA) gibi insan sağlığına zararlı olduğu belirtilen dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) meydana getirir. Zenginleştirilmiş koagülasyon metodu, sudaki organik maddeyi gidererek içme suyundaki DYÜ oluşumunu azaltan bir arıtma tekniğidir. Bilimsel olarak, organik maddenin koagülasyonla giderilmesi, sudaki DOM'un konsantrasyonuna, kimyasal yapısına ve bileşimine, koagülant türüne, koagülant dozuna ve koagülasyon pH'ına bağlıdır.

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, THM'lerin 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. Deneyle, jar testi cihazında bir litre örnek hacminde yürütülmüştür. Koagülant madde olarak analitik saflıkta alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), demir (III) klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) ve polialüminyum klorür (PACI) kullanılmıştır. Koagülasyon verimini artırmak için koagülantlarla birlikte anyonik ve katyonik polielektrolitler kullanılmıştır. Optimum koagülasyon koşullarının belirlenmesinde optimum koagülant dozajı ve pH'ın her ikisinin değerlendirilmesi gerekir. Her bir koagülant için koagülant madde dozajı 20 ila 120 mg/L arasında değişmiştir. Optimum pH çalışmaları alum için pH 5-6.5, demir (III) klorür için pH 4.5-6 ve PACI için ise pH 5-8 aralıklarında yapılmıştır. Yapılan optimum pH çalışması neticesinde alum ve PACI için optimum pH 6, demir (III) klorür için ise 5.25 olarak tespit edilmiştir. Jar testlerinin sonucu olarak ÇOK giderimi için %43.2-66.6 ve UV_{254} Absorbansı giderimi için %55.4-83.4 değerleri elde edilmiştir. Optimum koagülasyon koşullarını belirlemek için yapılan jar testi denemelerinde maksimum UV_{254} ve ÇOK gideriminin pH 5.25'te 80 mg/L $FeCl_3$ 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.

Anahtar Kelimeler: Doğal organik maddeler, zenginleştirilmiş koagülasyon, dezenfeksiyon yan ürünleri, trihalometan, içme suyu, Sivas.

SUMMARY

M. Sc. Thesis

**THE NATURAL ORGANIC MATTER REMOVAL BY ENHANCED
COAGULATION IN SİVAS DRINKING WATER**by
Sinan ÖZERCumhuriyet University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Environmental Engineering Fundamental Science Branch

Supervisor: Assoc.Prof. Dr. Fehiman ÇİNER

Year: 2008, Page: 95

During the chlorination of raw water, chlorine reacts with natural organic matter (NOM) to produce disinfection by-products (DBPs), such as trihalomethanes (THMs) and haloacetic acids (HAAs), which are believed to be harmful to human health. Enhanced coagulation is a THMs precursor treatment technique with the objective of removing total organic carbon (TOC) to control THMs formation in water. Scientifically, the removal of organic matter by coagulation depends on the TOC concentration, the chemical nature of the TOC, coagulant type, coagulant dosage, and coagulation pH.

In this thesis, water quality parameters were determined in raw water obtained from Sivas Water Treatment Plant influent, which comes from Sivas 4 Eylül Dam, dated from November 2007 to April 2008 and jar test studies were performed. Enhanced coagulation process was used to control natural organic matter (NOM) which caused THM formation in raw water samples. To determine enhanced coagulation conditions, a series of jar tests were used to identify the optimum coagulation dosage. Experiments were performed on one liter samples using a multistage stirrer six paddle jar test apparatus. The analytical grade coagulants such as alum ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), ferric chloride ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) and polyaluminum chloride (PACI) were used. In order to further increase the coagulation efficiency, cationic and anionic polyelectrolytes were used in conjunction with coagulants. Determination of optimum coagulation conditions requires evaluation of both the optimum coagulant dosage and pH. The coagulant dosage was varied between 20 and 120 mg/L for each coagulant. Optimum pH studies were carried out at pH from 5 to 6.5 for alum, pH from 4.5 to 6 for ferric chloride, and pH from 5 to 8 for PACI. Removal efficiencies of 43.2-66.6% and 55.4-83.4% were obtained for DOC and UV_{254} respectively as a result of jar tests. The results of jar test which was conducted for determining the optimum coagulation conditions indicated that maximum UV_{254} and DOC removals were achieved with 80 mg/L FeCl_3 and 0.05 mg/L anionic polyelectrolyte at pH 5.25.

THM analysis were also carried out on raw water and samples collected from five different points of drinking water distribution system. While the amount of THM in drinking water varied from 18.2 $\mu\text{g/L}$ to 70.2 $\mu\text{g/L}$, it was found to be 98.7 $\mu\text{g/L}$ in raw water.

Keywords: Natural organic matter, enhanced coagulation, disinfection by products, trihalomethane, drinking water, Sivas.

TEŞEKKÜR

Çalışmalarım süresince, bilgi, hoşgörü, anlayış ve deneyimlerinden yararlandığım tez danışmanım Sayın Doç. Dr. Fehiman ÇİNER' e, Sayın Yrd. Doç. Dr. Şükrü ASLAN'a ve Sayın Yrd. Doç. Dr. Vedat UYAK'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca bu çalışma sırasında, UV₂₅₄ ölçümlerinde desteklerini esirgemeyerek Kimya Mühendisliği' nin kapılarını sonuna kadar açan bölüm başkanı Sayın Prof. Dr. Hülya GÜLER'e ve Yrd. Doç. Dr. Sevil ÇETİNKAYA'ya ve Kimya Mühendisliği Araştırma Laboratuvarları (KİMAL)'nda beraber ölçümleri yaptığımız Uzman Serpil ERŞAN ve Uzman Hasan PINAR'a,

Deneyisel çalışmalar süresince kullanmış olduğum çift distile su için Fen Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümünden Araştırma Görevlisi Murat GÜNEY'e,

Deneyisel çalışmalarda kullandığımız ham su numunelerini almamız konusunda Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nin kapılarını bizlere sonuna kadar açan SİBESKİ müdürü Çevre Yüksek Mühendisi Sayiter YILDIZ'a ve SİBESKİ personellerinden Çevre Mühendisi Fevziye ÇOLAKOĞLU ve Çevre Yüksek Mühendisleri Can Bülent KARAKUŞ, Mustafa ÖZTÜRK ve Ahmet KIRIKÇI'ya,

Hamsu numunelerini alırken bizlere yardımlarını esirgemeyen Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi Laboratuvarı Kimyagerleri Sümeyye SERİN ve Aişe DUMAN'a, teşekkürlerimi sunarım.

Bugüne kadar bana her anlamda destek veren, elde ettiğim başarılarıdaki en büyük paya sahip, daima yanımda olacaklarına inandığım aileme de en içten dileklerle teşekkürlerimi ve şükranlarımı sunarım.

Sinan ÖZER

ŞEKİLLER DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1. Su ortamında humus oluşumu.....	4
Şekil 4.1. MIEX reçine ile ÇOK giderim mekanizması.....	45
Şekil 6.1. Alum ile koagülasyonda ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi.....	56
Şekil 6.2. Alum ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansı giderimleri.....	56
Şekil 6.3. pH 6'da alum dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi...	58
Şekil 6.4. pH 6'da alum dozajlarına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansı giderimi.....	58
Şekil 6.5. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında katyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi.....	59
Şekil 6.6. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında katyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbans giderimi.....	60
Şekil 6.7. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında anyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi.....	61
Şekil 6.8. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında anyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbans giderimi.....	61
Şekil 6.9. pH ayarı yapılmaksızın alum dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi.....	62
Şekil 6.10. pH ayarı yapılmaksızın alum dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansı giderimi.....	63
Şekil 6.11. FeCl ₃ .6H ₂ O ile koagülasyonda ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi.....	64
Şekil 6.12. FeCl ₃ .6H ₂ O ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansı giderimleri.....	64
Şekil 6.13. pH 5,25'de FeCl ₃ .6H ₂ O dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi.....	66
Şekil 6.14. pH 5,25'de FeCl ₃ .6H ₂ O dozajlarına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansı giderimi.....	66
Şekil 6.15. pH 5,25'de 80 mg/L FeCl ₃ .6H ₂ O dozajında katyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbansının değişimi.....	67

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 6.16. pH 5,25’de 80 mg/L FeCl ₃ .6H ₂ O dozajında katyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanı giderimi.....	68
Şekil 6.17. pH 5,25’de 80 mg/L FeCl ₃ .6H ₂ O dozajında anyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanının değışimi.....	69
Şekil 6.18. pH 5,25’de 80 mg/L FeCl ₃ .6H ₂ O dozajında anyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanı giderimi.....	69
Şekil 6.19. pH ayarı yapılmaksızın FeCl ₃ .6H ₂ O dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanının değışimi.....	71
Şekil 6.20. pH ayarı yapılmaksızın FeCl ₃ .6H ₂ O dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanı giderimi.....	71
Şekil 6.21. PACI ile koagülasyonda ÇOK ve UV ₂₅₄ absorban değeriinin pH’a göre değışimi.....	72
Şekil 6.22. PACI ile koagülasyonda pH’ya göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanı giderimleri.....	73
Şekil 6.23. pH 6’da PACI dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanının değışimi.....	74
Şekil 6.24. pH 6’da PACI dozajına göre ÇOK ve UV ₂₅₄ absorbanı giderimi.....	74
Şekil 6.25. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK miktarındaki azalma.....	76
Şekil 6.26. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK giderimi.....	76
Şekil 6.27. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV ₂₅₄ absorbanı miktarındaki azalma.....	77
Şekil 6.28. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV ₂₅₄ absorbanı giderimi.....	77
Şekil 6.29. 80 mg/L koagülant dozajında optimum polielektrolit dozajlarında Şubat, Mart ve Nisan aylarında yapılan jar testleri sonucunda elde edilen UV ₂₅₄ absorbanı giderim verimleri.....	79
Şekil 6.30. 80 mg/L koagülant dozajında optimum polielektrolit dozajlarında Şubat, Mart ve Nisan aylarında yapılan jar testleri sonucunda elde edilen ÇOK giderim verimleri.....	80

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 6.31. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Kloroform konsantrasyonları.....	81
Şekil 6.32. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki BDKM konsantrasyonları.....	82
Şekil 6.33. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki DBKM konsantrasyonları.....	82
Şekil 6.34. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Bromoform konsantrasyonları.....	83
Şekil 6.35. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki TTHM konsantrasyonları.....	83

ÇİZELGELER DİZİNİ

	<u>Sayfa No</u>
Çizelge 2.1. Humik ve fülvik asitlerdeki temel elementler.....	5
Çizelge 2.2. Doğal organik maddelerin kimyasal grupları.....	6
Çizelge 2.3. İçme sularında organik maddeler ve ürünleri ile ilgili değerler.....	10
Çizelge 3.1. THM'lerin özellikleri.....	13
Çizelge 3.2. Şanlıurfa ili şehir şebekesinden alınan su numunelerinde aylık trihalometan türlerinin değişimi.....	17
Çizelge 3.3. Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri.....	18
Çizelge 3.4. Klorlanma sonucu oluşan uçucu ve uçucu olmayan organik bileşikler	24
Çizelge 3.5. Alternatif dezenfektanlar ve oluşturdukları yan ürünler.....	28
Çizelge 3.6. İkitelli ve elmalı içme suyu arıtma tesislerinde ön ozonlamadan önce ve sonra THM türlerinin dağılımı.....	28
Çizelge 3.7. Dezenfeksiyon yan ürünleri EPA standartları.....	29
Çizelge 3.8. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin potansiyel kanser faktörü.....	30
Çizelge 4.1. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıların kullanımının ham suyun özelliklerine etkisi.....	38
Çizelge 4.2. Büyükçekmece gölü ham su kalite parametreleri.....	40
Çizelge 4.3. Koagülasyon ve MİEX + Koagülasyon uygulanan pilot ölçekli tesislerde elde edilen ÇOK ve UV ₂₅₄ giderimleri.....	46
Çizelge 6.1. Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi giriş suyuna ait fiziksel ve kimyasal kalite parametrelerinin aylara göre değişimi.....	53
Çizelge 6.2. Jar testi deneylerinde kullanılan ham su numunesine ait kalite parametreleri.....	53
Çizelge 6.3. Alum ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları....	55
Çizelge 6.4. Alum ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları...	57
Çizelge 6.5. Alum + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması.....	59
Çizelge 6.6. Alum + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması.....	60
Çizelge 6.7. pH ayarlanmaksızın alum ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları.....	62
Çizelge 6.8. FeCl ₃ .6H ₂ O ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları.....	63

	<u>Sayfa No</u>
Çizelge 6.9. FeCl ₃ .6H ₂ O ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları.....	65
Çizelge 6.10. FeCl ₃ .6H ₂ O + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması...	67
Çizelge 6.11. FeCl ₃ .6H ₂ O + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması....	68
Çizelge 6.12. pH ayarlanmaksızın FeCl ₃ .6H ₂ O ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları.....	70
Çizelge 6.13. PACI ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları...	72
Çizelge 6.14. PACI ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları...	73
Çizelge 6.15. Koagülant ve koagülant yardımcılarının doğal organik madde miktarına etkileri.....	75
Çizelge 6.16. 80 mg/L koagülant dozajında UV ₂₅₄ absorbansı gideriminin optimum olduğu polielektrolit dozajlarında yapılan jar testlerine ait sonuçlar.....	78
Çizelge 6.17. Sivas şehir şebekesinden numune alma noktaları ve arıtma tesisine olan uzaklıklar.....	80
Çizelge 6.18. Sivas şebekesinden alınan numunelerde THM sonuçları.....	81

SİMGELER DİZİNİ

AB	: Avrupa Birliği
AP	: Anyonik Polielektrolit
BDKM	: Bromodiklorometan
BPÇOK	: Biyolojik Parçalanabilir Organik Karbon
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
DBKM	: Dibromoklorometan
DOM	: Doğal Organik Madde
DYÜ	: Dezenfeksiyon Yan Ürünü
GAK	: Granüler Aktif Karbon
HAA	: Haloasetik Asit
KOM	: Kolloidal Organik Madde
KP	: Katyonik Polielektrolit
MIEX	: Magnetik İyon Değiştirici
PACI	: Polialüminyum Klorür
POM	: Partiküler Organik Madde
SİBESKİ	: Sivas Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi
THM	: Trihalometan
TTHM	: Toplam Trihalometan
THMOP	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
TOK	: Toplam Organik Karbon
TOX	: Toplam Organik Halojen
SUVA	: Spesifik Ultraviyole Absorbansı
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü
UV ₂₅₄	: 254 nm'de Ultraviyole Absorbansı

1. GİRİŞ

Su, canlı yaşamının vazgeçilmez ve hayati maddelerinden birini oluşturmaktadır. Son yıllarda hızlı nüfus artışı, endüstrileşmenin muazzam bir hızla gelişimi ve çarpık kentleşme nedeniyle su ve su kaynaklarına olan ihtiyaç giderek artmış, bunun sonucunda ise su kirlenmesi problemi ortaya çıkmıştır (Ulugör, 1972). Bir insanın sadece biyolojik ihtiyaçları için günde 2 litre suya ihtiyacı vardır. Temizlik, yemek, ısınma gibi günlük ihtiyaçlar ve giyinme barınma gibi endüstriyel ihtiyaçlarda düşünülürse günlük ihtiyacımız olan su miktarı daha da artar (Fetter, 1994). İçme sularının kimyasal ve mikrobiyolojik standartlara uygun olması halk sağlığı açısından çok büyük önem taşımaktadır. Yeterince arıtılmamış, dezenfeksiyon sürekliliği sağlanamayan ve organik madde miktarı fazla olan içme suları mikroorganizmaların büyümesine olanak sağlamalarının yanı sıra klor ile dezenfeksiyon sonrasında dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturmaktadır (Teksoy, 2006).

İçme suyu kaynaklarının kirlenmesine sebep olan ve insan sağlığı açısından risk taşıyan en önemli unsurlardan birisi organik maddelerdir. Doğal organik maddeler (DOM), makro-moleküler hümik yapılar, küçük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, amino asitler, karbonhidratlar, ve hidrokarbonlar gibi organik maddeleri içeren heterojen bir karışımdır (Aiken ve diğ., 1985; McKnight ve Aiken, 1998). Sulardaki DOM'un varlığı içme suyu arıtma işlemlerinde birçok probleme neden olur. Örneğin, DOM'lar koagülant ve oksidant ihtiyacını artırır, filtre ömrünü kısaltırlar, suya renk verirler ve şebeke sistemlerinde bakterilerin tekrar büyümesine yardımcı olurlar. DOM'ların klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu mutajenik ve kanserojenik olarak şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturması halk sağlığı açısından önemli bir husustur (Bellar ve diğ., 1974; Reckhow ve diğ., 1990; Oxenford, 1996). Doğal organik maddeler (DOM), toprakta, okyanuslarda, tatlı su kaynaklarında hayvan ve bitki çürümesi ya da plankton ve su bakterilerinin ayrışmasıyla oluşurlar. Oluşan DOM temiz su kaynaklarına (göller, akarsular, yer altı suyu gibi) yağmur suyu ya da kar gibi yağışlarla, topraktan sızarak geçerler. DOM'un kimyasal yapısı, bileşimi ya da reaksiyon verme özellikleri kaynaklarına göre değiştiği gibi, aynı kaynaktan farklı mevsimlerde farklı DOM kaynaklanabilir (Gerwe, 2003).

Doğal organik maddeler, dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu için başlıca öncül maddedir. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu DOM konsantrasyonu ile doğru

orantılıdır. Ayrıca DOM karakteristiği dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu etkiler. Rechow ve diğerleri (1990), halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumunun DOM'in aktif aromatik içeriği ile arttığını göstermiştir. DOM alg gibi bitkisel maddenin ayrışmasından meydana gelen hidrofobik ve hidrofilik maddelerden oluşur. Sudaki alg türlerine ve havzadaki bitki türüne bağlı olarak hidrofobik ve hidrofilik maddelerin dağılımı farklıdır. Toplam organik karbon (TOK) konsantrasyonu ve ultraviyole absorbansı dezenfeksiyon yan ürün (DYÜ) öncü bileşiklerinin konsantrasyonu için vekil parametre olarak görev görür (Singer, 1994).

1.1. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Sulardaki doğal organik madde (DOM)'un varlığı, su kalitesini etkileyen en önemli faktör olup, arıtma işlemlerinde ise birçok probleme neden olmaktadır. Su kalite araştırmalarında ve arıtma proseslerinin gelişiminde en önemli konuların başında organik madde problemi gelmektedir. Organik maddelerin bu prosesler üzerine etkileri ve proses içindeki davranışları uzun yıllar araştırmacılar tarafından gözlenmiştir.

Dünyada ve ülkemizde içme sularının arıtıldıktan sonra dezenfeksiyon amacı ile klorlanması, yaygın bir yöntem olarak arıtma tesislerinde kullanılmaktadır. Ancak klorun yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarında doğal olarak bulunan organik maddelerle reaksiyona girerek, kansere neden olan Trihalometan (THM) bileşiklerini oluşturduğu saptanmıştır. İçme suyu DYÜ mevzuatlarının baskısıyla, DOM giderimi ve DYÜ azaltılması konusundaki araştırma çalışmaları son yıllarda ülkemizde de hız kazanmıştır. Global ölçekli tüm bu etkin çalışmalara rağmen çoğu içme suyu arıtma tesislerinde çıkış suyu DYÜ mevzuatlarına uyum sorunu devam etmekte olup, bu konu arıtma tesislerinin tasarımında dikkatli bir şekilde göz önüne alınmalıdır.

Bu çalışmanın amacı, Sivas'ın içme ve kullanma suyu ihtiyacının büyük bir bölümünü karşılayan Sivas 4 Eylül Barajı'ndan beslenen Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nden alınan ham suda organik madde giderimi için farklı koagülant ve koagülant yardımcı maddeleri kullanılarak optimum koagülasyon koşullarını araştırmaktır. Bu amaç ile koagülant madde olarak alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), demir (III) klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) ve polialüminyum klorür (PACI) kullanılırken koagülant yardımcıları olarak ise anyonik ve katyonik polielektrolitler kullanılmıştır. Ayrıca Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nden su alan şebeke sisteminden su numunesi alınarak mesafe ve bakiye klor miktarındaki değişimlere göre oluşan Trihalometan miktarları araştırılmıştır.

2. KAYNAK BİLGİSİ

2.1. Doğal Organik Maddeler

Yüzeysel sulara bulunan organik maddeler vejetatif, toprak, evsel yada endüstriyel orijindir. Doğal olarak meydana gelen stabil toprak organik maddesi genellikle humik madde olarak bilinmekte ve toprak organik maddesinin yaklaşık % 35-65'ini oluşturmaktadır. Bu oran renkli yüzeysel sulara % 80'lere kadar çıkabilmektedir. Doğal organik madde(DOM) farklı büyüklükte ve farklı fonksiyonel gruplara sahip organik moleküllerin karışımından meydana gelmektedir (Teksoy, 2006).

Tüm yüzeysel ve yeraltı sularında hatta yağmur suyunda bile bulunabilen DOM'lar, kompleks biyotik ve abiyotik reaksiyonlar sonucu oluşur. DOM, makro moleküler humik yapılar, küçük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, amino asitler, karbonhidratlar ve hidrokarbonlar gibi organik maddeleri içeren heterojen bir karışımdır. DOM'un kompozisyonu ve fizikokimyasal karakteri hem zamansal hem de yersel açıdan çok çeşitlilik gösterebilir. DOM'un doğal sulara en çok bulunan bileşeni 0,45 µm filtreden geçen çözünmüş ve kolloidal kısmıdır (diğer bir deyimle çözünmüş organik madde: ÇOM) (Gaffney ve diğ., 1996).

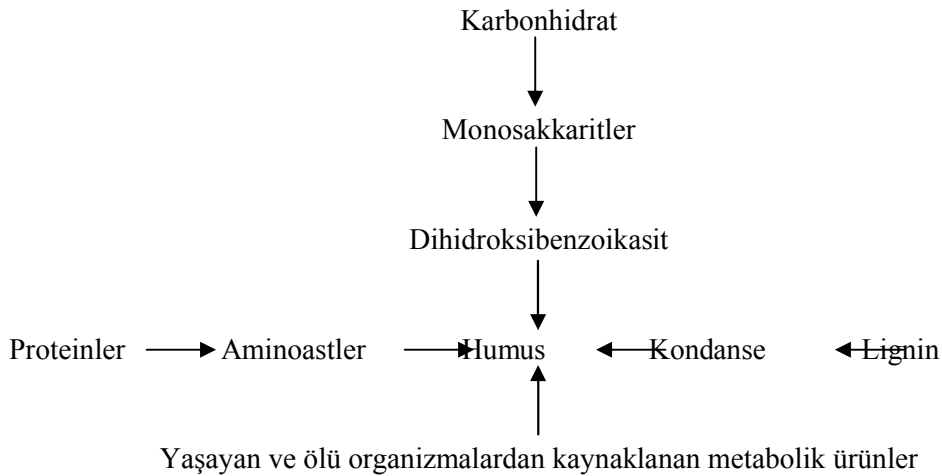
DOM'ların varlığı, doğada ve mühendislik sistemlerindeki su kalitesi üzerinde önemli etkilere sahiptir. DOM'ların proton alıcı ve/veya verici olması, pH tamponlayıcı olması, kirleticilerin bozunması ve taşınımları üzerindeki etkileri, çökeltme reaksiyonları ve minerallerin çözünmesinde yer almasından dolayı, su sistemlerindeki jeokimyasal reaksiyonlar DOM'lar tarafından kontrol edilir. DOM'lar, yüzeysel sulara ışık bölgesinin derinliğini kontrol eder, besin maddelerinin biyolojik kullanılabilirliğini etkiler, ve mikrobiyal büyüme için karbon kaynağı sağlar. DOM'lar, karbonhidratlar ve proteinler gibi önemli mikrobiyal substratları da yapılarına bağlayabilir. DOM'lar, hidrofobik organiklerin (örn., pestisitler), metallerin (örn., kurşun, kadmiyum, bakır ve civa), radyonükleoitlerin (örn., plutonyum ve uranyum) hareketini ve taşınımını artırır. Böylece, su ortamında hemen hemen hareketsiz kabul edilen bu kimyasallar, yapı ve aktivite ilişkileri kullanılarak tahmin edilen mesafelerden daha uzaklara taşınabilir. Ayrıca, DOM ile kompleks oluşturduktan sonra bu kimyasalların biyolojik kullanılabilirlikleri ve jeokimyasal dönüşümleri de değişebilir (Harman, 2006).

Doğal sulara DOM'ların bulunması içme suyu arıtımında ve dağıtım sistemlerinde oldukça fazla problemler oluşturur. DOM'un sebep olduğu problemler

arasında; DYÜ 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 oluşturması, arıtma proseslerinin etkinliğine zarar vermesi (örn; membranların ve aktif karbonların tıkanması), ve daha fazla koagülant ve dezenfektan/oksidant gereksinimine sebep olması sayılabilir (Krasner ve diğ., 1996; Kitiş, 2001).

Suda bulunan organik maddelerin büyük çoğunluğu humik madde denilen ve sudaki canlı organizmalardan kaynaklanan doğal organik maddelerdir. Doğal organik maddelerin sentez mekanizması Şekil 2.1 de gösterilmiştir. Bu şekle göre; karbonhidrat ve proteinler kimyasal ve mikrobiyolojik oksidasyon sonucu daha küçük birimlere ayrılmaktadır. Bu oluşan maddelerden dihidroksibenzoik asit ve aminoasit özellikle ağırlıktadır. Seri reaksiyonların sonucunda bitkilerden türeyen lignin ve tanin gibi maddelerin etkileşimiyle fenolik polimerler oluşmaktadır. Açığa çıkan ürünler, yaşayan ve ölü mikroorganizmaların atıklarıyla reaksiyona girerek humus olarak ifade edilen doğal organik maddeyi oluşturmaktadır (Tatar, 2001).

Dünyadaki toplam organik karbon rezervlerinin %25'i humik içeriklidir ve organik maddenin %50'si okyanuslarda ve tatlı sulardadır. Aküatik humikler, doğal organik maddeler ve çözülmüş organik maddeler olarak tanımlanan organiklerin en önemli kısmını teşkil etmektedir (Özden, 2002).



Şekil 2.1. Su ortamında humus oluşumu (Tatar, 2001).

Su ortamında humik maddeler asit ve alkali ortamlardaki çözünürlüklerine göre iki gruba ayrılır.

- ✓ Bazik ortamda çözünen ve asidik ortamda çökelen humik asit.
- ✓ Düşük pH'da çözünmüş olarak kalan fülvik asit.

Humik ve fülvik maddelerin yapısal özellikleri benzer olmakla birlikte aralarında iki önemli fark vardır: Moleküler ağırlık ve fonksiyonel gruplar. Fülvik asitlerin moleküler ağırlığı 200-1000 gr arasında değişirken; humik asitlerin moleküler ağırlığı 200.000 gr'a kadar yükselmektedir. Fülvik asidin oksijen muhtevası daha yüksektir ve birim ağırlık başına daha fazla fonksiyonel grup içerir. (COOH^{-1} , OH^{-1} , C-O) Humik ve fülvik asit arasındaki bu farklılıklara rağmen humik asit genellikle her iki bileşimde ifade edecek şekilde kullanılmaktadır. Çizelge 2.1'de humik ve fülvik asitlerdeki temel elementler gösterilmektedir.

Çizelge 2.1. Humik ve Fülvik asitlerdeki temel elementler (Aydın, 1999).

Element	Humik Asit %100 Kuru Ağırlık	Fülvik 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

Humik maddelerin sudaki stabilitelelerini bünyelerindeki fonksiyonel grupların miktarı etkilemektedir. Bu fonksiyonel grupların başlıcaları karboksiller, fenolikler, alkoller ve ketonlardır. Birçok suda humik maddeler negatif yüklü makromoleküller olarak bulunmaktadır. Humik maddeler, hidrofobik hemde hidrofilik bileşikleri ihtiva etmektedirler. Humik ve fülvik asitlerin güçlü hidrofobik fonksiyonlarının renk problemine yol açtığı bilinmektedir. Yüzeysel sularda bulunan çözünmüş organiklerin yaklaşık % 45' inin hidrofobik akuatik humiklerden oluştuğu tahmin edilmektedir. Bu oran yüksek renkli sularda % 10-90 arasında değişmektedir. Çizelge 2.2'de hidrofobik ve hidrofilik doğal organik maddelerin kimyasal grupları verilmiştir. Genelde koagülant maddelerin hidrofobik maddeleri destabilize etmekte hidrofilik maddelere göre aynı zamanda yüksek molekül ağırlıklı bileşikleri gidermede düşük molekül ağırlıklı maddelere göre daha etkili olduğu bilinmektedir (Özden, 2002).

Çizelge 2.2. Doğal organik maddelerin kimyasal grupları (Aydın, 1999).

Kimyasal Grup	
<i>Hidrofobik</i>	
Kuvvetli asit	Humik ve fülvik asitler, yüksek molekül ağırlıklı alkiller, monokarboksilik ve dikarboksilik asitler, aromatik asitler
Zayıf Asit	Fenoller, taninler, ara ürün yüksek molekül ağırlıklı alkiller ile monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Proteinler, aromatik aminler, yüksek molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Hidrokarbonlar, aldehitler, 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
Nötraller	Polisakkaritler düşük molekül ağırlıklı alkiller ile alkol ve ketonlar

Doğal organik maddelerin diğer önemli kaynağı da mikroorganizmalardır. 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. Örneğin metilisobornoel ve geosmin sudaki koku ve tadın en önemli nedeni olup mavi-yeşil algler ötrofik sulardaki baskın alg türüdür ve onların metabolik artıkları olan hidroksiaminasid çözülmüş demiri bağlamaktadır. Biyolojik orijinli maddeler dışında petrol bazlı maddeler su ortamlarında nadiren bulunmaktadır. Doğal gaz ve benzin depolarının olduğu bölgelerde yüksek molekül ağırlıklı alifatik ve aromatik hidrokarbon kirleticiler yeraltı sularına karışarak su ortamlarına taşınmaktadır (Özden, 2002).

2.1.1. Doğal organik maddelerin fiziksel ve kimyasal özellikleri

Organik madde terimi ağırlıklı ve temel madde karbon olmak üzere yanında hidrojen (H), azot (N), oksijen (O) atomlarından bir veya birkaçını ihtiva eden geniş bir kimyasal madde sınıfının genel adı olarak kullanılmaktadır.

Organik madde terimi başlangıçta canlı organizmalardan kaynaklanan bileşikleri belirlerken bugün sentetik olarak elde edilen ve sülfür, fosfor, florür, brom, klor, iyot gibi maddeleri de ihtiva eden çok çeşitli türde organik madde mevcuttur. C,H,O,N atomlarını içermesine rağmen, inorganik madde sınıfına giren bileşiklerde vardır (CO, CO₂, CO₃⁻²,

HCO_3^{-1} , CN^{-1}). Organik maddeyi inorganik maddeden ayıran temel özellik, kuvvetli karbon-karbon bağlarıdır (Özden, 2002).

Organik bileşikler fiziksel ve kimyasal özelliklerine göre sınıflandırmak mümkündür. Organik bileşiklerin özelliklerinin tanınması, onların analiz metotlarının ve arıtma yöntemlerinin geliştirilmesine de yardımcı olmaktadır.

Moleküler boyut: Organik bileşiklerin moleküler boyutu geniş bir aralıkta değişmektedir. Kloroform gibi basit bileşikler için $< 1 \mu\text{m}$ iken; kompleks humik asit bileşikler için $1 \mu\text{m}$ 'dir.

Moleküler ağırlık: Organik bileşiklerin moleküler ağırlığı çok geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Metan (CH_4) için 16 gr iken, polimerler için 10^6 gr/mol'dür.

Uçuculuk: Organik maddelerin uçuculuğu kaynama noktası veya buhar basıncıyla ifade edilmektedir. Yüksek uçuculuğa sahip organik bileşiklere örnek olarak vinil klorür (kaynama noktası $13,6^\circ\text{C}$) verilebilir.

2.1.1.1. Fiziksel özellikleri

Doğal Organik Madde (DOM)'ler, fiziksel olarak Çözünmüş Organik Maddeler (ÇOK), Kolloidal Organik Maddeler (KOM), Partiküler Organik Maddeler (POM) olmak üzere üçe ayrılır. Bu ayrımı yapmak için numune farklı filtre kağıtlarından süzülür. Bu üç grup DOM'un partikül çapları;

- ✓ $\text{ÇOK} < 0,22 \mu\text{m}$
- ✓ $0,22 \mu\text{m} \leq \text{KOM} < 1,0 \mu\text{m}$
- ✓ $\text{POM} \geq 1,0 \mu\text{m}$ şeklindedir.

Sulardaki organik karbonun % 90'ı ÇOK olarak bulunur ki bu yaklaşık $1-20 \text{ mg C / L}$ konsantrasyonlarına denk gelir. Arıtmanın hedefi DOM'un büyük kısmını gidermek olduğuna göre, ÇOK'un giderilmesiyle istenen verim elde edilmiş olur (Li, 1998).

2.1.1.2. Kimyasal özellikleri

DOM genellikle karboksil, hidroksil, amin ve karbonil gruplarını içeren aromatik halkalara bağlı alifatik zincirlerden oluşur. Genellikle, ağırlığının %50-60'ı C atomlarından oluşurken, organik yapısında H, O, N, P ve S bulunur. DOM literatürde hidrofobisitelere göre, humik maddeler ve humik olmayan maddeler olmak üzere ikiye ayrılır. Humik olmayan maddeler, küçük boyutları dolayısıyla hidrofilik olan polisakkarit, protein ve lignin

türevleridir. Humik maddeler ise, toplam organik karbonun %50-80 gibi büyük bir bölümünü oluşturan, hidrofobik ve bozunmaya karşı dirençli maddelerdir. Humik maddeler kendi içlerinde çözünürlüklerine göre hümin, humik asit ve fulvik asit olarak üçe ayrılır. Hümin, humik maddelerin çözünmeyen ve alkali çözeltiyle ekstraksiyonu sonucunda DOM'un kalan katı fazıdır. Humik ve fulvik asitler ise çözünebilir ve birbirlerinden asidik çözeltideki çözünürlüklerine göre ayrılırlar. Fulvik asitler, düşük pH'larda çözünürken; humik asitler, büyük moleküler ağırlıklarına karşın düşük karboksilik asit içerikleri nedeniyle düşük pH'larda çözünemezler. Fulvik asitlerin humik asitlere ağırlık oranı 3:1'den fazladır. Dolayısıyla DOM'un önemli bir kısmını fulvik asitler ve humik asitler oluşturmaktadır (Gerwe, 2003).

Humik maddeler belirli (özgün) veya genel bir yapıya sahip olmadıkları için, pH fonksiyonlarına bağlı sudaki çözünürlükleri temel alınarak şu şekilde sınıflandırılırlar (Aiken ve diğ., 1985; Gaffney ve diğ., 1996);

- ✓ Fulvik asit fraksiyonu tüm pH aralıklarında çözünürdür.
- ✓ Humik 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.

2.2. Organik Madde Kaynakları

Doğal sularda bulunan organik maddeler üç ana kaynaktan doğmaktadır (Özden, 2002).

- ✓ Su ortamında doğal olarak oluşan organik maddeler,
- ✓ Suların arıtılması, dezenfeksiyonu ve dağıtımı esnasında ortaya çıkan organik maddeler,
- ✓ Su kaynaklarının endüstriyel ve tarım faaliyetleriyle kirlenmesi sonucu ortaya çıkan kirleticiler.

Su arıtımı konusundaki çalışmalar esas olarak ilk iki kaynaktan gelen bileşikler üzerine yoğunlaşmıştır. Antropojenik kaynaklı kirleticiler toplam organik maddenin küçük bir yüzdesini oluşturmaktadır. Sudaki organik maddelerin ölçümünde en yaygın kullanılan parametre olan Toplam Organik Karbon (TOK) ppm birimi ile ifade edilirken; antropojenik kaynaklı kirleticiler ppb olarak ifade edilmektedir. Özellikle vurgulanması gereken konu

antropojenik kaynaklı kirleticilerin düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığına zararlı olabilmektedir.

2.3. Organik Maddenin Su Kalitesine Etkisi

Sudaki organik maddenin varlığı, su kalitesini etkileyen en önemli faktör olarak karşımıza çıkmaktadır. Su kalite araştırmalarında ve arıtma proseslerinin gelişiminde en önemli konuların başında organik madde problemi gelmektedir. Organik maddelerin bu prosesler üzerine etkileri ve proses içindeki davranışları uzun yıllar araştırmacılar tarafından gözlenmiştir.

Sudaki organik maddeler, birçok durumlarda istenmeyen problemlere neden olmaktadır (Özden, 2002).

- ✓ Doğal sularda bulunan organik maddeler renk problemine yol açarlar.
- ✓ Bazı organik maddeler içme suyu sistemlerinde tat ve koku problemlerine yol açarlar.
- ✓ Arıtılmış sularda bulunan organik maddeler dağıtma sistemlerinde ayrışarak mikrobiyolojik kalite değişikliklerine yol açarlar.
- ✓ İçme sularında organik maddelerin varlığının dağıtma sistemlerinde korozyon problemlerine yol açtığı düşünölmektedir.
- ✓ Organik bileşiklerin varlığı, konvansiyonel arıtma sistemlerinde anyon değiştirici, membran ve demineralizasyon prosesleri gibi ilave arıtma 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 humik maddeler veya diğer antropojenik bileşiklerle reaksiyona girmesi sonucunda halojenler ve diğer halojenli organik bileşikleri oluşturmaktadır.
- ✓ Bazı organik bileşiklerin toksik ve kanserojen olduğu ve düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığı için zararlı olduğu bilinmektedir. Humik maddeler kendi başlarına zararsız olsalar bile, suda bulunan pestisit, ağır metal ve diğer benzeri maddelerle zararlı bileşikler oluşturabilmektedir.

Tabii sularda bulunan organik maddelerin yol açtığı problemlerin ortaya çıkmasıyla, bu maddelerin giderimine yönelik proseslerin geliştirilmesi de kaçınılmaz olmuştur.

İçme sularında bulunan organik maddeler ve ürünleri ile ilgili değerler Çizelge 2.3'de verilmiştir.

Çizelge 2.3. İçme sularında organik maddeler ve ürünleri ile ilgili değerler (TS 266, 1997; Tatar, 2001).

Madde	Tavsiye Edilen Değer	Müsaade Edilen Değer
Pestisitler ve ilgili ürünler, toplam, ($\mu\text{g/L}$)	-	0,5
Organoklorlu insektisitler, her bir madde ayrı ayrı, ($\mu\text{g/L}$)	-	0,1
Poliklorlu bifeniller (PCB'ler), her bir madde ayrı ayrı, ($\mu\text{g/L}$)	-	0,1
Herbisitler, her bir madde ayrı ayrı, ($\mu\text{g/L}$)	-	0,1
Permanganat İndeksi (KMnO ₄ ile yükseltgenebilir mad.) (mgO ₂ /L)	2	5
Kloroformla ekstrakte edilebilen maddeler (mg kuru kalıntı/L)	0,1	0,5
Çözünmüş veya emülsiyeye hidrokarbonlar (petrol eteri ekstraksiyondan sonra), ($\mu\text{g/L}$)	-	2000
Mineral yağlar, ($\mu\text{g/L}$)	-	10
TTHM, ($\mu\text{g/L}$)	100	100
Fenoller, fenol indeksi olarak, ($\mu\text{g C}_6\text{H}_5\text{OH/L}$)	-	0,5

2.4. UV Görünür Spektroskopisi ve Spesifik UV Absorbansı (SUVA)

Elektromanyetik spektrumun UV ve görünür bölgesi sırasıyla, 10-400 nm ve 400-800 nm arasındadır. İzole edilmiş DOM, ışığı bu dalga boylarında absorblar. DOM'da bulunan ve birincil olarak DOM'un humik fraksiyonuyla ilgili olan kromoforlardan (elektromanyetik radyasyonu absorblayan fonksiyonel grup, renk yapısı) dolayı, birçok ham suyun absorbansı, spektrumda UV'den görünür bölgeye doğru eksponansiyel bir düşüş sergiler. Bu sınırlamaya rağmen, spesifik dalga boylarındaki absorbans değerleri (254, 280, 465, 665 nm) karakterizasyon çalışmalarında kullanılmıştır (Sohn, 2000; Ravichandran, 1999; Bertilsson ve Bergh, 1999; Cho, 1999; Leenheer ve Croue, 2003; Workshop Results, 2001).

Bununla birlikte, belirli dalga boyunda, absorbansın büyüklüğü çözültide bulunan organik karbon miktarının bir fonksiyonudur. Dolayısıyla, sulardaki farklı DOM karakteristiklerini karşılamak için, belirli bir dalga boyundaki UV absorbansı ÇOK konsantrasyonuna göre normalize edilir (bölünür). Elde edilen bu normalize değere absorptivite veya spesifik UV absorbansı (SUVA) denir. 280 nm'deki absorpsiyon organik maddenin aromatikliği ve molekül ağırlığının korelasyonunu verir. Çünkü aromatik parçalarla ilişkili olan fonksiyonel gruplar, mineral yüzeylerle güçlü şekilde etkileşir ve metallerle kompleks oluşturur. UV absorbans ölçümü organik maddenin reaktivitesinin tahmini için değerli bir araçtır. Çünkü absorbans değerleri ÇOK konsantrasyonunun fonksiyonu olarak değişir. Doğal sulardaki ÇOK'un fotokimyasal reaktivitesi, en başta bol miktardaki humik ve fulvik asit içeriğine dayanır. Bu bileşiklerin yüksek aromatiklikleri ile ışık ve UV absorblama özellikleri bu aktiviteyi destekler. 254 nm'deki UV absorbansı sadece DOM konsantrasyonunu değil ayrıca DOM'un aromatikliğini ya da humik içeriğini de gösterir ve temsil eder. Bu özelliği ile, çözülmüş organik maddedeki aromatik bileşikleri ifade eder ve verilen bir yerdeki çözülmüş organik karbonun kimyasal doğasının tahmininde kullanılabilir. Ölçülen absorbans değerleri (cm^{-1}) ÇOK konsantrasyonuna (mgC/L) bölünür ve sonuç spesifik UV absorbans (SUVA) değerini verir. ÇOK, SUVA gibi basit parametrelerle karakterize edilebilir.

$$SUVA = \frac{UV}{\text{ÇOK}} \times 100$$

UV genellikle (cm^{-1}) ve ÇOK (mg/L) birimleriyle ifade edilir. SUVA'nın birimi ($\text{m}^{-1}\text{L/mg}$) olduğundan, cm^{-1} biriminden m^{-1} 'e geçebilmek için 100 düzeltme faktörü kullanılır. SUVA, DOM içindeki doymamış çift bağlar ve/veya aromatikliğin yarı-nicel ölçümünü sağlar. DOM farklı organik bileşiklerin heterojen bir karışımı olduğundan, ölçülen SUVA, DOM'daki kromoforların (çift bağlar ve/veya aromatik yapılar) dağılımını gösteren ortalama bir değerdir. Sularda SUVA değerinin artması genellikle DOM'un daha fazla hümfikasyona uğradığı, daha aromatik ve hidrofobik olduğu anlamına gelir (Edzwald ve Van Benschoten, 1990; White ve diğ., 1997). Suların DOM kompozisyonunu tanımlamak için kullanılan farklı parametreler arasında, DYÜ oluşumuyla hemen hemen en güçlü korelasyonlarla bağlantılı olan parametrenin 254-280 nm arasındaki UV absorbansı ve SUVA olduğu bildirilmektedir (Singer ve diğ., 1981; Edzwald ve diğ., 1985; Galapate ve diğ., 1999; Kitis ve diğ., 2001).

SUVA kısa zamanda az miktar numune ile belirlenebilir ve karmaşık ön şartlandırma işlemi gerektirmez. Bu özellikleri ile SUVA son zamanlarda su kalitesi araştırmalarında sıklıkla kullanılmıştır. Ayrıca, UV_{254} ve toplam organik karbon (TOK) EPA'nın verdiği Bilgi Toplama Tüzüğünde (ICR) bulunmakla birlikte $SUVA_{254}$ 'de son zamanlarda yönetmeliklere alternatif bir uyum ölçütü olarak konulmuştur. DOM'un SUVA ve aromatik karbon içeriği arasında güçlü bir korelasyon vardır. Yüksek SUVA'ya sahip sular genellikle humik maddeler gibi hidrofobik DOM bakımından zengindirler ve THM oluşturma potansiyelleri daha yüksektir (Sohn, 2000; Ravichandran, 1999; Bertilsson ve Bergh, 1999; Cho, 1999; Leenheer ve Croue, 2003; Workshop Results, 2001).

Su endüstrisi SUVA'yı dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) izlemek yerine eşdeğer bir parametre olarak inceler. Ancak düşük çözünmüş organik karbon içeren sulardaki yüksek nitrat içeriği bu ölçümde girişim yapabilir. Fulvik asit ve doğal su kütlelerinin SUVA'sının karşılaştırıldığı çalışmalarda, fulvik asidin SUVA'sının daha yüksek olduğu görülmüştür. Ozonlanmış su kalitesi, ozonun aromatik yapıyı bozması nedeniyle ham su kalitesinden düşük SUVA'ya sahiptir, bu da DOM'un aromatik yapısının alifatik yapıdan daha fazla UV absorpladığını gösterir. SUVA ayrıca THM tahmininde diğer faktörlerle kullanılır ve THM oluşumuyla ilişkilendirilmiştir (Sohn, 2000; Ravichandran, 1999; Bertilsson ve Bergh, 1999; Cho, 1999; Leenheer ve Croue, 2003; Workshop Results, 2001).

SUVA'nın tayini için gerekli UV ve ÇOK ölçüm cihazları su arıtma tesislerinde mevcut olup, arıtma tesisi operatörleri tarafından kolaylıkla kullanılabilir. SUVA diğer DOM karakterizasyon parametrelerine göre DYÜ oluşumuyla daha güçlü bağıntılar göstermektedir. Dolayısıyla, SUVA'yı son yıllarda gelişmiş ülkelerdeki içme suyu arıtma araştırmacıları ve arıtma tesisi işletmecileri DOM giderme verimini ve DYÜ oluşumunu izlemede sık kullanmaya başlanmıştır. Ayrıca, UV absorbansı (UV_{254}) ve toplam organik karbon (TOK) parametreleri, USEPA tarafından anket amaçlı "Information Collection Rule (ICR)" çalışmasına eklenmiştir. Çok yakın bir süre önce de $SUVA_{254}$ USEPA tarafından alternatif uygulanabilir bir kriter olarak D/DYÜ mevzuatının 1. aşamasına dahil edilmiştir. Bu mevzuata göre, eğer hem ham suyun hem de çıkış suyunun $SUVA_{254}$ değerleri 2'den düşük ise, mevzuatdaki sudan TOK giderme şartı gerekmemektedir (Harman, 2006).

3. İÇME SULARINDA DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİNİN OLUŞUMU

3.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşum Mekanizmaları

İçme suyunun klor ile dezenfeksiyonu trihalometan (THM) ve haloasetik asit (HAA) gibi dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumuna neden olmaktadır (Rook, 1974; Crozes ve diğ., 1995; Krasner ve Amy., 1995). Dolayısıyla, sudaki doğal organik maddeler (DOM) THM ve HAA oluşumu için olası bir öncü bileşik görevi üstlenmektedirler. Klorlanmış içme suyu içinde oluşan DYÜ arasında THM ve HAA'ler 1970'lerden beri en fazla çalışılan ve kanserojen yapabilme özelliği açısından en şüpheli görülen DYÜ türleridir (Crozes ve diğ., 1995; Vrijenhoek ve diğ., 1998).

Doğal sulardaki çözülmüş organik karbonun (ÇOK) yaklaşık %50'sini humik bileşikler, kalan kısmını ise proteinler, amino asitler, karbonhidratlar ve karboksilik asitler oluşturmaktadır. Humik maddeler, sulara bulunan doğal kaynaklı maddeler olup önemli su kirleticilerindedir. Kendileri sulara renk ve koku problemlerine sebep oldukları gibi, suların dezenfeksiyonu sırasında kanserojen olarak bilinen trihalometanları oluştururlar.

Dünyada ve ülkemizde içme sularının arıtıldıktan sonra dezenfeksiyon amacı ile klorlanması, yaygın bir yöntem olarak arıtma tesislerinde kullanılmaktadır. Ancak klorun yüzeysel ve yeraltı su kaynaklarında doğal olarak bulunan organik maddelerle reaksiyona girerek, kansere neden olan THM bileşiklerini oluşturduğu saptanmıştır. Ülkemiz gibi gelişmekte olan ülkelerde bu konu arıtma tesislerinin tasarımında dikkatli bir şekilde göz önüne alınmalıdır.

Yapılan birçok çalışma, dezenfeksiyon sırasında suda bulunan organik maddelerin klor ile reaksiyon vererek trihalometanları oluşturduğunu göstermiştir. Trihalometanlar, toksikoloji çalışmaları sonucunda sağlığa zararlı olduğu tespit edilen ve Dezenfeksiyon Yan Ürünleri (DYÜ) denilen, halojenli bileşiklerin sadece bir grubudur. THM'lerin genel özellikleri Çizelge 3.1'de gösterilmektedir.

Çizelge 3.1. THM'lerin özellikleri (Shorney, 1998).

Adı	Kısaltma	Yapı	Moleküler Ağırlığı (g/mol)	Kaynama Noktası (°C)
Kloroform	TKM	CHCl ₃	119,5	61
Bromodiklorometan	BDKM	CHBrCl ₂	163,9	87
Dibromoklorometan	DBKM	CHBr ₂ Cl	208,3	116
Bromoform	TBM	CHBr ₃	252,7	151

Kloroform: Kloroform, su arıtımı sırasında çeşitli organiklerin klorla reaksiyonu sonucu oluşan uçucu az çözünür bir bileşiktir. Ayrıca soğurucu ve aerosol itici olarak ve yapışkanlar, pestisitler, yağlar, petrol yağlarında, kauçuklar, alkaloidler ve reçineler için genel bir solvent olarak kullanılır. Önceden öksürük şurubunun, diş macununun, romatizma ve diş ağrısı ilaçlarının bir bileşeni olarak kullanılmaktaydı. 1970'lerin ortasında USEPA tarafından yürütülen araştırmalar, ABD'de çıkış sularının %95-100'ünde ortalama 21 µg/L, maksimum 311 µg/L olmak üzere kloroform bulunduğunu göstermiştir. İnsanlarda, 30-100 ml kloroform içeren çözelti zararlı etkiye neden olmakta, ancak öldürücü olmamaktadır. Kobaylar üzerinde yapılan kronik toksite testleri, kandaki albumin oranını ve kan kataliz aktivitesini düşürdüğünü göstermektedir. Bazı ölümlerin, karaciğer çürümesi ve sirozu, yağ dejenerasyonu ve kalp kaslarındaki dokularda hücre çoğalmasıyla meydana geldiği anlaşılmıştır. Bir çok içme suyunda THM'lerin varlığı ile insanlarda kanser oluşumu arasında bağlantı kurulmaktadır. İçinde 0,1 mg/L kloroform bulunan sudan günde 2 L olmak üzere 70 yıl su tüketilmesi sonucu, 10 000 kişide kanser olma ihtimali 3-4 arasındadır (Pontius, 1990).

Dibromoklorometan: Suyun klorlanması sırasında kloroformdan daha az sıklıkta ve konsantrasyonda oluşmaktadır. Dezenfeksiyon yan ürünü olarak ortaya çıkmasının yanında dibromoklorometan, yangın söndürücü maddelerin üretiminde kimyasal ara ürün, aerosol itici, soğutucu ve pestisit olarak kullanılmaktadır. İki yıllık kanserojenik denemeleri NTP (National Toxicology Program) tarafından yürütülmüştür. 104-105 hafta süren deneme boyunca tavşanlara ve farelere mısır yağı verilmiştir. Tavşanlara 0-80 mg/kg doz, farelere ise 0-100 mg/kg doz uygulanmıştır. Tavşanlarda dozaja bağlı olarak karaciğer toksisitesi görülmüş, ancak dişi ve erkek farelerin her iki cinsinde de karaciğerde herhangi bir doku değişikliğine rastlanmamıştır. USEPA bu maddeyi kansere sebep olma ihtimali düşük madde (Grup C) olarak sınıflandırmıştır (Pontius, 1990).

Bromodiklorometan: Dibromoklorometan gibi bu bileşik de yakın zamanda bulunmuş, suda çözünmeyen bir dezenfeksiyon yan ürünüdür. Bromodiklorometanla ilgili sağlığa zararlı etkileri hakkında çok az veri bulunmaktadır. Bu bileşiğin bazı etkileri, akut dozaja maruz kalan farelerde karaciğerin içine yağ sızması, soluk böbrek oluşumu ve adrenal salgılanmasıdır. Bromodiklorometanın "S.Typhimurium" üzerindeki mutajenik denemeleri olumludur. Tek kanserojenik deneme, farelerde karın zarının içine 8 haftanın üzerinde toplam 2 400 mg/kg doz uygulanmış, ancak hiçbir şekilde akciğer tümörüne rastlanmamıştır. İlave kanserojenik test yapılmamış ve kanserojen risk ihtimali

bulunmamıştır. USEPA bu maddeyi muhtemel kanserojen madde (Grup B2) olarak sınıflandırmıştır (Pontius, 1990).

Bromoform: Bromoform, THM'lerden dezenfeksiyon yan ürünlerinin arasında en az yaygın olan şeklidir. Ticari olarak, bromoform ateşe dayanıklı kimyasallarda bileşen ve sıvı ölçer olarak mumlarda, gres yağında ve petrol yağında solvent olarak kullanılabilir. Suda biyolojik olarak ayrışmaz. Deri altına bromoform enjekte edilen fare ve insan kobayların maruz kaldığı akut etkileri böbrek ve karaciğerde doku hastalığı olarak ortaya çıkmaktadır. Tavşanlarda yapılan deneylerde solunum yoluyla alınması sonucu kronik etkileri böbrek ve karaciğer fonksiyonlarında düzensizlik olarak görülmektedir. "Salmonella" üzerinde yapılan haftalık testlerde mutajenik olarak olumlu sonuçlar alınmıştır. Kanserojenik risk ihtimali bulunmamıştır. USEPA bu maddeyi muhtemel kanserojen madde olarak (Grup B2) sınıflandırmıştır (Pontius, 1990).

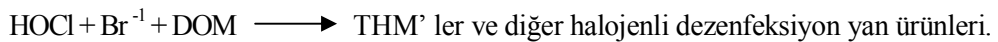
DOM'un fraksiyonları klorla farklı düzeylerde reaksiyon verir. DYÜ oluşturma potansiyelleri organik maddenin moleküler ağırlığına, partikül yapısı ve kimyasal yapısına bağlıdır.

DOM'un moleküler ağırlıklarına göre klorla reaksiyonları sınıflandırılacak olursa; moleküler ağırlığı 10 000 ile 40 000 dalton arası olan fraksiyonlar klorla karşı daha reaktif ve THM oluşmasından sorumludur.

DOM'un partiküler kısmının DYÜ oluşturma potansiyelleri oldukça düşüktür. Yapılan bir araştırmada toplam organik karbonun önemli miktarda DYÜ oluşturmadığı, DYÜ oluşturma potansiyelinde çözünmüş organik maddelerin dikkate alınması gerektiği belirtilmiştir (Gerwe, 2003).

DOM'un hidrofobik olan ve hidrofilik fraksiyonuna oranla daha fazla bulunan kısmı klorla daha fazla reaksiyon verir. Bunun yanı sıra DOM'un her fraksiyonunun belli oranlarda DYÜ oluşturdukları görülmüştür (Gerwe, 2003).

THM'lerin ve diğer halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin genel oluşum denklemi şu şekilde verilebilir (Singer, 1994).



Yukarıdaki reaksiyondan da anlaşıldığı gibi trihalometanlar klorlanmış yan ürünlerin sadece bir kısmını oluşturmaktadır. Organik maddeler ve klor var olduğu sürece THM'lerin oluşumu dağıtım şebekesinde ve su depolama tesislerinde de devam etmektedir.

Çeşitli dezenfeksiyon yan ürünleri arasında, en çok araştırılan THM'ler olmuştur. Bunun nedenleri;

- 1) Kimyasal oluşumlarının iyi bilinmesi,
- 2) Oluşumu ve sağlık etkileri üzerine verilerin mevcudiyeti,
- 3) Ölçüm kolaylığı.

Krasner ve diğerleri (1995), yaptığı çalışmalarda ortalama THM konsantrasyonunu 36 µg/L olarak bulurken HAA konsantrasyonunu ise trihalometanların yaklaşık yarısı 17 µg/L olarak bulmuştur. Singer ve diğerleri (1994), di ve trikloroasetik asit içeren HAA konsantrasyonlarını THM konsantrasyonlarından daha fazla bulmasında pH'nın daha düşük olması etkili olmuştur. (HAA oluşumu düşen pH ile artarken THM oluşumu artan pH ile artar) (Singer, 1994).

Kırıkçı (2006), yaptığı deneysel çalışmada Şanlı Urfa İli İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde ve arıtma tesisinden beslenen şehir şebekesinde THM oluşumunu gözlemlemiştir. Bu çalışmada arıtma tesisinden beslenen şebeke sisteminde yaptıkları deneysel çalışmalarda M1 ve M2 olarak adlandırdıkları iki farklı hat seçerek 500, 1000, 2500 ve 5000. metrelerden alınan su numunelerinde trihalometan türlerini belirlemişlerdir. Yapılan bu deneysel çalışma neticesinde elde edilen trihalometan miktarları Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Şebekeden alınan numunelerde yapılan analiz sonuçları incelendiğinde; Kloroform 0,84 - 12,92 µg/L, Bromodiklorometan 1,42 - 11,43 µg/L, Dibromoklorometan 1,23 - 7,65 µg/L, Bromoform 0,34 - 1,22 µg/L, TTHM ise 4,06 - 33,22 µg/L değerleri arasında tespit edildiği görülmektedir. Bu ölçümlerde, en yüksek konsantrasyonda 12,92 µg/L ile Kloroform olmasına karşın, ortalama olarak en fazla Bromodiklorometan ve sırasıyla Kloroform, Bromodiklorometan, Dibromoklorometan ve en az da Bromoform tespit edilmiştir.

Her bir parametrenin aylara göre konsantrasyonları incelendiğinde ise, Ocak ve Şubat aylarındaki değerlerin, Mart ve Nisan aylarındakinin çok altında kaldığı görülmektedir.

Çizelge 3.2. Şanlıurfa ili şehir şebekesinden alınan su numunelerinde aylık trihalometan türlerinin değişimi (Kırıkçı, 2006).

	Depoya Uzaklık	M1	M1	M1	M1	M2	M2	M2	M2
	Trihalometan Türleri	500 (m)	1000 (m)	2500 (m)	5000 (m)	500 (m)	1000 (m)	2500 (m)	5000 (m)
Ocak	Kloroform (µg/L)	0,84	1,72	1,46	1,52	1,70	1,62	1,35	1,24
	BDKM (µg/L)	1,52	1,55	2,02	1,95	1,73	1,78	1,89	1,61
	DBKM (µg/L)	1,33	1,33	1,59	1,70	1,50	1,49	1,57	1,39
	Bromoform (µg/L)	0,37	0,36	0,38	0,42	0,40	0,40	0,38	0,36
	TTHM (µg/L)	4,06	4,96	5,45	5,56	5,33	5,29	5,19	4,6
Şubat	Kloroform (µg/L)	1,69	1,36	2,14	1,51	1,37	1,67	1,57	1,22
	BDKM (µg/L)	1,42	1,54	2,12	2,01	1,68	1,69	2,01	1,60
	DBKM (µg/L)	1,23	1,31	1,69	1,70	1,48	1,48	1,64	1,34
	Bromoform (µg/L)	0,34	0,36	0,42	0,43	0,39	0,39	0,40	0,35
	TTHM (µg/L)	4,68	4,57	6,37	5,65	4,92	5,23	5,62	4,51
Mart	Kloroform (µg/L)	6,97	6,62	11,17	7,05	7,55	12,92	8,56	7,68
	BDKM (µg/L)	7,57	7,18	10,90	7,60	8,14	11,43	9,15	8,42
	DBKM (µg/L)	5,39	5,00	7,36	5,49	5,59	7,65	6,41	5,87
	Bromoform (µg/L)	0,79	0,54	1,12	0,66	0,68	1,22	0,91	0,77
	TTHM (µg/L)	20,72	19,34	30,55	20,8	21,96	33,22	25,03	22,74
Nisan	Kloroform (µg/L)	7,39	7,69	9,95	7,43	7,52	12,56	8,22	7,86
	BDKM (µg/L)	7,83	7,31	9,80	7,98	8,03	10,93	8,84	8,48
	DBKM (µg/L)	5,34	5,08	6,70	5,56	5,59	7,48	6,02	5,91
	Bromoform (µg/L)	0,62	0,57	0,98	0,69	0,69	1,21	0,80	0,80
	TTHM (µg/L)	21,18	20,65	27,43	21,66	21,83	32,18	23,88	23,05

3.2. İçme Sularında Görülen Dezenfeksiyon Yan Ürünleri ve Dezenfeksiyon Kalıntıları

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. Çizelge 3.3’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 (USEPA, 2001).

Çizelge 3.3. Dezenfeksiyon sonunda meydana gelen dezenfeksiyon yan ürünleri (USEPA, 2001).

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

3.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Değişimini Etkileyen Faktörler

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumunu etkileyen önemli faktörlerden bazıları aşağıda sunulmuştur (Singer, 1994)

- 1) Doğal organik madde tipi ve konsantrasyonu
- 2) Klor dozu ve klor bakiyesi
- 3) Sıcaklık ve mevsim
- 4) pH
- 5) Temas süresi
- 6) Bromür gibi inorganik iyonların varlığı

Yukarıda listelenen faktörler hem DYÜ oluşum hızını hem de DYÜ türlerinin konsantrasyonunu etkilemektedir.

3.3.1. Doğal organik madde tipi ve konsantrasyonu

Doğal organik madde (DOM) dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu için başlıca öncül maddedir. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu DOM konsantrasyonu ile doğru orantılıdır. Ayrıca DOM karakteristiği dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu etkiler. Rechow ve diğerleri (1990), halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumunun DOM'in aktif aromatik içeriği ile arttığını göstermiştir. DOM alg gibi bitkisel maddenin ayrışmasından meydana gelen hidrofobik ve hidrofilik maddelerden oluşur. Sudaki alg türlerine ve havzadaki bitki türüne bağlı olarak hidrofobik ve hidrofilik maddelerin dağılımı farklıdır. Toplam Organik Karbon (TOK) konsantrasyonu ve ultraviyole absorbansı dezenfeksiyon yan ürün (DYÜ) öncü bileşiklerinin konsantrasyonu için vekil parametre olarak görev görür (Singer, 1994).

Çoğu su kaynağında humik maddenin %90'dan fazlası fülvik asit olmasına rağmen, humik fraksiyon klor ile daha kolay reaksiyona girdiğinden humik fraksiyonunun fülvik fraksiyonundan daha fazla THM oluşturduğu gösterilmiştir (Tokmak, 1999).

Humik maddenin büyük bir kısmını oluşturan çözünmüş organik karbon miktarı arttıkça THM oluşumunun arttığı çoğu araştırmacılar tarafından ispatlanmıştır.

Bromür/uygulanan klor dozu oluşan THM'lerin dağılımını etkilemektedir. Düşük organik karbon konsantrasyonu hedef edilen klor bakiyesine ulaşmak için daha az miktarlarda klor dozu uygulanmasını gerektirir. Organik karbon miktarının düşmesiyle

bromür/klor oranının artması sonucunda bromlu türlerin oluşumu artar. Bu nedenle klor dezenfeksiyonundan önce sudaki organik karbon miktarı azaltıldığında dört türün toplam konsantrasyonu (TTHM) azalır. Ancak aynı giderim bromlu THM türlerinin oluşumunu artırabilir. Ayrıca düşük miktarlarda bromür içeren sularda TOK konsantrasyonu yüksekse kloroform türü baskındır (Black ve diğ., 1996).

Ham sudaki TOK ve bromür konsantrasyonunun teorik kanser riski üzerine etkisini inceleyen Black ve diğ. (1996), göstermiştir ki TOK konsantrasyonu azalmasıyla toplam risk azalır. Ancak kloroform konsantrasyonunun fazla olmasına rağmen bromodiklorometan kanser potansiyel faktörünün daha fazla olması nedeniyle taşıdığı risk daha fazladır (Black ve diğ., 1996).

Arguella ve diğ. (1979), organik madde türlerinin THM üzerine etkisini araştırmak için 4 farklı organik maddeyle yaptığı çalışmada, Orthodihidroksi grupları içeren bileşiklerin meta ve paradihidroksi aromatik bileşiklerinden daha düşük miktarlarda kloroform oluşturduğunu tespit etmişlerdir (Tokmak, 1999). Kavanough ve diğ. (1980), dört farklı su kaynağından alınan numuneler üzerinde THM oluşum hızı üzerine yaptığı çalışmada, oluşum hızının sudaki organik madde tipinden ziyade organik madde miktarına bağlı olduğunu bulmuşlardır. TOK miktarı 8 kat arttığında kloroform oluşumunun 5-6 kat arttığını göstermişlerdir ($TOK=0,6-4,8 \text{ mg/lt}$, $Cl_2/TOK=33$).

3.3.2. Klor dozu ve klor bakiyesi

Çoğu araştırmalar sonucunda, dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşum hızı, miktarı ve dağılımının klor dozu ve serbest klordan etkilendiği, klor dozu arttıkça arttığı bulunmuştur (Singer, 1994).

Trussel ve Umphres (1978) çalışmaları neticesinde şu sonuçları bulmuşlardır. Suyun klorlanması ilk klor ihtiyacı tamamlandıktan sonra ilave klor mevcut organik madde ile reaksiyona girmeye başlar. Bu reaksiyon esnasında klor dozu ile THM miktarı arasında hemen hemen lineer bir ilişki mevcuttur. Bu kısa dönem organik klor talebi tamamlandığında serbest klor bakiyesi elde edilir. Bundan sonra THM oluşumu oldukça yavaştır. Bu nedenle serbest klor bakiyesi oluşumundan sonra klor dozunu azaltmak THM oluşumunu azaltmaz (Tokmak, 1999).

Young ve Singer (1979), ham sularda yaptıkları çalışmalarda benzer sonuçları bulmuşlardır. Oluşan kloroform dozu, ilave edilen klor miktarı serbest klor bakiyesi

oluşturmaya yeterli olana kadar klor dozu ile artmış, bu noktadan sonra verilen klor kloroform oluşumunu azaltarak serbest klor bakiyesini artırmıştır (Tokmak, 1999).

3.3.3. Sıcaklık ve mevsim

Suların klorlanması, kloroform oluşumu 25°C'de 3°C'ye göre yaklaşık iki misli fazla olmaktadır. Arguello ve diğerleri (1979), bir yıl süreyle arıtılmış içme sularında yaptığı araştırmalarda, kış aylarında daha düşük derişimlerde THM oluştuğunu saptamışlardır (Kürüm, 1991).

Yaz aylarında reaksiyon kinetiklerinin hızlı olması nedeniyle klor ihtiyacı daha fazladır. Uygulanan klor dozu arttığında bu aylarda oluşan dezenfeksiyon yan ürünlerinin miktarı daha fazladır. Diğer bir husus DYÜ öncüllerinin bileşiminin ve bromür konsantrasyonunun mevsimlere bağlı değişmesidir (örneğin nemli hava şartları, kuru hava şartları gibi). Araştırmalar, kloroform oluşumundaki mevsimsel değişimlerin ham suyun sıcaklık değişimine bağlı olduğunu göstermiştir. Yaz aylarında artan sıcaklığın reaksiyon hızını ve alg oluşumunu artırması ile birlikte potansiyel DYÜ öncüllerinin miktarının artması sonucunda tüm dezenfeksiyon yan ürünleri ve THM konsantrasyonları yaz aylarında daha yüksektir (Özden, 2002).

3.3.4. pH

pH'in artmasıyla THM oluşumu artarken HAA ve Toplam Organik Halojen (TOX) oluşumu artan pH ile azalır. Bu sonuçlardan klor reaksiyonunun pH'a bağlı olarak meydana geldiği anlaşılmaktadır. Çoğu halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri alkali pH değerlerinde (örneğin pH > 8) hidrolize olurlar. Yapılan araştırmalardan ve THM oluşum denklemlerinden pH değerinin önemi görülmektedir. Çalışmalar pH'daki artışın çıkış suyunda daha yüksek miktarlarda THM konsantrasyonu oluşumuna neden olduğunu göstermiştir. pH değerinin 9'dan 7'ye düşürülmesi ile THM oluşumunda %50'lik bir azalma temin edilebileceği çeşitli araştırmacılar tarafından tespit edilmiştir. Trussel ve Rook (1974), Umphres (1978), pH 8-10 değerleri arasında reaksiyon hızında büyük bir artış olduğunu göstermiştir. Bu araştırmacı, yüksek pH değerlerinde, reaksiyon hızının artmasını ortamdaki fenol ürünlerinin artmasıyla açıklamıştır. Urano ve diğerleri (1983), THM oluşumunun hidroksit iyonunun logaritmik konsantrasyonu ile doğru orantılı olduğunu göstermiştir (Tokmak, 1999).

3.3.5. Temas süresi

THM ve HAA oluşumu artan temas süresi ile artar. Bu nedenle serbest klor olduğu sürece dağıtım sisteminde oluşmaya devam eder. Yapılan araştırmalarda THM oluşumunun zamanla önemli ölçüde arttığı gözlenmiş, ilk birkaç saatte hızlı bir artış sonraları yavaş bir artış tespit edilmiştir (Singer, 1994).

3.3.6. Bromür gibi inorganik iyonların varlığı

THM oluşumunun kontrolünde son parametre bromür iyonudur. Bromür yokluğunda 4 mg/L TOK konsantrasyonuna sahip bir su örneğinde standart olarak 80 µg/L'ye varan miktarda THM oluşurken, bromür konsantrasyonu 4 mg/L'ye çıkarıldığında THM miktarının 243 µg/L'ye yükseldiği gözlenmiştir (Krasner ve Amy, 1995).

Bromür iyonu içeren içme sularının klorlanması esnasında bromlu THM türleri oluşmaktadır. Serbest klor, bromürü hipobromöz aside (HOBr) okside eder. Oluşan hipobromöz asit DYÜ öncü bileşikleriyle reaksiyona girerek klorlu bromo türlerini oluşturur. Bromür iyon konsantrasyonunun uygulanan klor dozuna oranı arttıkça bromlu THM oluşumu artar. Ancak birçok araştırmacı model hesaplamalarında brom konsantrasyonunu en düşük seviyede (0,05-0,1 mg/l) almış olup oluşan THM konsantrasyonunun büyük bir kısmının kloroform olduğunu kabul etmiştir (Singer, 1994).

3.4. Halojenli Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşumunu Kontrol Stratejileri

İçme suyu standartlarında istenen maksimum kontaminant seviyesini sağlamak için suyun arıtımı sırasında belirli teknolojiler, arıtım teknikleri ve tesis modifikasyonları kullanılmaktadır. En yaygın modifikasyonlar klorlama noktasının tesis içindeki yerinin değiştirilmesi, dezenfeksiyon yan ürünlerini gidermek için koagülasyon proseslerinin güçlendirilmesi ve kloramin kullanımıdır (Singer, 1989). Arıtım prosesinde ön klorlama yerine alternatif dezenfektanlarla ön oksidasyon yapılması da klorlu yan ürünlerin oluşumunu azaltmada bir başka seçenektir. Bunların dışında su kaynağının kontrolü, dezenfeksiyon yan ürün öncülerinin giderilmesi ve farklı dezenfeksiyon stratejilerinin seçilmesi dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu kontrol etmede etkilidir (Teksoy, 2006).

Ham suda dezenfeksiyon yan ürün öncüleri hem çözülmüş hemde partiküler halde bulunmaktadır. Klasik arıtma yöntemleriyle çözülmüş olanlar partiküler hale dönüştürülüp, çöktürme ve filtrasyon prosesleri ile giderilmektedir. Koagülasyon ve

çöktürme işlemleri ile THM oluşum potansiyeli % 50 oranında azalmaktadır. Daha fazla giderim elde etmek için zenginleştirilmiş koagülasyon, GAK adsorpsiyonu veya dezenfeksiyondan önce membran filtrasyonu gibi prosesler uygulanmalıdır (Teksoy, 2006).

Halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri oluşumunu kontrol stratejileri aşağıda özetlenmiştir (Singer, 1994).

- Kaynak kontrolü
- DYÜ öncü bileşiklerinin giderimi
 - ✓ Zenginleştirilmiş koagülasyon
 - ✓ Aktif karbon adsorpsiyonu
 - ✓ Membran filtrasyonu
- Alternatif oksidantlar ve dezenfektanlar
 - ✓ Monokloramin
 - ✓ Ozon
 - ✓ Klordioksit
 - ✓ Permanganat
 - ✓ UV ışığı
- Gaz sıyırma

Son seçenek olan gaz sıyırma, uçucu THM türlerinin oluşuktan sonra giderilmesini içerir. Bu teknoloji sadece dezenfeksiyon yan ürünleri uçucu ise uygulanabilir. Klorlanma sonucu oluşan uçucu ve uçucu olmayan organik bileşikler Çizelge 3.4'de gösterilmiştir. Bu proses uçucu olmayan halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerini kontrol için kullanılamaz. Bu nedenle gaz sıyırma arzu edilen arıtma stratejisi olarak tavsiye edilmez. Ayrıca THM'lerin oluşuktan sonra giderim maliyeti oldukça yüksektir.

3.4.1. Kaynak kontrolü

Birçok kaynak da söz edildiği gibi alg büyümesi dezenfeksiyon yan ürün öncü bileşiklerinin oluşumuna neden olur. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunun kontrolü için bir yaklaşım, içme suyu kaynağındaki alg büyüme potansiyelini azaltmak için bu sulara nütrient girişinin kontrolüdür. Bir diğer kaynak kontrolü stratejisi, su kaynağına tuzlu su

girişini kontrol ederek bromür miktarının kontrolünü amaçlar. Nutrient yönetim programı ve su kaynağına tuzlu su girişinin kontrol edilmesi gibi önlemler arıtma esnasında THM oluşumunun azaltımı için etkili olacaktır.

İkitelli İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde yapılan bir çalışmada ham suyunu Sazlıdere'den temin eden tesisin kaynağını Terkos olarak değiştirmesinden sonra düşen TOK miktarına bağlı olarak TTHM değerlerinde düşme gözlenmiştir (Saatçi ve Eroğlu, 2000).

Çizelge 3.4. Klorlanma sonucu oluşan uçucu ve uçucu olmayan organik bileşikler (Tinkılıç, 1993).

Uçucu Organik Bileşikler	Uçucu Olmayan Organik Bileşikler
1,1 Dikloroetan	Urasil
1,2 Dikloroetan	Üridin
Tetraklorometan	5-Klorourasil
1,1,1, -Tetraklorometan	5-Metilüridin
Kloroform	Ftalik asit
Bromodikloroetan	4-Klororesorsinol
Trikloroetilen	6-Kloroguanin
1,2-Dikloroetilen	3-Klorobenzoik asit
1,2 Dikloropropan	3- Kloro-4-hidroksibenzoik asit
Tetrakloroetilen	Salisilik asit
Bromodiklorometan	Fenuron
1,1,2- Trikloroetan	2-Hidroksi-3 metoksisinnamik asit
Klorodibromometan	Benzoik asit
Bromoform	Pirazon
	Dimetilftalat
	2-Hidroksibenzotiazol
	Dietil ftalat
	2-Hidroksibenzimidazol
	Diisopropildifenilamin
	4-Klorofenilasetik asit

3.4.2. Dezenfeksiyon yan ürünü öncü bileşiklerinin giderimi

Dezenfeksiyon yan ürünü öncü bileşiklerinin giderimi için temel teknolojiler; zenginleştirilmiş koagülasyon, granüler aktif karbon adsorpsiyonu ve membran filtrasyonudur. Alüminyum ve demir tuzları ile DOM kolaylıkla koagüle olur. Alüm için

optimum pH 5,5-6,0' dır. Düşük alkaliniteli örneğin 50 mg/lit CaCO₃'dan düşük sularda, alüm ilavesi pH'ı optimum sınıra düşürür. Böylece verimli DOM koagülasyonu gerçekleşir. Düşük alkaliniteli sularda, pH'ı istenen seviyede tutmak için kireç veya kostik soda ilavesi gerekebilir. Yüksek alkaliniteli sularda (örneğin >100 mg/lit CaCO₃), pH'ı istenilen düzeye getirebilmek için daha fazla alüm uygulanabilir. Alternatif olarak optimum DOM giderimini sağlamak için alüm ile birlikte sülfürik asit eklenebilir (Singer, 1994).

Humik maddeler gibi hidrofobik organik karbon koagülasyona hidrofilik organik karbondan daha duyarlıdır. Hidrofobik/hidrofilik dağılımı çoğu su kaynağında bilinmez fakat içme suyu temini için kullanılan doğal su kaynaklarının çoğunun hidrofobik fraksiyonunun TOK içeriğinin % 30-70 arasında olduğu tahmin edilmektedir. Ayrıca koagülasyon ile TOK giderim verimliliği, ham suyun alkalinitesi ve TOK içeriği, TOK'un hidrofobik/hidrofilik dağılımı ve koagülasyon pH'ına bağlıdır (Özden, 2002).

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumuna neden olan organik maddelerin giderimi için koagülasyonun geliştirilmesi stratejisi uygulanırken çamur oluşumu önemli bir husustur. Koagülant dozu arttıkça demir ve alüminyum iyileştirme teknolojileri de düşünülmelidir(Singer, 1994).

Granüler aktif karbon (GAK) adsorpsiyonu ve membran filtrasyonu DOM giderimi için alternatif teknolojilerdir. Ancak her ikisi de oldukça pahalı proseslerdir. Ön arıtma esnasında alüm dozajını yükselterek ve suyun pH'ını düşürerek, GAK adsorpsiyonu ile DOM gideriminin maliyeti azaltılabilir. %75'in üzerinde TOK giderimini sağlamak için membran filtrasyonu nanofiltrelerin kullanımını gerektirir. Çoğu uygulamalar, membranların tıkanmasını önlemek için ön arıtma gerektirir. Teknoloji oldukça pahalıdır. Yeni teknolojik gelişmelerle maliyet azaltılsa da oluşan tuz atığı nanofiltrasyon kullanımını sınırlandırmaktadır (Bursill ve diğ., 2000).

3.4.3. Alternatif oksidantlar ve dezenfektanlar

- ✓ Monokloramin
- ✓ Klordioksit
- ✓ Ozon
- ✓ Permanganat
- ✓ UV Işığı

Monokloramin: Kloraminler ve bağılı klor bakiyeleri sudaki organik azot, amonyak ve HOCl (serbest klor) arasındaki reaksiyonlar ile oluşur. Monokloramin serbest klordan daha yüksek klor konsantrasyonu * temas süresi (C.T) değerine sahip olması nedeniyle arıtma tesisinde kullanılan zayıf bir dezenfektan ve oksidanttır. Ayrıca, tat ve koku kontrolü ve demir ve mangan oksidasyonu için verimli değildir. Ancak monokloramin kalıcılığı nedeniyle, dağıtım sisteminde kararlı dezenfektan bakiyesini sağlamak için ikincil dezenfektan olarak çekicidir. Dağıtım sisteminde nitrifikasyon probleminin oluşmaması için uygun amonyak/klor oranı tespit edilmiştir. Tavsiye edilen oranlar 1:4 veya 1:4,5'dir. (N: Cl₂ ağırlık olarak) (Singer, 1994).

Klordioksit: Monokloramine kıyasla klordioksit (ClO₂), su kaynağındaki mevcut pH aralığında mükemmel bir dezenfektandır. Oldukça düşük C.T değerine sahip ve demir, mangan oksidasyonu, tat ve koku kontrolü için iyi bir oksidanttır. Üretimi ve dağıtımı kolaydır. Amonyak içeren su kaynakları klordioksit tüketmez. Ancak klordioksit DOM ile reaksiyona girerek oksidasyon yan ürünleri oluşturur. Klordioksitin oksidasyon yan ürünleri üzerinde çok sayıda çalışma yapılmadığından klorit (ClO₂⁻) haricinde yan ürünleri bilinmemektedir (Singer, 1994).

Ozon (O₃): Ozon (O₃), su arıtma pratiğinde kullanılan en verimli oksidant ve dezenfektandır. En düşük C.T değerlerine sahiptir, ham suyun pH'ından etkilenmez, suda tat ve koku oluşturmaz. Askıda katı madde giderimi ve mikroflokülasyonu olumlu yönde etkiler. Ancak moleküler ozon kararsızdır ve kalıcı dezenfektan bakiyesi üretmez. Serbest kloru nazaran ön dezenfektan olarak iyi bir alternatif olsada kalıcı ikincil bir dezenfektanla birlikte kullanılmalıdır. Ön ve son dezenfektan olarak sırasıyla ozon ve monokloramin kullanımı hem verimli dezenfeksiyon sağlarken hem de dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunun minimizasyonu için çekici bir kombinasyondur.

Ozon, DOM ile reaksiyona girerek oksidasyon yan ürünlerini oluşturur. Aşağıda listelenen tüm oksidasyon yan ürünleri sudaki biyolojik olarak parçalanabilen organik karbon veya asimile olabilen organik karbon içeriğine yardımcı olurlar. Bu organik maddeler flokülasyon, çökeltme tanklarında, filtrelerde ve dağıtım sisteminde biyolojik büyümeye neden olurlar. Bu büyümeyi kontrol etmenin etkili yollarından biri biyolojik aktif filtrasyonun kullanımınıdır. Ozon ayrıca biyolojik olarak ayrılmayan diğer oksidasyon yan ürünlerini de oluşturur (Singer, 1994).

O₃ + DOM → Oksidasyon Yan Ürünleri (Singer, 1994).

Oksidasyon yan ürünleri;

<i>Aldehitler</i>	<i>Asitler</i>	<i>Aldo ve Ketoasitler</i>
-Formaldehit	-Oksalik asit	-Pürivik asit
-Asetaldehit	-Succinicasit	-Hidrojen peroksit
-Glyaxal	-Formik asit	
-Metilglyaxal	-Asetik asit	

Bromür içeren sular ozonlandığında bromlu dezenfeksiyon yan ürünleri oluşur.
 $O_3 + Br^- + DOM \longrightarrow$ Bromlu Yan Ürünler (Singer, 1994).

Bromlu yan ürünler;

- Bromat
- Bromoform
- Bromlu asetikasitler
- Bromlu asetonitriller

Permanganat: Permanganat (MnO_4^-) demir ve mangan oksidasyonu, tat ve koku kontrolü için verimli bir oksidanttır. Ancak zayıf bir dezenfektan olması nedeniyle dezenfeksiyon amaçlı kullanıma uygun değildir. Permanganat tüketimi sonucu oluşan çözülemeyen mangandioksit $MnO_{2(s)}$ dağıtım sisteminde işletme problemlerine neden olur (Singer, 1994).

Ultraviyole Işığı: Ultraviyole (UV) ışığı virüsler ve bakteriler için verimli bir dezenfektandır. Dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturmaz. Ancak bakiye dezenfektan oluşturmadığından ön dezenfektan amaçlı kullanıma uygun değildir. Ayrıca bulanık sularda verimi düşüktür (Singer, 1994).

Tüm alternatif dezenfektanlar oluşturdukları dezenfeksiyon yan ürünleri nedeniyle sağlık riski oluştururlar. Bilinen dezenfeksiyon yan ürünleri Çizelge 3.5’de sunulmuştur.

Çizelge 3.5. Alternatif dezenfektanlar ve oluşturdıkları yan ürünler (Tokmak, 1999).

Dezenfektan	Yan Ürün
Klor	THM HAA
Ozon	Bromat Formaldehit Asetalaldehit Klorlu olmayan aldehitler Karboksilik asitler Hidrojen peroksit
Klordioksit	Klorit Klorat
Kloraminler	Siyanür klorür (CNCl)

Dezenfeksiyon yan ürün oluşumu konusunda yapılan bir çalışmada 2000 yılından önce dezenfektan olarak klor uygulayan İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde ön ozonlamanın devreye girmesiyle TTHM değerleri sırasıyla 487 µg/L ve 231 µg/L'den 80 ve 55 µg/L'ye düşürülerek %89 ve %65 THM giderimi tespit edilmiştir. Ayrıca İkitelli'de ön ozonlama uygulaması trihalometan türlerinin dağılımını değiştirmiştir. Çizelge 3.6'da İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde ön ozonlamadan önce ve sonra THM türlerinin dağılımı görülmektedir. Ön ozonlamanın kullanılması ile TOK gideriminde de artma kaydedilmiştir (Selçuk ve diğ., 2001).

Çizelge 3.6. İkitelli ve Elmalı içme suyu arıtma tesislerinde ön ozonlamadan önce ve sonra THM türlerinin dağılımı (Selçuk ve diğ., 2001).

Tesis	Dezenfektan	TTHM (µg/L)	CHCl ₃ (µg/L)	CHBrCl ₂ (µg/L)	CHBr ₂ Cl (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)
FSM (İkitelli)	Klor	487	387	75	25	-
FSM (İkitelli)	Ön ozonlama + Klorlama	55	12	19	21	3
Elmalı	Klor	231	161	55	15	-
Elmalı	Ön ozonlama + Klorlama	80	37	30	13	-

CHCl₃: Bromoform, CHBrCl₂:Diklorobromometan, FSM: Fatih Sultan Mehmet

CHBr₂Cl: Dibromoklorometan, CHBr₃:Bromoform

Dezenfeksiyon yan ürünleri için EPA tarafından belirlenen standartlar Çizelge 3.7’de 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.

Çizelge 3.7. Dezenfeksiyon yan ürünleri EPA standartları (Singer, 1994).

Dezenfeksiyon Yan Ürünleri	Maksimum Kirlenici Seviyeleri
Toplam Trihalometanlar	80 µg/L
Haloasetikasitler	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

3.5. Trihalometanların İnsan Sağlığına Etkileri

THM kloroform, dibromoklorometan, diklorobromometan ve bromoform maddelerini içermektedir. 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 gözönünde 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 kirleniciye maruz kalma seviyesi günlük şahsi tercihlere ve doğrudan kontrol imkanı çok az olan çeşitli faktörlere bağlıdır. Yaşadığımız yerden, içilen şey ve yaşımız 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.

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 (Özden, 2002).

Bazı hayvanlar üzerinde yapılan epidemiyolojik çalışmalar, bu bileşiklerin insanlarda kalın bağırsak kanseri, mide kanseri, lenf kanseri gibi hastalıklara yol açtığı sonucunu ortaya çıkartmaktadır (Crozes ve diğ., 1995; Krasner ve Amy, 1995). 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 (USEPA, 1998). AB Ülkelerinde sadece THM için 100 µg/L limiti içme suyu yönetmeliklerinde yerini almıştır (EECD, 1997). Öte yandan AB’ye üye olma noktasında ki ülkemizde, Şubat 2005’te yürürlüğe giren yönetmelikle THM limiti 150 µg/L olarak belirlenmiştir (İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, 2005).

Her bir THM türünün taşıdığı risk farklıdır. Çizelge 3.8’de her bir türün potansiyel kanser faktörü verilmiştir. Teorik risk = THM türleri * Risk faktör

Çizelge 3.8. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin potansiyel kanser faktörü (Black ve diğ., 1996).

Dezenfeksiyon Yan Ürünü	Potansiyel kanser faktörü (vaka/kişi/yaşam süresi/mg/kg kişi ağırlığı/gün)
Kloroform	0,0061
Bromodiklorometan	0,062
Dibromoklorometan	0,062
Bromoform	0,079
Dikloroasetik asit	0,11
Trikloroasetik asit	0,083

4. İÇME SUYUNDA ORGANİK MADDE GİDERİMİ

4.1. Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi

İçme sularında organik kirleticilerin arıtımı, giderilmesi düşünülen organik bileşiklerin yapısına bağlıdır. Organik maddeler aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir.

✓ *Çözünmüş Organik Maddeler (Organik Makromoleküller)*

- Humik maddeler
- Humik asit
- Fülvik asit
- Proteinler
- Polisakkaritler

✓ *Mikroorganizma-Partiküler Organikler*

- Canlı hücreler
- Hücre parçaları

✓ *Organik Makromoleküller Tarafından Kaplanmış Partiküller*

✓ *Yağ Emülsiyonları*

Doğal organik maddeler; moleküler ağırlıklarına, yük yoğunluklarına, polaritelerine, çözünürlüklerine, moleküler özelliklerine, ham suyun bulanıklığına bağlı olarak koagülasyon, sedimentasyon ve filtrasyon gibi klasik arıtma işlemleri ile giderilebilmektedir. 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 (O'Melia ve diğ., 1999). Bu koagülantların arıtım sırasındaki davranışı, arıtım verimi ve çökelek oluşturma özellikleri farklılık göstermektedir (Lorentson ve diğ., 2002; Duan ve Gregory, 2003). Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde pH koşulları, suyun sertliği, sıcaklık, koagülant dozu ve doğal organik madde konsantrasyonu gibi faktörler büyük önem taşımaktadır (Amirtharajah ve diğ., 1993).

Ham sularda bulunan doğal organik maddeler çözünmüş veya partiküler yapıdadır. Sentetik organik kirleticilerin büyük çoğunluğu bu çözünmüş fazın içerisinde. Doğal organik maddelerin partiküler kısmı sedimentasyon ve filtrasyon

prosesleriyle giderilmektedir. Organik madde giderimini artırmak için sedimentasyon ve filtrasyondan önce gelen ön arıtma prosesleri, çözülmüş 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 (Özden, 2002).

4.1.1. Oksidasyon

İçme sularında oksidasyon amaçlı ozon, klor, klordioksit, permanganat, hidrojen peroksit gibi değişik oksidantlar kullanılmaktadır. Bu maddeler sadece oksidasyon amacı ile değil, arıtma tesisi başlangıcında mikroorganizma dezenfeksiyonunu sağlamak amacıyla da uygulanmaktadır. Oksidasyon ile organik maddelerin yapısının bozulması sağlanmakta böylece koagülasyonun etkisi artmaktadır. Organik bileşikler karbondioksit ve su içerisinde tamamen veya ara ürünleriyle kısmen oksitlenebilirler. Oksidasyon organik maddenin ve sudaki diğer kirleticilerin giderilecek forma dönüştüğü bir ön arıtma prosesidir.

Koagülantın ilave edildiği nokta, çıkıştaki organik kirletici seviyesini oldukça etkiler. Dezenfeksiyon amacı ile kullanılan oksidasyon aynı zamanda organik kirleticilerin seviyesini de azaltır. Koagülasyondan önce tatbik edilen oksidasyon, organik maddenin yapısını bozarak koagülasyonun etkisini artırır. Bununla beraber, klorla dezenfeksiyon/ön arıtma uygulandığı zaman, halojenli ürünlerin oluşmasına yol açacak organik kirleticileri azaltan koagülantı klordan önce ilave etmek daha verimli olacaktır. Bu durum ozon ve klordioksit ön oksidasyonu için kullanıldığı zaman geçerli değildir (Özden, 2002).

Flokülasyondan önce ozonlama yapılması flokülasyon açısından büyük önem taşımaktadır. Ozonlamanın koagülasyon üzerindeki iki etkisi şöyle sıralanabilir.

- ✓ Adsorbe olmuş organiklerin partiküllerin destabilizasyonuna yol açması.
- ✓ Çözülmüş organik maddelerin polimerizasyonu ve nihai adsorpsiyon köprüsünün oluşması.

4.1.2. Koagülasyon - flokülasyon

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 (Özden, 2002).

4.1.2.1. Koagülasyon-flokülasyon mekanizması

Koagülasyon, suya ilave edilen koagülant maddenin çökebilir formunun oluştuğu prosesi; flokülasyon ise flok denilen daha büyük partiküllerin oluştuğu ikinci aşamayı ifade etmektedir. Alüm uygulamasında alüminun homojen karışımının sağlanarak alüminyum hidroksit oluşumu koagülasyonu, sonraki yavaş karıştırma ile flokların oluşumu flokülasyonu ifade etmektedir.

Çöktürmek amacı ile birleşmesi istenen ve suda bulanıklılık yaratan maddeler 3 grupta incelenir. Bunlar (Duran ve Demirer, 1997);

- 1) Çözünmüş maddeler
- 2) Kolloidal maddeler
- 3) Askıda katı maddeler

Çözünmüş maddeler; çapları 0,001 μm 'den küçük olan maddelerdir. Na^+ , O_2 , Cl^- , N_2 örnek olarak verilebilir.

Kolloidal maddeler; çapları 0,001-1 μm arasındadır ve kil, SiO_2 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$ örnek olarak verilebilir.

Askıda katı maddeler; çapları 1 μm 'den büyüktür. Bakteriler, kil, kum, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ örnek teşkil edebilir.

Su içerisinde en fazla bulanıklılığı kolloidler meydana getirmektedir. Bu daneciklerin yüzey alanı geniştir, üzerlerinde statik, negatif elektrik yükü vardır. Aynı elektrik yüklü danecikler birbirlerini ittiği için bu danecikler de birbirlerini iter ve birbirleri ile birleşip daha ağır, çökebilir hale gelemezler. Bu nedenle kolloidal maddeleri içeren suların berraklaşması çok uzun zaman almaktadır.

Kolloidal daneler (-) negatif yüklü olmaları nedeniyle su içerisindeki bütün (+) yükleri kendilerine çekerler. Kolloidal danelerin gösterdikleri elektrokinetik özellikler genellikle kesme yüzeyi üzerindeki zeta potansiyeline bağlıdır.

Kolloidal danelere etkiyen kuvvetler:

- 1) İtme kuvveti olarak dane üzerindeki elektriksel potansiyel kuvveti,
- 2) Çekme kuvveti olarak Vander Walls kuvvetleri,
- 3) Daneciklerin Brownian hareketi yapmasından doğan kinetik enerji vardır ki hem çekme kuvveti hem de itme kuvvetidir.

Yapılması gereken işlem danecik üzerindeki itme kuvvetini düşürmektir. Böylece sadece çekme kuvveti kalacak, danecikler birbirlerini çekip birleşecek ve büyüyerek çökelecektir. Bu elektriksel 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 (Duran ve Demirer, 1997).

4.1.2.2. Koagülasyon ile organik madde gideriminde işletme koşulları

Koagülant tipi ve dozu: Yapılan araştırmalarda, DOM koagülasyonunda inorganik koagülantlar sentetik organik polimerlerden daha verimli bulunmuştur. Ayrıca, demir (III) klorür DOM gideriminde alümden iki kat daha aktif uçlara sahiptir. Bu nedenle, alümin yarısı kadar demir (III) klorür dozajında hem kolloid destabilizasyonu hem de fulvat ve humatların oluşumunun gerçekleşeceği beklenebilir (Crozes ve diğ., 1995). TOK gideriminin temel mekanizması metal hidroksitler üzerinde adsorpsiyondur. Demir hidroksit floklarıyla alüminyum hidroksit flokları spesifik yüzey alanı, yüzey yükü ve aktif adsorpsiyon bölgeleri bakımından farklıdır. Literatürde verilen yüzey alan örnekleri demir flokları için 160-230 m²/g iken (Crosby, 1983) alüm flokları için 200-400 m²/g'dır. Ancak demir klorür çözeltisinde metal konsantrasyonunun alümden daha fazla olması ve daha büyük moleküler ağırlık nedeniyle demir klorür aynı dozdaki alümden 2,8 kat daha fazla metal hidroksit oluşturur. Sonuç olarak, DOM tüketimi için gerekli yüzey alan demir klorür için alümden daha fazladır. Ayrıca demir hidroksit floklarının adsorpsiyon kapasitesi daha fazladır. Demir klorürün alüme kıyasla daha asidik olması ve ticari olarak kolay elde edilmesi nedeniyle tercih edilir. Demir klorür çözeltisi alüm çözeltisinden %50 daha fazla asidiktir. Polimerik koagülantlarda pH azalmasını temin etmek için asit

ilavesine gerek duyulurken inorganik koagülantlarda asit ilavesine gerek yoktur. Bulanıklık giderimi ve flok oluşumunun engellenmemesi için asit ilavesi kontrol edilmelidir (Crozes ve diğ., 1995).

Koagülasyon için ihtiyaç duyulan koagülant konsantrasyonu, çözültideki humik ve fülvik asitlerin konsantrasyonuna göre ayarlanmalıdır. Değişik araştırmacılara göre bulanıklık gideriminden önce, koagülant madde humik ve fülvik asitleri destabilize edecek şekilde dozlanmalıdır (Aydın, 1999).

pH etkisi: Koagülasyonda suyun pH'ı, kolloid destabilizasyonu için koagülasyonun verimliliğini önemli bir şekilde etkiler. pH, organik makromoleküllerin yükünün yanı sıra inorganik koagülantların özelliklerini de kontrol eder (Uyak, 2006). Metal hidroksitlerin oluşumu esnasında demir klorür ile tüketilen alkalinite alüm ile tüketilen alkaliniteden iki kat fazladır. Bunun sonucunda aynı koagülant dozunda demir klorür pH'yı alümden daha fazla düşürecektir. pH'ın düşük olması humik maddelerin pozitif yükünü artırarak koagülant dozunu azaltır ve metal hidroksitler üzerindeki organiklerin adsorpsiyonunu kolaylaştırır. Tek başına inorganik koagülantlar kullanılarak maksimum TOK giderimi için optimum pH değerleri elde etmek mümkündür. Koagülant ile birlikte asit ilavesi aynı miktarda TOK giderimi sağlayarak koagülant dozunda azalma sağlar. Araştırmalar sonucunda alüm kullanıldığında maksimum TOK giderimi pH 5-5,5 arasında gerçekleşirken demir klorür kullanıldığında optimum pH 5 civarındadır. Bulanıklık giderimi için optimum pH ise organik karbon giderimi için gerekli pH değerlerinden yüksektir. Bulanıklık giderimi için demir klorür kullanıldığında optimum pH 5,5-7, alüm içinse 6-7 olarak tespit edilmiştir. pH 4'ün altında demir ve mangan çözünürlüğü meydana gelir ve bulanıklık, UV₂₅₄ ve organik madde giderimi bozulur. Optimum pH suda bulunan organik madde tarafından etkilenir. Yüksek organik madde içeren sularda optimum pH, daha asidik pH değerlerindedir. pH humik maddelerin iyonizasyon derecesini kontrol eder. Alüminyum iyonları organik anyonları kolaylıkla nötralize eden polimerik katyonlar formundadır ve humik maddelerle adsorbe vaziyettedir (Özden, 2002).

pH 6'da alümün çözünürlüğünün minimum olması maksimum miktarda koagülantın katı fazdaki floklara dönüşmesine neden olmaktadır. Dolayısı ile bu pH değerinde organik madde giderimi daha fazla olmaktadır. FeCl₃'ün minimum çözünürlüğü pH 8,8 civarındadır. Fakat FeCl₃, alüm gibi minimum çözünürlüğe sahip olduğu pH'ta etkili olan bir koagülant değildir. Pozitif yüklü türlerinin ağırlıkta olduğu

düşük pH'larda özellikle de pH 5,5'ta doğal organik madde gideriminde daha iyi performans göstermektedir (Gregory ve Duan, 2001).

Optimum koagülasyon pH'sı koagülant türüne ve ham suyun özelliklerine bağlı olarak büyük değişim göstermektedir. Bursa ili'nin içme suyu ihtiyacının büyük bir bölümünü karşılayan Doğancı Barajı'ndan temin edilen suda yapılan deneysel çalışmalar sonucunda optimum koagülasyon pH'sı alüm için 6, FeCl₃ ve FeSO₄ için ise 5,5 olarak belirlenmiştir (Alkan ve diğ., 2006).

Düşük pH değerlerinin doğal organik madde gideriminde daha etkili olduğu daha önce yapılan pek çok çalışmada da belirtilmiştir. Gregor ve diğerleri (1997), çözülmüş organik maddeler ile askıda partiküllerin maksimum gideriminin farklı pH'larda sağlandığını, organik maddelerin giderim veriminin pH 5,6'da maksimum olduğunu vurgulamışlardır. Davis ve Cornwell (1998), alüm ile doğal organik madde gideriminde en uygun pH aralığının 5,5-6,5 olduğunu bildirmişlerdir. Volk ve diğerleri (2000), farklı yüzeysel sularla yapmış oldukları çalışmada alüm ve FeCl₃ için optimum pH aralıklarını sırasıyla 4,4-6,7 ve 5,6-7,1 olarak belirlemişlerdir. Vaezi ve diğerleri (2005), organik madde gideriminde düşük pH'larda FeCl₃ kullanımının doğal organik madde gideriminde etkili bir yöntem olduğunu vurgulamışlardır.

İçme suyu arıtımında primer koagülant veya koagülant yardımcısı olarak kullanılan, suda çözündüklerinde anyonik, katyonik ve noniyonik özellik gösterebilen polimerler suyun pH'sından etkilenmemekte ve pH ayarlamasına ihtiyaç duyulmamaktadır (Hart ve Hartling, 2003).

4.1.3. Zenginleştirilmiş koagülasyon ile organik madde giderimi

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. Zenginleştirilmiş koagülasyonda optimum pH ayarlaması yapılarak daha az koagülant kullanırken, daha yüksek verime ulaşmak amaçtır. Zenginleştirilmiş koagülasyon uygulamasının öncelikli hedefi yeteri miktarda ÇOK giderimi yaparak, oksidasyon ve dezenfeksiyon işlemlerinde gerekli klor miktarının kullanılabilmesine olanak sağlamak ve içme suyu şebekesinde oluşacak THM miktarlarını minimize etmektir (Tomaszewska ve diğ., 2004).

Zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi, teknik terminolojide DYÜ öncül bileşikleri olarak adlandırılan ÇOK, UV_{254} ve Trihalometan Oluşum Potansiyeli (THMOP) gibi parametrelerin verimli bir şekilde su kaynağından giderilmesini sağlar (Krasner ve Amy, 1995; Uyak ve Toröz, 2005, Uyak ve Toröz, 2006) . Zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi daha fazla DYÜ öncü bileşiğinin arıtımını sağlamak için koagülasyon prosesinin bir modifikasyonudur (Crozes ve diğ., 1995). Bu yeni yöntemin konvansiyonel koagülasyon prosesinden farkı koagülant dozajı ve koagülasyon pH'ındaki değişimlerden kaynaklanmaktadır.

Son yıllarda zenginleştirilmiş koagülasyon adı verilen bu uygulama ile koagülasyon koşulları bulanıklık gideriminden ziyade toplam organik karbon giderimine bağlı olarak belirlenmektedir. Volk ve diğerleri (2000), klasik koagülasyon ile ortalama %29 ÇOK giderimi elde ederken zenginleştirilmiş koagülasyon ile ortalama %43 ÇOK giderimi elde etmişlerdir. Bu uygulamada maksimum organik karbon gideriminin elde edildiği koagülasyon dozu ve pH'sı optimum olarak seçilmektedir (Rizzo ve diğ., 2005). Yapılan çalışmalarda, zenginleştirilmiş koagülasyon ile dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunun önemli oranda kontrol altına alındığı ve $FeCl_3$ ile zenginleştirilmiş koagülasyon koşullarında alümdan daha yüksek oranda organik madde giderildiği belirtilmiştir (Uyak ve Toröz, 2005;Uyak, 2006).

Farklı yüzeysel sulardaki doğal organik madde orijinleri farklı olduğundan doğal organik madde içeriği de değişim göstermektedir. Dolayısıyla doğal organik madde gideriminde kullanılan koagülant türü ve koagülant dozu da değişim göstermektedir. Geçmişte yapılan çalışmalarda suyun ÇOK miktarı ile koagülant dozu arasında stokiyometrik bir ilişkinin bulunduğu belirtilmiştir. Volk ve diğerleri (2000), ÇOK miktarı 15,09 mg/L olan yüzeysel suda pH 4,4'te optimum $FeCl_3$ dozunu 70 mg/L, ÇOK miktarı 2,63 mg/L olan bir başka yüzeysel suda ise pH 6,5'te 35 mg/L olarak belirlemiştir. Amirtharajah ve diğerleri (1993), doğal organik madde miktarı 3,4 mg/L olan nehir suyunda, en iyi renk ve trihalometan öncüsü gideriminin pH 5,5'te 25-50 mg/L arasındaki $FeCl_3$ konsantrasyonları ile sağlandığını ortaya koymuşlardır.

Alkan ve diğerleri (2006), yaptıkları deneysel çalışma ile farklı koagülant ve koagülant yardımcıların ham suyun özelliklerine etkisini incelemişlerdir. Bu deneysel çalışma neticesinde elde edilen sonuçlar Çizelge 4.1'de verilmiştir. Alüm ile yapılan jar testi deneylerinde alümin tek başına kullanımı ile %17 TOK giderimi elde edilirken, katyonik polielektrolit ile birlikte kullanımı %55, anyonik polielektrolit ile birlikte

kullanımı %42 TOK giderimi sağlamıştır. Alüm ile elde edilen maksimum ÇOK giderim verimi %60 olarak belirlenmiştir. Katyonik polielektrolit ve anyonik polielektrolit ilavesi ile sırasıyla %51 ve %58'lik ÇOK giderim verimleri elde edilmiştir. ÇOK giderimi açısından alümin tek başına kullanılmasının anyonik ve katyonik polielektrolitler ile birlikte kullanılmasına göre daha avantajlı olduğu görülmüştür. BPCÖK gideriminde ise katyonik polielektrolit ilavesi giderimi artırıcı etki gösterirken anyonik polielektrolit ilavesi azaltıcı etki göstermiştir. Yalnız alüm ilavesi ile BPCÖK giderimi %59 olurken katyonik ve anyonik polielektrolit ilavesinden sonra elde edilen giderimler ise %66 ve %49 olmuştur. UV absorbansı giderim verimleri ise alümin tek başına, anyonik ve katyonik polielektrolitler ile birlikte kullanıldığı üç farklı durum içinde aynı olup %69'luk bir UV absorbansı giderimi elde edilmiştir.

Çizelge 4.1. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıların kullanımının ham suyun özelliklerine etkisi (Alkan ve diğ., 2006).

Örnek	pH	TOK (mg/L)	TOK giderimi (%)	ÇOK (mg/L)	ÇOK giderimi (%)	BPCÖK (mg/L)	BPCÖK giderimi (%)	SUVA (m ¹ L/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

BPCÖK: Biyolojik Parçalanabilir Organik Karbon

AP: Anyonik Polielektrolit

KP: Katyonik Polielektrolit

FeCl₃ ile yapılan koagülasyon çalışmasına baktığımızda TOK gideriminde en iyi verim FeCl₃'ün tek başına kullanımı ile sağlanmış ve %59'luk bir giderim elde edilmiştir. FeCl₃'ün katyonik polielektrolitle birlikte kullanımı ile %43, anyonik polielektrolitle

birlikte kullanımı ile ise %55'lik giderim verimleri sağlanmıştır. ÇOK gideriminde ise maksimum giderim verimi FeCl_3 ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanımı ile %78 olarak gerçekleşmiştir. Anyonik polielektrolit yük nötralizasyonu ile ÇOK giderimine katkıda bulunmuştur. FeCl_3 tek başına kullanıldığı durumda %75 olan ÇOK giderim verimi, katyonik polielektrolit ile birlikte kullanıldığı durumda %53'e düşmüştür. BPÇOK gideriminde FeCl_3 'ün gerek tek başına gerekse anyonik polielektrolitle birlikte kullanımından elde edilen verim %83'tür. Katyonik polielektrolit ise giderim verimini %65'e düşürmüştür. Mikroorganizmalar tarafından kullanılabilir formda olmaları açısından BPÇOK'un etkin bir şekilde giderimi şebeke içerisinde mikrobiyal kalitenin korunmasında büyük avantaj sağlamaktadır.

Suda bulunan aromatik yapıdaki organik madde içeriğini yansıtan UV absorbansı FeCl_3 'ün tek başına kullanımında %85 oranında azalırken, katyonik polielektrolitle birlikte kullanımında %77, anyonik polielektrolitle birlikte kullanımında ise %86 oranında azalmıştır.

En yüksek TOK giderimi FeSO_4 'ün tek başına kullanımında elde edilmiştir. Hamsuyun TOK konsantrasyonu 4,52 mg/L'den 1,62 mg/L'ye düşürülerek %64'lük bir giderim verimi sağlanmıştır. ÇOK gideriminde FeSO_4 ile %45 giderim elde edilirken katyonik polielektrolit ilavesiyle bu değer %48'e, anyonik polielektrolit ilavesiyle %67'ye çıkmıştır. FeSO_4 tek başına ham suyun BPÇOK konsantrasyonunu %60 oranında azaltmıştır. Katyonik polielektrolitle birlikte kullanıldığında bu oran %45'e düşmüş, anyonik polielektrolit ile birlikte kullanıldığında ise herhangi bir değişim olmamış ve %60'lık bir giderim verimi sağlanmıştır. UV absorbansı ise her üç uygulama içinde önemli oranda azalmıştır. FeSO_4 'ün tek başına, anyonik polielektrolit ve katyonik polielektrolitle birlikte kullanımından elde edilen UV absorbansı giderim verimleri sırası ile %72, %74 ve %82 olarak tespit edilmiştir.

Elde edilen bulgular gözden geçirildiğinde en düşük TOK gideriminin (%17) alümin tek başına kullanımı ile meydana geldiği görülmektedir. FeSO_4 kullanarak (%64) alümdan 3,77 kat, FeCl_3 kullanarak (%59) alümdan 3,5 kat daha fazla TOK giderimi sağlanmıştır. Yapılan diğer çalışmalarda da benzer sonuçlar tespit edilmiştir. Volk ve diğerleri (2000), nehir suyu ile yapılan bir çalışmada alümin ile %47, demir sülfat ile %65 TOK giderimi elde edildiğini belirtmişlerdir. Uyak ve Toroz (2005), FeCl_3 ile %69 TOK giderimi elde ederken alümin ile %49 TOK giderimi elde ettiklerini vurgulamışlardır.

Edzwald (1993), UV absorbansındaki azalmanın ÇOK ve THMOP giderme yüzdesinden daha fazla olduğunu vurgulamıştır. Volk ve diğerleri (2000), farklı yüzeysel sularda UV absorbansındaki azalma yüzdelerinin ÇOK giderim yüzdelerinden 1,2 ile 10,7 kat daha fazla olduğunu belirtmiştir. Rizzo ve diğerleri (2005), zenginleştirilmiş koagülasyon uyguladıkları farklı su örneklerinde TOK ve ÇOK gideriminin %35-45 arasında UV absorbansındaki azalmanın ise %40-65 arasında değiştiğini belirtmişlerdir.

UV absorbansı ile dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu arasında çok kuvvetli bir korelasyon bulunduğu pek çok araştırmacı tarafından vurgulanmıştır (Iriarte ve diğ., 2003; Kitis ve diğ., 2004; Swietlik ve diğ., 2004). Dolayısı ile UV ışını absorblayan materyalin önemli oranda giderilmesi klorlama sonrasında klorlu organik bileşiklerin oluşumunun kontrolü açısından büyük önem taşımaktadır.

Uyak ve Toröz (2006), Büyükçekmece su kaynağında alüm ve demir (III) klorür koagülantlarını kullanarak jar testi deneyleri ile organik öncü bileşiklerini giderme verimi açısından karşılaştırmışlardır. Bu çalışmada, İstanbul'un önemli içme suyu kaynaklarından biri olan Büyükçekmece suyunda bir seri jar testi deneyleri yapılmıştır. Bu deneylerde zenginleştirilmiş koagülasyon metodu kullanılarak, ham sudan DYÜ öncü bileşiklerini temsil eden ÇOK, UV₂₅₄ ve THMOP parametrelerinin artırılabilirliği araştırılmıştır. Bu çalışmada kullanılan su numunesine ait kalite parametreleri Çizelge 4.2'de yer almaktadır.

Çizelge 4.2. Büyükçekmece gölü ham su kalite parametreleri (Uyak ve Toröz, 2006).

Parametre	Değer	Birim
Sıcaklık	14,5	°C
pH	8,0	-
Alkalinite	130	mg CaCO ₃ /L
Bulanıklık	2,3	NTU
ÇOK	4,22	mg/L
UV ₂₅₄	0,131	cm ⁻¹
SUVA	3,10	L/mg*m
THMOP	255	µg/L

20-160 mg/L koagülant dozajı aralığında yapılan deneysel çalışma ile demir (III) klorür ve alüminün doğal organik madde giderim performanslarını incelemiştir. 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 (III) 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 ÇOK, UV₂₅₄ ve THMOP'yi sırasıyla % 48, 62 ve 50 oranında gidermiştir. Bu çalışmada UV₂₅₄ ve THMOP genelde ÇOK'dan daha yüksek miktarda giderilmiştir.

Sonuç olarak, demir (III) klorür koagülantının Büyükçekmece suyunda zenginleştirilmiş koagülasyon uygulaması için en uygun koagülant olduğu deneysel verilerle belirlenmiştir. Demir (III) klorür, düşük miktarda çamur oluşumu, düşük pH değerlerine kolay inebilme kabiliyeti ve yüksek miktarda DOM giderebilme özelliğinden dolayı su arıtımında büyük avantajlar sağlamaktadır. Aynı koagülant dozajlarında, demir klorürün alümden daha fazla ÇOK giderdiğini belirlemişlerdir. Demir klorürün maksimum ÇOK giderme yüzdesi 120 mg/L dozajda % 58 olurken, alüm 120 mg/L dozajda % 48 ÇOK giderebilmiştir. Bu sonuçlar, koagülasyonla giderilebilen DOM fraksiyonlarının demir klorürle alüme nazaran daha etkin bir şekilde giderildiğini göstermiştir. Diğer yandan, bu fraksiyonların alüminyum hidroksit floklarından ziyade, demir hidroksit floklarına daha fazla ilgi gösterdiği belirtilmiş ve bu iki koagülant arasındaki ÇOK giderme veriminin hidroksit floklarının adsorplama kapasitelerinden kaynaklandığı ifade edilmiştir. Diğer yandan, demir klorür koagülantı alüme nazaran daha fazla alkalinite tükettiğinden ve dolayısıyla daha fazla miktarda hidroksit floğu oluşturduğundan dolayı, demir klorürle yapılan koagülasyon çalışması alümden daha fazla miktarda ÇOK giderimine sebep olmuştur.

Crozes ve diğerleri (1995), demir hidroksit flokları üzerinde, alüminyum hidroksit floklarına nazaran daha fazla aktif uç bulunduğunu ve demir hidroksit floklarının alüminyum hidroksit floklarına göre ortalama 2 kat daha fazla pozitif yük taşıdığını göstermişlerdir. Aynı dozajlarda demir klorürün suda alümden 2 kat daha fazla miktarda hidroksit oluşturduğunu belirtmişlerdir (Crozes ve diğ., 1995; Krasner ve Amy, 1995). 1 mg demir klorür 0.55 mg/L CaCO₃ alkalinite tüketirken, 1 mg alüm 0.45 mg/L CaCO₃ alkalinite tüketmektedir (Ebeling ve diğ., 2003). Sonuç olarak, aynı koagülant dozajlarında, elde edilen pH değeri demir klorür için daha düşüktür.

4.1.4. İçme suyu arıtımında doğal organik maddelerin adsorbsiyonla giderimi

ÇOK giderimi için oksidasyon, zenginleştirilmiş koagülasyon, membran filtrasyon proseslerinin yanısıra adsorpsiyon prosesi mevcut arıtma alternatiflerinden birisidir. Yeraltı içme suyu arıtma tesisi (renk: 21 mg/l Pt, ÇOK: 2,4 mg/l, UV₂₅₄:12 m⁻¹) kullanılarak yapılan bir çalışmada demir oksit (DARCO), granüler aktif karbon (ROW

0,85), ve iyon değiştirici reçine (A860) olmak üzere 3 farklı adsorbant ile ÇOK giderimi araştırılmış ve maliyet karşılaştırılması yapılmıştır. Adsorpsiyon prosesinin yanısıra, her rejenerasyon sonrası her bir adsorbent için organik madde giderimi lölerek rejenerasyon verimleri karşılaştırılmıştır (Heijman ve diğ., 2001).

Elde edilen bulgular aşağıda özetlenmiştir.

- ✓ 1 ton demir oksit danelerinin maliyeti 275 Euro.
- ✓ Üç adsorbent için yapılan rejenerasyon maliyeti eşit, 1 m yatak hacmi başına 40 Euro bulunmuştur.
- ✓ İyon değiştirici reçine 50 kez rejenere edilebilir. Ömrü yaklaşık 4 yıldır.
- ✓ Granüler aktif karbon daneleri için yapılan üç rejenerasyon işleminden sonra arıtma tesisi dışında rejenerasyon uygulanmalıdır.
- ✓ Demir oksit daneleri 4 rejenerasyon sonunda değiştirilmelidir.
- ✓ Renk ve ÇOK giderimi için iyon değiştirici reçinelerin maliyeti diğer iki, adsorbantla karşılaştırıldığında oldukça dışıktır. İyon değiştirici reğinelerle renk giderimi için gerekli maliyet laboratuvar deneyleri sonucunda 1 m³ su için 0,05 Euro bulunmuştur. Granüler aktif karbon için rejenerasyon maliyeti kolonların servis süresinin kısa olması ve 3 rejenerasyon işleminden sonra arıtma tesisi dışında rejenerasyonun gerekliliği nedeniyle oldukça yüksektir. Demir oksit rejenerasyon maliyeti ise dört rejenerasyon sonrasında değiştirilmesi gerektiğinden daha yüksektir. Demir oksit ile renk giderimi ekonomik olarak mümkün değildir.
- ✓ Granüler aktif karbon ile renk giderimi rejenerasyon geliştirilirse mümkündür.

4.1.4.1. Aktif karbon

Gazları ve inorganik maddeleri hemen adsorbe eden aktif karbon, koku ve tat kontrolü amacıyla kullanılması dışında organik maddeleri de tutar. Bundan dolayı karbon oksidasyonla zararsız hale gelen, suya koku veren gazolin, kerosene gibi organik bileşiklerin uzaklaştırılmasında faydalıdır. Aktif karbonun toz şekli, istenilen dozajın daha iyi şekilde elde edilmesi ve arıtmanın daha kolaylıkla yapılabilmesi bakımından üstünlüğe sahiptir. Aktif karbon, ister daneli ister toz halinde kullanılsın fiziki bir tutma (adsorplama) şeklinde etki eder, kimyasal bir reaksiyon yapmaz.

Su tasfiyesinde kullanılan karbonun yüzey alanı 500 ila 1500 m²/g arasında değişir. Suyu kirleten maddeler yüzey alanında tutulacağından, yüzey alanı giderme verimine etki eder. Yüzey alanı yanında verime tesir eden bir diğer parametre gözenek büyüklüğüdür. Gözenekler silindirik veya konik şeklinde olabilir. Gözeneklerin çap ve büyüklükleri, giderilecek kirleticilerin danecik çaplarına uygun olmalıdır.

Yüzey alanı ve gözenek büyüklüğünden başka, tutulacak maddelerin cinsi, su sıcaklığı ve pH gibi birçok parametre giderme verimine tesir etmektedir. Suyun sıcaklığı ne kadar düşükse o kadar iyi netice elde etmek mümkündür (Özden, 2002).

4.1.4.2. Toz şeklinde aktif karbon

Aktif karbon toz halinde uygulanabilir veya karbon filtrelerinde filtre malzemesi olarak kullanılır. Toz şeklinde uygulamada; aktif karbon, arıtma tesislerinde filtrasyondan önce herhangi bir noktadan suya verilebilir. Ancak uygulama noktasının tespitinde aşağıdaki hususlar göz önüne alınmalıdır.

- ✓ Düşük pH değerleri aktif karbon için daha uygundur.
- ✓ Bazı kimyevi maddeler, bilhassa yumaklaştırıcılar tarafından aktif yüzeyin kapatılmasına karşı tedbir alınmalıdır.
- ✓ Eğer ön klorlama ve kırılma noktası klorlaması şeklinde bir klorlama yapılıyorsa: aktif karbon, kloru etkisiz bıraktığından, klor ilavesi ile aktif karbon ilavesi arasında uygun bir sürenin bulunmasına özen gösterilmelidir. Bu süre 20-30 dakika civarında alınabilir (Özden, 2002).

Aktif karbonun, su alma yapısından hemen sonra uygulanması, daha iyi bir dağılıma ve uzun temas süresi sağlar. Esasen asgari temas süresi 15 dakika olmalıdır. Bu sürenin daha büyük olması örneğin 1 saate kadar ilave faydalar sağlar. Aktif karbon yumaklaştırma işleminde yumaklar için bir çekirdek vazifesi görmesi bakımından yumaklaştırmaya yardımcı madde olarak da kullanılmaktadır.

Pek çok durumda aktif karbon karıştırma odasında suya verilir. Ancak bu durumda aktif karbonun adsorplama kabiliyeti tam olarak kullanılamaz. Çünkü yumaklaştırıcı olarak kullanılan kimyevi maddelerin aktif karbonun yüzeyini kaplaması söz konusudur. Ayrıca yumaklaştırma ve yumuşatma işlemi için kireç kullanılıyorsa pH yükselir, bu ise aktif karbonun verimi üzerine olumsuz etki yapar. Eğer ön klorlama da karışım odasında yapılıyorsa, yani klor ile aktif karbon beraber uygulanıyorsa, bir miktar klor kaybı olur.

Aktif karbonun bir diğerk uygulama yeri de çöktürme havuzlarından çıkan suyun hızlı kum firtresine giriş yeridir.

Sonuç olarak, toz şeklindeki aktif karbonun verimli bir şekilde kullanılması için bunun iki veya daha fazla kademedede uygulanması mümkündür. Mesela karbonun bir kısmı ham suya, geri kalan kısmı çöktürme havuzu çıkışına uygulanabilir.

Projelendirme için tavsiye edilen değerler aşağıda verilmiştir.

Sürekli ise	:2-8 mg/lt
Arasına uygulanan ciddi problemlerde	:5-20 mg/lt
Acil ihtiyaç için yani tehlikeli durumlarda	:20-100 mg/lt

Aktif karbon dozu suya doğrudan verilmeyip, önce derişik bir süspansiyon hazırlanarak, bu süspansiyon suya katılır. Aktif karbon, ıslak halde korozif özelliğe sahiptir, bu yüzden PVC kaplar veya paslanmaz çelik tanklarda muhafaza edilmelidir (Özden, 2002).

4.1.4.3. Magnetik iyon değıştirici (MIEX) reçine - ÇOK prosesi ve ÇOK giderim kimyası

Doğal organik madde (DOM), su kalitesini ve su arıtma prosesinin performansını etkileyen en önemli parametrelerden birisidir. Humik maddeler; suda renk oluşumu, dağıtım sisteminde mikrobiyolojik büyüme, dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu için öncül madde olmaları ve gerekli koagülant dozunu artırmaları nedeniyle su arıtımında önemli problemlere neden olurlar. Su kaynağındaki doğal organik maddelerin %60'ından fazlası humik bileşikleri içerir. Koagülasyon, oksidasyon, filtrasyon ve adsorpsiyon prosesleri bazen yetersiz kalmakta veya ekonomik olmamaları nedeniyle yeni bir proses olan MIEX prosesi geliştirilmiştir.

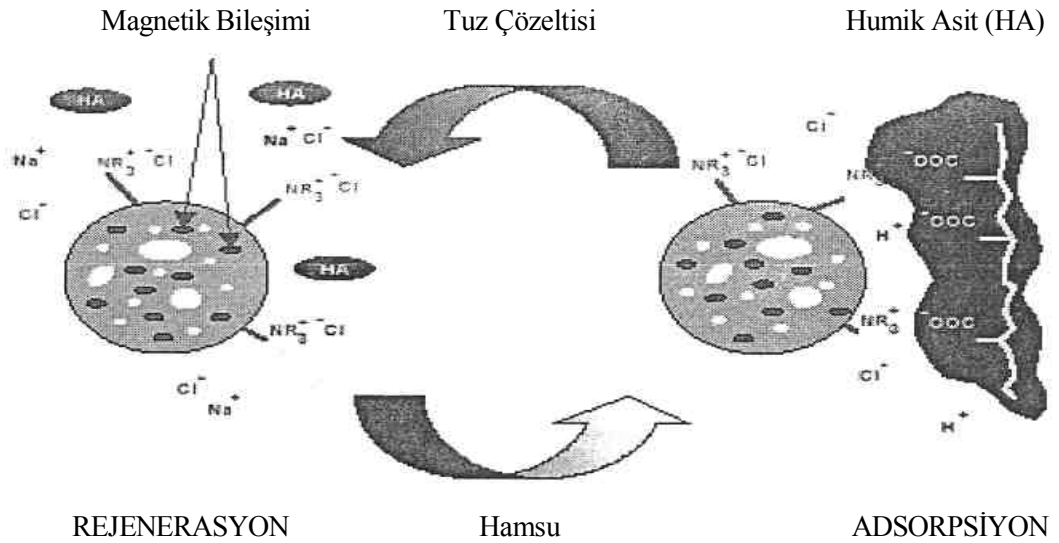
MIEX prosesinin amacı;

- ✓ ÇOK giderimi ile dezenfeksiyon yan ürün oluşum potansiyelinde azalma
- ✓ ÇOK giderimi ile dağıtım sisteminde bakteriyel büyümeyi kontrol etme
- ✓ Gerekli dezenfektan ve koagülant dozunda azalma sağlamak
- ✓ Sudan sülfid, sülfat ve arsenat gibi anyonların giderimi
- ✓ Dağıtım sisteminde bakteriyel aktivite sonucu oluşan ve koku problemine neden olan

dimetil trisülfid (DMST) gidermek (Cadee ve diğ., 2000).

MIEX yeni bir reçine türüdür. Temel iki özelliği; reçinelerin partikül büyüklüğü ve magnetik içeriğidir. MIEX reçinelerinin partikül büyüklüğü ($< 100\mu\text{m}$) konvansiyonel reçinelerden 2-5 kez daha küçüktür. Küçük reçine partiküllerinin spesifik dış yüzey alanları büyük olduğundan daha fazla aktif yüzeye sahiptirler. Dolayısıyla adsorpsiyon kinetikleri ve yerdeğiştirme hızları yüksektir. MIEX reçinesinin magnetik özelliği ise, reçine partiküllerinin küçük mıknatıslar gibi davranmasına neden olarak reçine partiküllerinin hızlı bir şekilde bir araya gelerek çökebilir yapıya dönüşmesini sağlar. Böylece reçinenin çökmesi aşamasında yardımcı rol oynar.

Negatif yüklü ÇOK, reçine yüzeyindeki aktif bölgedeki klorür iyonları ile yerdeğiştirmesi sonucunda giderilir. ÇOK sorpsiyon prosesinin temel avantajı prosesin tersine çevrilebilir olmasıdır. MIEX reçinelerinin ÇOK giderim mekanizması Şekil 4.1'de gösterilmiştir (Cadee ve diğ., 2000).



Şekil 4.1. MIEX reçine ile ÇOK giderim mekanizması (Cadee ve diğ., 2000).

MIEX reaktörü tam karışımli reaktör tipindedir. Ham su ve reçine girişi olmak üzere iki girişe sahiptir. Çöktürücüde çökelen reçinenin büyük bir kısmı MIEX reaktörüne geri devredilir. Çökelen reçinenin %5-%10'luk kısmı ise rejenerasyon sistemine verilir. Sistemde ÇOK giderim kapasitesini sabit tutmak amacı ile rejenerasyon için ayrılan reçine yeni reçine ile tamamlanır.

Bolto ve diğerleri (2002), koagülantların ve iyon değiştiricilerin farklı DOM bileşiklerini giderebildiğini göstermişlerdir. Bu yüzden koagülasyon ve iyon değişim

proseslerinin birlikte uygulanması ile DOM giderim verimi arttırılabilir. Koagülanlar tercihen daha büyük molekülleri giderirken reçineler genellikle daha küçük ve yüklü bileşenleri etkin olarak giderebilirler. MİEX ve koagülasyonun birlikte kullanımı ile organik maddenin azaltımı sonucu klorür talebi azalır ve artırılmış sudaki bakiye klorun kararlılığı artar (Cook ve diğ., 2001).

Çizelge 4.3’de çalışılan farklı pilot ölçekli tesislerde koagülasyon ve MİEX + Koagülasyon prosesleri sonrasında ÇOK ve UV₂₅₄ giderimleri karşılaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, çalışmaların tümünde koagülasyondan önce uygulanan MİEX prosesi konvansiyonel koagülasyon ile karşılaştırıldığında, MİEX + Koagülasyon prosesi ÇOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerini artırmıştır.

Çizelge 4.3. Koagülasyon ve MİEX + Koagülasyon uygulanan pilot ölçekli tesislerde elde edilen ÇOK ve UV₂₅₄ giderimleri (Cook ve diğ., 2001).

Aritma Tesisi	SUVA (m ¹ L/mg)	Aritma Prosesi	ÇOK Giderimi (%)	UV ₂₅₄ Giderimi (%)	Referanslar
Mantee Co	4,5	Alum	50	78	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	87	94	
Tampa	4	Alum	65	80	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	86	96	
Durham	3,5	Alum	39	76	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	76	92	
MWD	3	Alum	29	41	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	71	89	
Sioux Falls	2,7	Alum	44	26	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	72	76	
Manchester	1,4	Alum	23	3	Singer ve Bilyk, 2002
		MİEX + Alum	46	53	
Mount Pleasant	1,32	Alum	35	49	Drikas ve diğ., 2003
		MİEX + Alum	53	77	
Hope Valley	2,4	Alum	46	46	Drikas ve diğ., 2003b
		MİEX + Alum	64	82	
Myponga	3,5	Alum	53	72	Drikas ve diğ., 2003b
		MİEX + Alum	71	89	
-	-	Alum	10-40	-	Volk ve diğ., 2000
		Demir Klorür	40-60		
		PACI	20-40		

5. MATERYAL VE YÖNTEM

5.1. Materyal

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, THM'lerin oluşumuna neden olan doğal organik maddelerin farklı koagülant ve koagülant yardımcı maddelerinin kullanıldığı zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile giderim verimleri incelenmiştir. Ayrıca Mart 2008'de Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden (ham su) ve şehir şebekesinden belirli mesafelerde alınan su numunelerinde dezenfeksiyon işlemi sonrasında oluşan THM miktarlarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu amaç doğrultusunda arıtma tesisi girişinden (ham su) ve arıtma tesisinden beslenen şebeke sisteminin 3, 4.5, 6 ,10 ve 16. kilometrelerinde tespit edilen 5 noktadan numuneler alınarak toplam 6 adet su numunesinde THM analizleri yapılmıştır.

5.1.1. Sivas içme suyu arıtma tesisi'nin tanıtılması

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi, Sivas kentinin 2020 ve 2040 yılları içme, kullanma ve endüstriyel su ihtiyaçlarını karşılamak amaçlı, mevcut yer altı su kaynaklarına ilaveten şehrin 11 km kuzeydoğusunda inşa edilmiş olan 4 Eylül Barajı'ndan alınacak 1,57 m³/sn'lik debinin arıtılması için tasarlanmıştır.

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi projesi her biri 135 000 m³/gün kapasiteli iki simetrik etaptan oluşmaktadır. Tesis 2040 yılı için öngörülen toplam 270 000 m³/gün kapasiteyi sağlayacak şekilde 2 etabı birlikte projelendirilmiş ve gerekli kamulaştırma işlemleri tamamlanmıştır. Tesisin 2020 yılına kadarki su ihtiyacını karşılayacak ilk etabının inşası tamamlanmış olup, tesisin işletimi ve bakımıyla ilgili bilgiler verilmiştir. Tesiste uygulanan işlemler; kademeli kaskat tipi havalandırma, koagülasyon, flokülasyon, durultma (çökeltim), filtrasyon ve dezenfeksiyon (ön ve son) şeklinde sıralanabilir. Koagülasyon ve flokülasyon için kimyasal olarak FeCl₃ ve anyonik polielektrolit kullanılırken dezenfeksiyon için ise klor gazı kullanılmaktadır (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.1. Havalandırma ve dengeleme

Havalandırma işlemi ham suyun oksijen içeriğinin artırılması için yapılmaktadır. Su kaskat havalandırıcılardan düşürülerek hava ile temas etmesi sağlanır, bu sırada hava içerisindeki oksijen suda çözünerek suyun oksijen değerini arttırmaktadır. Kademeli

kaskat tipi olarak seçilen havalandırma havuzu nihai kapasite olan 270 000 m³/gün debiyi karşılayacak şekilde inşaa edilmiştir (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.2. Ön ozonlama

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde güncel bir gereksinim duyulmamakla birlikte ön dezenfeksiyonu sağlamak, çeşitli kirlilik parametrelerini oksitlemek ve klorlamadan kaynaklanan Trihalometan oluşumunu engellemek amaçlı gelecekte ihtiyaç duyulacağı düşünülerek projelendirilmesi yapılmıştır. Bu birimin eklenmesi durumunda ön klorlama yapılmasına gerek duyulmayacaktır (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.3. Pıhtılaştırma (Koagülasyon)

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde pıhtılaştırıcı olarak demir (III) klorür kullanılmaktadır. Demir (III) klorür hızlı karıştırıcı girişine dozlanmaktadır. Hızlı karıştırıcının hız gradyanı 700 sn⁻¹ olarak kabul edilmiştir (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.4. Yumaklaştırma (Flokülasyon)

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde yumaklaştırıcı iki kademeli tasarlanmıştır. İlk kademenin hız gradyanı 60-100 sn⁻¹, ikinci kademenin hız gradyanı 40-50 sn⁻¹ olarak belirlenmiştir. İlk kademedeki suya polielektrolit verilirken hız gradyanı yüksek tutulmuştur. Böylece hem polielektrolitin suya tam karışımı sağlanmış hem de yüksek yoğunluklu yumak oluşumu gerçekleştirilmiştir. İkinci gözde ise daha istikrarlı ve büyük yumak eldesi sağlanmıştır (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.5. Durultma

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde 4 adet 16 × 16 m boyutunda durultucu ünitesi bulunmaktadır. Tam kapasitede 1 durultucu yükleme değeri 5,70 m³/m².sa, 1 durultucu devre dışındayken yükleme değeri 7,59 m³/m².sa olmaktadır.

Durultulmuş su, tankın üzerindeki toplama kanallarında toplanarak filtrelere gönderilmektedir. Durultucu tabanında toplanmış çamur ise bir dip sıyrıcı ile merkezde bulunan koniye toplanmaktadır. Çamur buradan pompalar yardımıyla çekilerek yoğunlaştırıcıya gönderilmektedir (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.6. Filtrasyon

Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde filtrasyon amacı ile 10 adet hızlı kum filitresi kullanılmaktadır. Filitrelerin çalışması iki metodla kontrol edilebilmektedir; yük kaybının

değişimine göre geri yıkamaya karar verilmesi veya su kalitesindeki değişimin gözlenmesine göre geri yıkamaya geçiştir. Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde yük kaybının değişimine göre filtrelerin çalışması yönlendirilmektedir. Her filtre yüzeyine yerleştirilen sensörlerin ölçüm değerlerine göre su alma kanalının önünde bulunan vana açılmak suretiyle filtre yüzeyindeki su seviyesi sabit tutulmaya çalışılmaktadır. Su seviyesinin, vana tam açıkken sabit tutulmak istenilen su seviyesinin üstünde olması durumunda panoda alarm belirmektedir. Manuel olarak geri yıkamanın başlatılmasıyla tıkanık gözenekler önce havayla, ikinci aşamada hava ve suyla son aşamada ise sadece suyla yıkanmaktadır (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.7. pH düzeltme

Hamsu analiz sonuçlarına göre hamsu pH'ı (7,2-8,5) limitler arasında olup, herhangi bir müdahale gerektirmemektedir. Gelecekte ham suyun karakterizasyonunda değişimler göz önünde bulundurularak, tedbir amaçlı kostik soda ünitesi için yerleşim planında Rezerv Kimya Binası Alanı ayarlanmıştır. Filtre ünitesinden gelen arıtılmış suyun pH'ını gerektiğinde arttırmak için kullanılacak baz yapılı kostik soda kimyasalı, klor temas tankı öncesi yerleştirilen sensörde okunan değere göre dozlanacaktır (SİBESKİ, 2005).

5.1.1.8. Dezenfeksiyon ve depolama

Suyun hastalık yapan mikroorganizmalardan arındırılmasını sağlamak amaçlı dezenfekte edilmesi gerekmektedir. Dezenfeksiyon amaçlı ozon, klor, klordioksit, sodyum hipoklorit ve Ultra Viyole (UV) ışını kullanılmaktadır. Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde dezenfeksiyon amaçlı gaz klor kullanılmaktadır. Tesisin günlük arıtılmış su debisi ortalama 43 000 m³/gün olup günde ortalama olarak 70 kg/gün gaz klor uygulanmaktadır. Klor temas tankından çıkan arıtılmış su ise 25 000 m³ kapasiteli Baraj Depo'dan içme suyu şebeke sistemine verilmektedir (SİBESKİ, 2005).

5.2. Yöntem

5.2.1. Koagülasyon koşullarının belirlenmesi

5.2.1.1. Jar testi

Jar Testi deneyleri sırasında ham su Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden numune alma musluklarından alınmış ve herhangi bir ön arıtma işlemine tabi tutulmamıştır. Ham su numunesi alındıktan sonra aynı gün içerisinde laboratuvara ulaştırılmış ve

oluşması muhtemel biyolojik aktiviteleri engellemek amacıyla karanlıkta ve soğutucuda +4°C'de muhafaza edilmiştir. Jar Testi deneyleri Velp JLT6 marka 6 pedallı Jar Testi aparatı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Jar testlerinde kullanılan beherler 1 litre kapasitelidir. Koagülasyon sırasında 20 ile 120 mg/L arasında 20 mg/L'lik artışlarda alüminyum sülfat ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), demir (III) klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) ve poli alüminyum klorür (PACI) kullanılmıştır. Koagülant yardımcıları olarak anyonik [Poly (4-styrenesulfonic acid – co – maleic acid), sodium salt] ve katyonik polielektrolit [Poly (acrylamide – co – diallyl – dimethylammonium chloride)] kullanılmıştır. Polielektrolit ilaveleri flokülasyon sırasında yapılmıştır. Jar Testinin karıştırma şartları 2 dakika boyunca 150 rpm'de hızlı karıştırma ve 30 dakika boyunca 30 rpm'de yavaş karıştırma koşullarından oluşmaktadır. Koagülasyon işleminin ardından beherlerde bulunan su numuneleri 60 dakika boyunca çökeltme işlemine tabi tutulmuş ve ardından üst faz 0.45 µm membran filtreden süzülerek UV_{254} ve ÇOK ölçümleri yapılmıştır.

5.2.1.2. Optimum koagülasyon pH'sının ve dozunun belirlenmesi

Optimum pH belirlenirken alüm ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) için 5, 5.5, 5.75, 6, 6.25, 6.5 pH değerlerinde, demir (III) klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) için 4.5, 5, 5.25, 5.5, 5.75, 6 pH değerlerinde ve PACI için ise 5,6,7,8 pH değerlerinde çalışılmıştır. Optimum pH belirleme çalışmasında uygulanan koagülant dozları alüm ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) ve demir (III) klorür ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) için 60 mg/L, PACI için ise 40 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_{254} absorbansı izlenerek belirlenmiş ve UV_{254} absorbansı azalmasının maksimum olduğu pH değeri optimum olarak seçilmiştir. Optimum koagülant dozunun belirlenmesi için beherlere artan konsantrasyonlarda koagülant ilave edilip istenen pH'ya ayarlanmıştır. Kullanılan koagülant dozları her üç koagülant madde içinde sırasıyla 20, 40, 60, 80, 100, 120 mg/L olarak seçilmiştir. Maksimum UV_{254} azalmasının olduğu koagülant konsantrasyonu optimum doz olarak kabul edilmiştir. Optimum polielektrolit dozu belirlenirken beherlere yeni örnek konulup optimum koagülant dozu ilave edildikten sonra optimum pH'ya ayarlanmıştır. Hızlı karıştırma işleminden sonra her bir behere artan konsantrasyonlarda polielektrolit eklenmiştir. Uygulanan anyonik ve katyonik polimer dozları 0.01, 0.05, 0.07, 0.1, 0.15, 0.2 mg/L'dir. UV_{254} absorbansı azalmasının en yüksek olduğu polielektrolit konsantrasyonu optimum doz olarak seçilmiştir. Bu işlem her bir koagülant için anyonik ve katyonik polielektrolitler ile ayrı ayrı yapılmıştır.

5.2.2. ÇOK analizi

ÇOK ölçümleri otomatik numune alıcıya sahip Shimadzu TOC-5000 cihazıyla, Standart Metot 3510 B (APHA, 1998)'de tarif edilen yakma metoduyla yapılmıştır. Numune organik karbonu CO₂ gazına oksitleyen platinyum oksit katalizörüyle dolu ısıtılmış reaksiyon odasına enjekte edilmiştir. Oluşan inorganik CO₂ dağıtıcısız infrared analizörüyle ölçülmüştür.

5.2.3. UV₂₅₄ analizi

UV₂₅₄ absorbans ölçümleri Standart Metot 5910 B (APHA, 1998)'e göre 254 nm dalga boyunda 1 cm'lik kuvars hücreye sahip Shimadzu 1601 marka bir spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Numunelerde girişime sebep olabilecek safsızlıklar 0.45 µm membran filtreden süzme işlemi sayesinde elimine edilmiştir. Ölçüm öncesinde ölçüm hücresi 2 kez numune ile yıkanmış ve daha sonra numune ile ağzına kadar içinde hiç hava boşluğu kalmayacak şekilde doldurulmuştur. Bu işlemin ardından 254 nm'de absorbans değerleri ölçülmüştür.

5.2.4. THM analizi

THM ölçümleri sıvı-sıvı ekstraksiyon yöntemi ile Agilent (6890 seri) gaz kromatografi cihazında Standart Metot 6232 B (APHA, 1998)'e göre, THM oluşum potansiyeli (THMOP) ölçümü ise Standart Metot 5710 B (APHA, 1998) ve EPA 551 (USEPA, 1990)'a göre yürütülmüştür. Su fazındaki THM bileşikleri pentan solventi kullanılarak ekstrakte edilmiş ve ardından 2 ml'lik viallere aktarılmıştır. Bu vialler cihazın oto analizör kısmına yerleştirilmiş ve ardından gaz kromatografa enjekte edilmesi için cihaz kumanda edilmiştir. Kumanda işlemi Chemstation yazılım programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Cihazda detektör olarak mikro elektron yakalayıcı detektör kullanılmış ve numuneler kapiler kolonda (DB-5, 30m*0.32mm I.D.*0.30µm) helyum gazı ile taşınmıştır. Bu metodun minimum tayin limiti 0.1 µg/L'dir.

5.2.5. Serbest klor tayini

Şebekede yapılan ölçümlerde serbest klorun tayini amacı ile komperatör kullanılmıştır. Bu yöntemde 5 ml su, musluklardan direkt olarak komperatöre ait olan iki adet 10 ml'lik küvete alınmıştır. Küvetlerden birinin içerisine 3 damla o-tolidin damlatıldıktan sonra karıştırılmıştır. Numune komperatörün sağ gözüne diğeri ise sol gözüne yerleştirilmiştir. Ardından komperatöre ait olan klor diski komperatöre yerleştirilmiştir. Komperatörden bakılarak, sağ gözündeki küvet ile sol gözündeki küvetin

rengi aynı olana kadar disk el ile çevrilmiştir. Renkler aynı olduğunda diskin üzerinde okunan değer sudaki mevcut serbest klor (mg/L) miktarını vermiştir (APHA, 1998).

5.2.6. Permanganat yöntemi ile organik madde tayini

Numuneye asitli ortamda potasyum permanganat ilave edilir. Sudaki maddeler potasyum permanganatın bir kısmını harcar. Potasyum permanganat indirgenirken açığa çıkardığı oksijen, organik maddenin yükseltgenmesini sağlar. Kalan permanganat; numuneye ekivalent miktarda ilave edilen oksalik asit ile reaksiyon verir. Oksalik asidin fazlası tekrar potasyum permanganat ile geri titre edilir. Geri titrasyon için harcanan potasyum permanganat toplam organik maddeye eşdeğerdir (APHA, 1998). Reaksiyon eşitliği aşağıda gösterilmiştir.



Ancak numune içindeki karbonlu maddelerin tümü potasyum permanganat tarafından oksitlenemez. Proteinler gibi azotlu organik maddelerdeki organik karbon, basit karbonlu bileşikler gibi oksitlenemez. Bu nedenle netice karbonun tümünü vermez. Titre edilecek organik madde miktarı 0,1 mgO₂/L'den fazla ise bu yöntem kullanılır. Bu yöntemle göre organik madde tayini şu şekilde yapılmıştır.

50 ml su numunesi 100 ml'lik bir erlene konulmuştur. Üzerine 5 ml seyreltik H₂SO₄ ve 5 ml KMnO₄ çözeltisi ilave edildikten sonra erlen kaynamakta olan su banyosunda 30 dakika kadar tutulmuştur. Sonra 5 ml okzalat çözeltisi ilave edilerek permanganatın kalan rengi giderilmiş ve 0,01 N permanganat çözeltisi ile numunede hafif pembe renk oluşana kadar geri titre edilmiştir. Sarfedilen permanganat miktarından yararlanarak organik madde konsantrasyonu oksijen cinsinden hesaplanmıştır.

$$\text{Permanganat Sarfiyatı (mgO}_2\text{/L)} = \frac{1000 \times B \times 0,1}{A}$$

A: Alınan numune hacmi (ml)

B: Titrasyonda harcanan 0,01 N KMnO₄ miktarı (ml)

6. BULGULAR VE TARTIŞMA

6.1. Su Kaynağı ve Özellikleri

Koagülasyon proseslerinin geliştirilmesini desteklemek amacıyla yapılan deneysel çalışmada, Sivas'a içme suyu temin eden 4 Eylül Barajı seçilmiştir. Bu çalışma kapsamında Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi giriş suyunda, THM'lerin oluşmasına yol açan doğal organik maddelerin zenginleştirilmiş koagülasyon prosesi ile giderimi araştırılmıştır. Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi giriş suyundan farklı aylarda alınan ham su numunelerine ait fiziksel ve kimyasal kalite parametreleri Çizelge 6.1'de verilmiştir.

Çizelge 6.1. Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi giriş suyuna ait fiziksel ve kimyasal kalite parametrelerinin aylara göre değişimi

Parametre	Zaman (ay)	Kasım (2007)	Aralık (2007)	Ocak (2008)	Şubat (2008)	Mart (2008)	Nisan (2008)
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)		0,0248	0,0298	0,0364	0,0392	0,0716	0,0338
pH		8,11	8,02	8,2	8,18	8,14	8,25
Sıcaklık (°C)		21,3	19,6	19,2	15,6	22,1	23,3
İletkenlik (µs)		318	356	364	373	393	372
Bulanıklık (NTU)		0,95	2,02	3,6	2,52	12,2	3,43
Renk (Pt-Co)		1,6	3,62	3,9	2,93	12,9	3,85
Alkalinite (mgCaCO ₃ /L)		130	160	170	170	175	172
Klorür (mgCl/L)		8,5	7,6	8,3	8,7	8,5	7,4
Sertlik (mgCaCO ₃ /L)		160	170	172	175	175	180
Permanganat (mgO ₂ /L)		0,8	0,8	1	1	1,4	0,9

Doğal organik maddelerin giderimi amacıyla yapılan jar testi deneylerinde kullanılan ham su numunesine ait kalite parametreleri Çizelge 6.2'de verilmiştir.

Çizelge 6.2. Jar testi deneylerinde kullanılan ham su numunesine ait kalite parametreleri

Parametre	Değer
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0,0392
Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) (mg/L)	4,19
Spesifik UV Absorbansı (SUVA) (m ⁻¹ L/mg)	0,94
pH	8,18
Sıcaklık (°C)	15,6
İletkenlik (µs)	373
Bulanıklık (NTU)	2,52
Renk (Pt-Co)	2,93
Alkalinite (mgCaCO ₃ /L)	170
Klorür (mgCl/L)	8,7
Sertlik (mgCaCO ₃ /L)	175
Permanganat (mgO ₂ /L)	1

Ham suyun pH değeri 8,18 olup hafif alkali özellik göstermektedir. Bulanıklık ve renk değerleri sırası ile 2,52 NTU ve 2,93 Pt-Co olarak belirlenmiştir. Doğal organik madde için izleyici parametre olarak kullanılan Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) 4,19 mg/L olarak tespit edilmiştir. 254 nm'de $0,0392 \text{ cm}^{-1}$ olan UV_{254} absorbansı ham suyun humik madde içerdiğini göstermektedir. UV_{254} absorbansının düşük olması humik madde miktarının az olduğunu işaret etmektedir. UV_{254} absorbansının ÇOK konsantrasyonuna oranlanması ile hesaplanan SUVA değeri ise $0,94 \text{ m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$ olarak belirlenmiştir.

Aromatik yapıya sahip veya çift bağ içeren organik bileşikler ultraviyole dalga boyundaki ışınları absorblayabilme yeteneğindedirler. Doğal organik maddelerin yüksek molekül ağırlıklı fraksiyonları da UV ışınını absorblayabildikleri için 254 nm'deki UV absorbansı ÇOK miktarının basit bir göstergesi olabilmektedir. UV absorbansının ÇOK konsantrasyonuna oranı da yani SUVA değeri de sudaki doğal organik maddenin moleküler dağılımını ifade etmektedir. Küçük humik asit fraksiyonları $2 \text{ m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$ 'den küçük SUVA değerlerine, büyük humik asit fraksiyonları ise 3-5 $\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$ SUVA değerlerine sahiptir. Yüksek SUVA değerleri ÇOK konsantrasyonunun koagülant dozu ile kontrol edilebileceğini ifade etmektedir. Koagülasyon ile ÇOK gideriminin SUVA değeri yüksek olan sularda daha yüksek olması beklenmektedir. Düşük SUVA değerlerinde ise koagülant dozu ÇOK gideriminde pek önemli olmayıp nispeten düşük giderim yüzdeleri elde edilmektedir (Teksoy, 2006).

Edzwald (1993), SUVA değeri 4-5 olan sularda ÇOK gideriminin % 70 civarlarında, SUVA değeri 3'ten küçük olan sularda ise %50'nin altında olduğunu vurgulamıştır. Ancak düşük SUVA değerinde %50'nin üzerinde ÇOK giderimin elde edildiği çalışmalar da mevcuttur. Walker ve Kim (2001)' de yaptıkları çalışmada, SUVA değeri ortalama 2 olan rezervuar suyunda %60 ÇOK giderimi elde ederek Edzwald'ın belirttiğinden farklı sonuçlar elde etmişlerdir. Bu çalışmada ham suyun SUVA değeri $0,94 \text{ m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$ olup genel olarak %50'nin üzerinde ÇOK giderimi elde edilmiştir.

Kitis ve diğerleri (2004), yaptığı sınıflandırmaya göre SUVA 4-6 ($\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$) arasında ise doğal organik maddelerin humik asit bileşenlerinden, SUVA 3 ($\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$) civarında ise fulvik asit bileşenlerinden, SUVA 2 ($\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$)'nin altında ise düşük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler ve hidrokarbonlardan meydana geldiğini belirtmişlerdir.

Uyak (2006), yüksek SUVA (SUVA=3,10 m⁻¹L/mg)'ya sahip olan Büyükçekmece gölü suyunda Fe(III) klorürle % 58 oranında yüksek bir verimle ÇOK gidermiştir. SUVA değeri daha düşük olan (SUVA=2,11 m⁻¹L/mg) Ömerli gölü suyunda % 17 oranında düşük bir verimle ÇOK giderim verimi elde etmiştir.

6.2. Koagülasyon Koşullarının Belirlenmesi

6.2.1. Alum ile koagülasyon

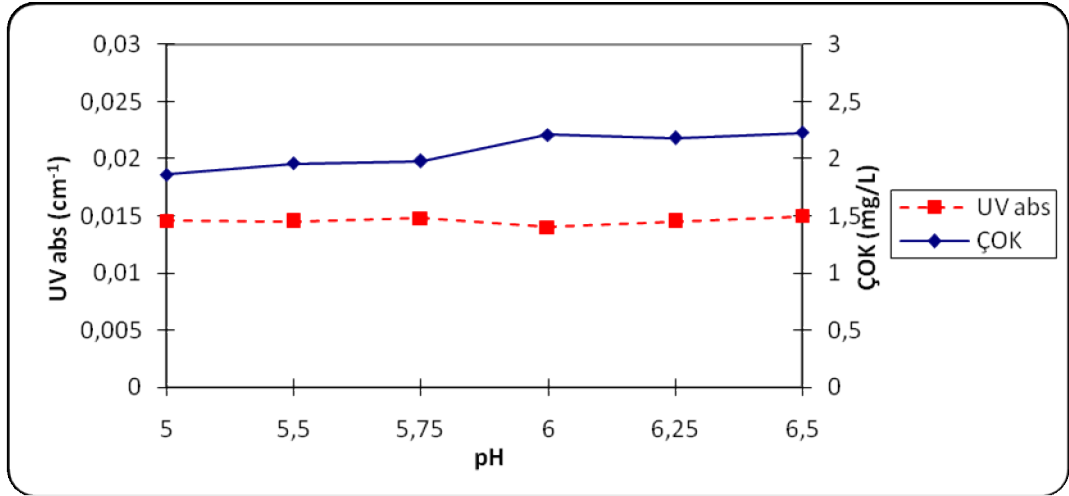
Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde koagülant türü, koagülasyon pH'sı, koagülant dozu, koagülasyon sıcaklığı, suyun sertliği, doğal organik maddenin yapısı ve inorganik madde konsantrasyonuna bağlı olarak, giderim verimi %10-90 arasında değişim göstermektedir (Volk ve ark., 2000). Çizelge 6.3'de alum ile koagülasyonda optimum pH'yı belirleme çalışmalarına ait sonuçlar verilmiştir. Asit ve baz çözeltilerinin yardımı ile seçilen pH değerlerine ayarlanan ham suya 60 mg/L alum ilave edildikten sonra jar testi yapılmıştır. Çökeltim tamamlandıktan sonra beherlerden alınan örneklerde UV₂₅₄ absorbansı ile ÇOK değerleri belirlenmiştir.

Çizelge 6.3. Alum ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları

Alum Dozajı (mg/L)	pH HS	Seçilen pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
60	8,18	5	4,19	1,86	55,6	0,79	0,0392	0,0146	62,8
60	8,18	5,5	4,19	1,96	53,2	0,74	0,0392	0,0145	63,0
60	8,18	5,75	4,19	1,98	52,7	0,75	0,0392	0,0148	62,2
60	8,18	6	4,19	2,21	47,3	0,63	0,0392	0,0140	64,3
60	8,18	6,25	4,19	2,18	48,0	0,67	0,0392	0,0145	63,0
60	8,18	6,5	4,19	2,23	46,8	0,67	0,0392	0,0150	61,7

HS: Ham su, AS: Artılmış su

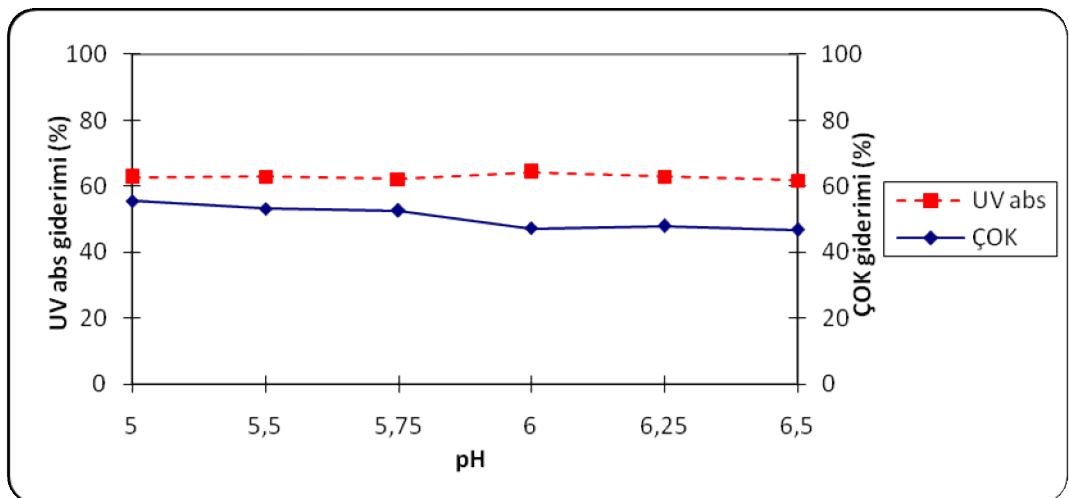
Ham suyun ÇOK değeri (4,19 mg/L) koagülasyon pH'sının azalması ile belirgin bir oranda azalmış ve pH 5'de 1,86 mg/L'ye düşmüştür. Bu pH değerinin üzerindeki pH'larda hafif bir artış göstermiştir. UV₂₅₄ absorbans değeri ise koagülasyon pH'sının artışına bağlı olarak genellikle azalmıştır. Bu azalma optimum UV₂₅₄ gideriminin olduğu pH 6'ya kadar devam etmiş (0,0140 cm⁻¹) bunun üzerindeki pH değerlerinde tekrar artmaya başlamıştır (Şekil 6.1).



Şekil 6.1. Alum ile koagülasyonda ÇOK ve UV₂₅₄ absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi

ÇOK için pH 5-5,75 aralığında %50'in üzerinde bir giderim verimi elde edilirken, UV₂₅₄ absorbansı için 5-6,5 aralığında %60'ın üzerinde bir giderim verimi elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi (%55,6) pH 5'de, maksimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi (%64,3) ise pH 6'da elde edilmiştir (Şekil 6.2).

Organik maddelerin koagülasyon prosesiyle etkin bir şekilde giderimi dağıtım sistemindeki mikrobiyal kalitenin ve klorlama sonrasında trihalometan oluşumunun kontrolünde büyük önem taşıdığından, doğal organik madde miktarını yansıtan UV₂₅₄ absorbansı azalmasının maksimum olduğu pH 6 alum için optimum koagülasyon pH'sı olarak seçilmiştir.



Şekil 6.2. Alum ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimleri

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 farklı olduğunu göstermiştir.

Alumun suya ilavesi ile oluşan $Al(OH)^{+2}$, $Al_7(OH)_{17}^{+4}$ gibi pozitif yüklü hidroksi metalik kompleksler, suda bulunan negatif yüklü kolloidlerin yüzeyine adsorblanarak kolloidlerin zeta potansiyelini destabilizasyon seviyesine kadar düşürmektedirler. Destabilize olan partiküller ile adsorbladıkları hidroksi metalik kompleksler aralarında meydana gelen van der Waals kuvvetleri yardımıyla floklar meydana gelmektedir. Ayrıca destabilize partiküller üzerindeki reaktif gruplar arasında meydana gelen kimyasal etkileşimler sayesinde de köprü kurularak floklaşma söz konusu olmaktadır.

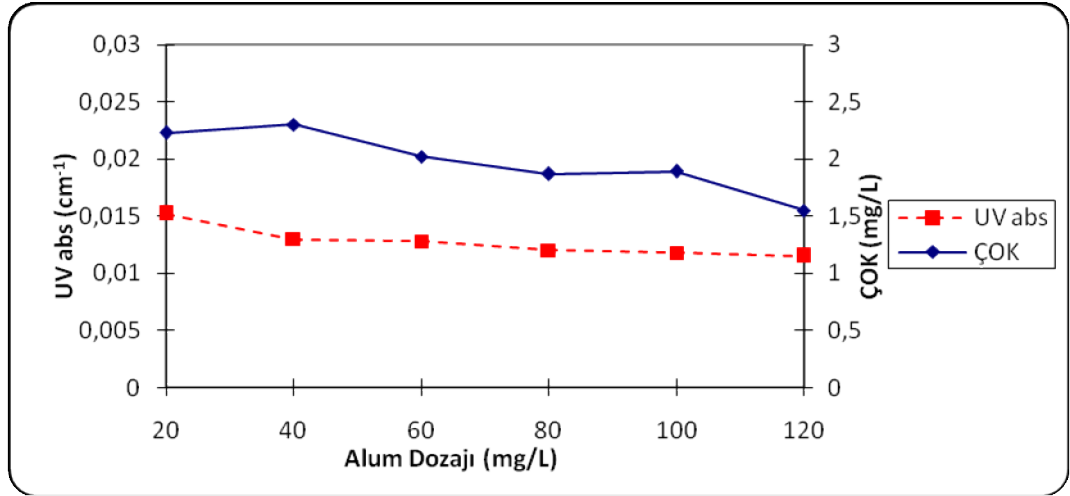
Alum ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirlemek için yapılan jar testi deneyinin sonuçları Çizelge 6.4'te görülmektedir. Optimum alum dozajı çalışmada pH 6'da 20-120 mg/L koagülant dozajı aralığında 20 mg/L'lik artışlarla alum eklenerek jar testi çalışması yapılmıştır.

Çizelge 6.4. Alum ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

Alum Dozajı (mg/L)	Optimum pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA ($m^{-1}L/mg$)	UV_{254} abs (cm^{-1}) HS	UV_{254} abs (cm^{-1}) AS	UV_{254} absorbansı azalması (%)
20	6	4,19	2,23	46,8	0,68	0,0392	0,0152	61,2
40	6	4,19	2,30	45,1	0,57	0,0392	0,0130	66,8
60	6	4,19	1,91	54,4	0,67	0,0392	0,0128	67,3
80	6	4,19	2,02	51,8	0,59	0,0392	0,0120	69,4
100	6	4,19	1,87	55,4	0,63	0,0392	0,0118	69,9
120	6	4,19	1,89	54,9	0,61	0,0392	0,0115	70,7

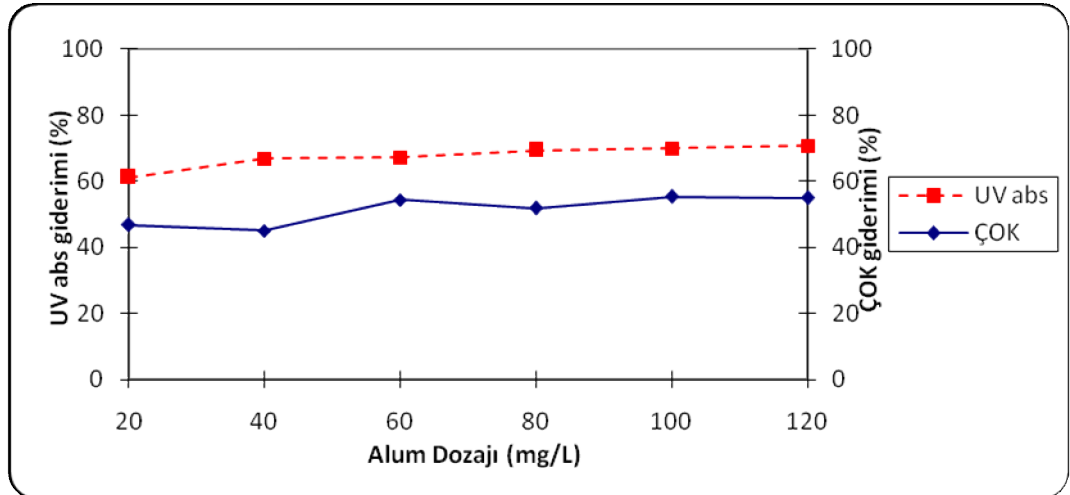
HS: Ham su, AS: Artırılmış su

Eklenen alum dozajının artmasıyla doğru orantılı olarak UV_{254} absorbans değerlerinde bir azalış gözlenmiştir. ÇOK değerlerindeki değişim ise koagülant dozajındaki artışla birlikte artış ve azalış şeklinde gözlenmiştir (Şekil 6.3).



Şekil 6.3. pH 6'da alum dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

Şekil 6.4'den de görüldüğü üzere 20-40 mg/L alum dozajlarında %45'in üzerinde ÇOK giderimi elde edilirken 60 mg/L'nin üzerindeki alum dozajlarında ise %50'nin üzerinde ÇOK giderimleri elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi 100 mg/L alum dozajında %55,4 olmuştur. UV₂₅₄ absorbansı giderimi bütün dozajlar için %60'ın üzerinde olup maksimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi 120 mg/L alum dozajında %70,7 olarak elde edilmiştir.



Şekil 6.4. pH 6'da alum dozajlarına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi

Koagülant yardımcıların doğal organik madde giderimi üzerindeki etkisini belirlemek üzere optimum koagülasyon şartlarında alüm ile 0,01- 0,2 mg/L arasında artan dozlarda katyonik polielektrolit kullanılarak yapılan jar testi deneyine ait sonuçlar Çizelge 6.5'te verilmiştir. Alum için yapılan optimum dozaj belirleme çalışmasında 80-

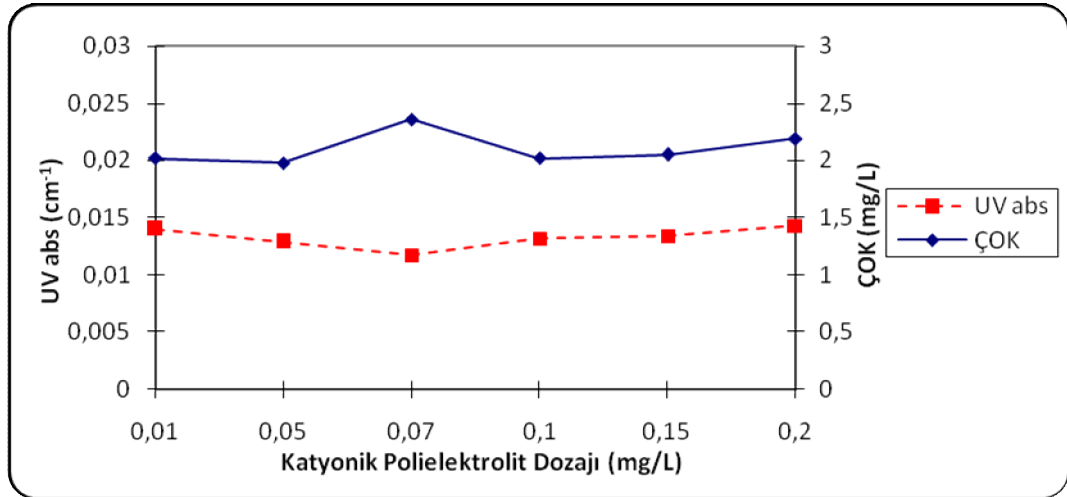
120 mg/L alum dozajları arasında yalnızca %1,3'lük bir fark olması nedeniyle katyonik ve anyonik polielektrolitler için yapılan çalışmalarda alum dozajı 80 mg/L alınmıştır.

Çizelge 6.5. Alum + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması

Alum Dozajı (mg/L)	Katyonik Pol. Dozajı (mg/L)	Opt. pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ¹ /L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbanı azalması (%)
80	0,01	6	4,19	2,02	51,8	0,69	0,0392	0,0140	64,3
80	0,05	6	4,19	1,98	52,7	0,65	0,0392	0,0129	67,1
80	0,07	6	4,19	2,36	43,7	0,75	0,0392	0,0117	70,2
80	0,1	6	4,19	2,02	51,8	0,65	0,0392	0,0132	66,3
80	0,15	6	4,19	2,05	51,1	0,65	0,0392	0,0134	65,8
80	0,2	6	4,19	2,19	47,7	0,65	0,0392	0,0143	63,5

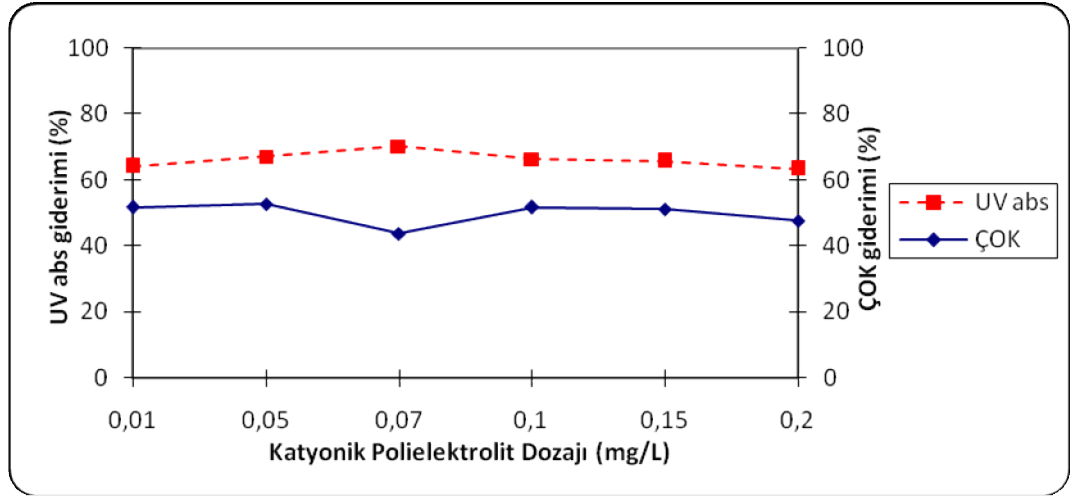
HS: Ham su, AS: Artılmış su

Şekil 6.5'den de görüldüğü gibi 80 mg/L alum dozajında katyonik polielektrolit için yapılan deneysel çalışmada ÇOK miktarındaki maksimum azalma 0,05 mg/L katyonik polielektrolit dozajında elde edilirken UV₂₅₄ absorbanı değerindeki maksimum azalma 0,07 mg/L katyonik polielektrolit dozajında elde edilmiştir.



Şekil 6.5. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında katyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbanının değişimi

ÇOK giderimi 0,07 ve 0,2 katyonik polielektrolit dozajlarında %45 civarında olurken diğer katyonik polielektrolit dozajlarında %50'nin üzerinde olup maksimum ÇOK giderimi 0,05 mg/L katyonik polielektrolit dozajında %52,7 olarak elde edilmiştir. UV₂₅₄ absorbanı giderimi ise 0,07 mg/L katyonik polielektrolit dozajında maksimum olup %70,2 olmuştur (Şekil 6.6).



Şekil 6.6. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında katyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV₂₅₄ absorbans giderimi

80 mg/L alum dozajında yapılan deneysel çalışmada ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi sırasıyla %51,8 ve %69,4 olurken, alum + katyonik polielektrolitin kullanılması durumunda ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimleri sırasıyla %52,7 ve %70,2 olarak belirlenmiştir. Sonuç olarak alum ile katyonik polielektrolitin kullanılması durumunda elde edilen ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimlerinde azda olsa bir artış gözlenmiştir.

Koagülant yardımcılarının doğal organik madde giderimi üzerindeki etkisini belirlemek üzere optimum koagülasyon şartlarında alüm ile 0,01- 0,2 mg/L arasında artan dozlarda anyonik polielektrolit kullanılarak yapılan jar testi deneyine ait sonuçlar Çizelge 6.6'da verilmiştir.

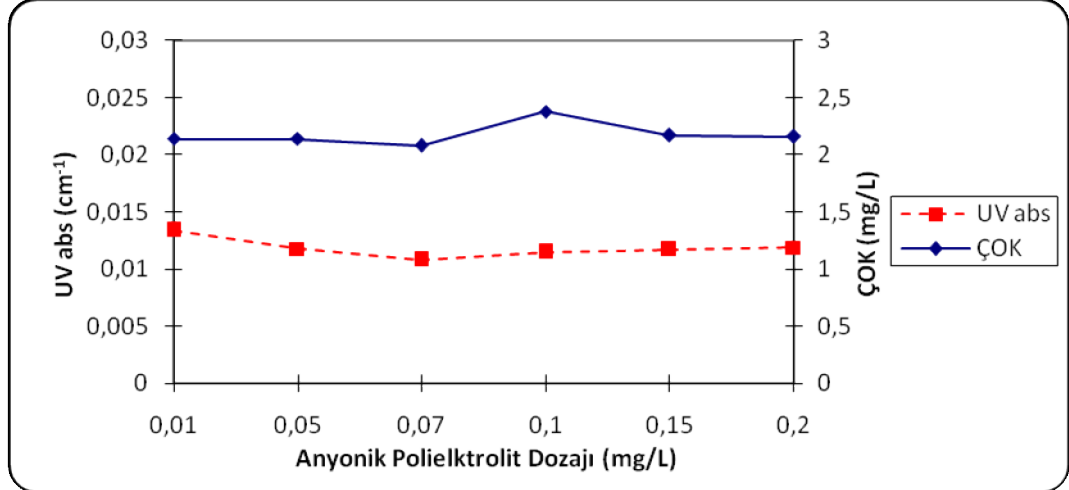
Çizelge 6.6. Alum + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması

Alum Dozajı (mg/L)	Anyonik Pol. Dozajı (mg/L)	Opt. pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
80	0,01	6	4,19	2,14	48,9	0,63	0,0392	0,0134	65,8
80	0,05	6	4,19	2,14	48,9	0,55	0,0392	0,0118	69,9
80	0,07	6	4,19	2,08	50,4	0,52	0,0392	0,0108	72,5
80	0,1	6	4,19	2,38	43,2	0,48	0,0392	0,0115	70,6
80	0,15	6	4,19	2,17	48,2	0,54	0,0392	0,0117	70,2
80	0,2	6	4,19	2,16	48,5	0,55	0,0392	0,0119	69,6

HS: Ham su, AS: Artılmış su

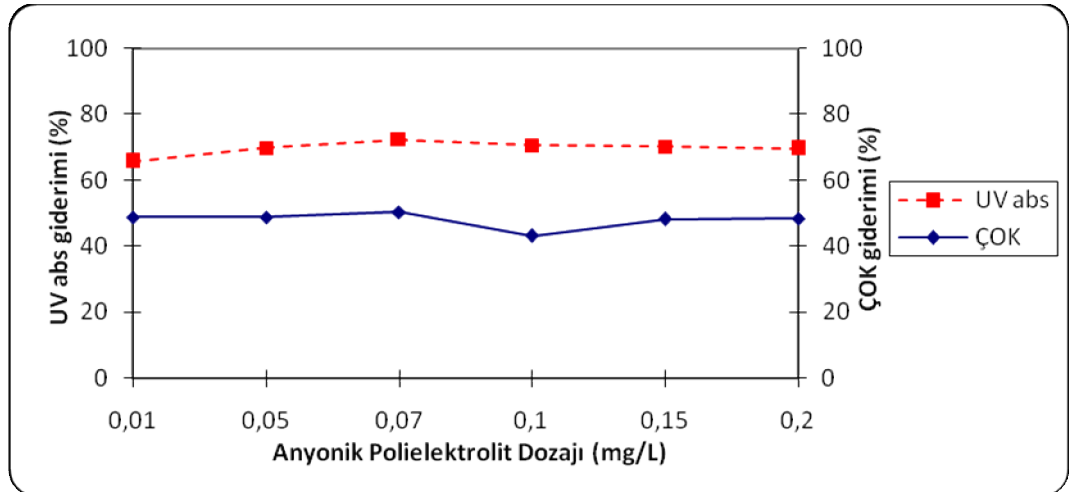
Alum + anyonik polielektrolitin kullanılmasıyla yapılan deneysel çalışmalar neticesinde ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalma 0,07 mg/L anyonik

polielektrolitin kullanılmasıyla elde edilmiştir. Şekil 6.7'den de görüldüğü gibi Alum + 0,07 mg/L anyonik polielektrolit dozajında ÇOK değeri 4,19 mg/L'den 2,08 mg/L'ye düşerken UV_{254} absorbansı değeri $0,0392 \text{ cm}^{-1}$ 'den $0,0108 \text{ cm}^{-1}$ 'e düşmüştür.



Şekil 6.7. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında anyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV_{254} absorbansının değişimi

Anyonik polielektrolitin kullanılmasıyla elde edilen ÇOK gideriminin yalnızca 0,07 mg/L anyonik polielektrolitin kullanıldığı dozda %50'nin üzerinde bir giderim verimi elde edilirken diğer anyonik polielektrolit dozajlarında %50'nin altında giderim verimleri elde edilmiştir (Şekil 6.8).



Şekil 6.8. pH 6'da 80 mg/L alum dozajında anyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV_{254} absorbans giderimi

80 mg/L alumun tek başına, katyonik ve anyonik polielektrolitlerle birlikte kullanılmasıyla elde edilen ÇOK ve UV_{254} absorbansındaki giderim değerlerine bakıldığında, ÇOK için sırasıyla %51,8, %52,7 ve %50,4'lük giderim verimleri elde edilirken, UV_{254}

absorbansındaki giderimler ise %69.4, %70.2 ve %72.5 olarak elde edilmiştir. Sonuç olarak alum ile yapılan jar testi deneyleri göstermiştir ki maksimum ÇOK giderimi (%52,7) alum + kationik polielektrolitin (0,05 mg/L) birlikte kullanılmasıyla elde edilirken, UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum giderim (%72,5) ise alum + anyonik polielektrolitin (0,07 mg/L) birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir.

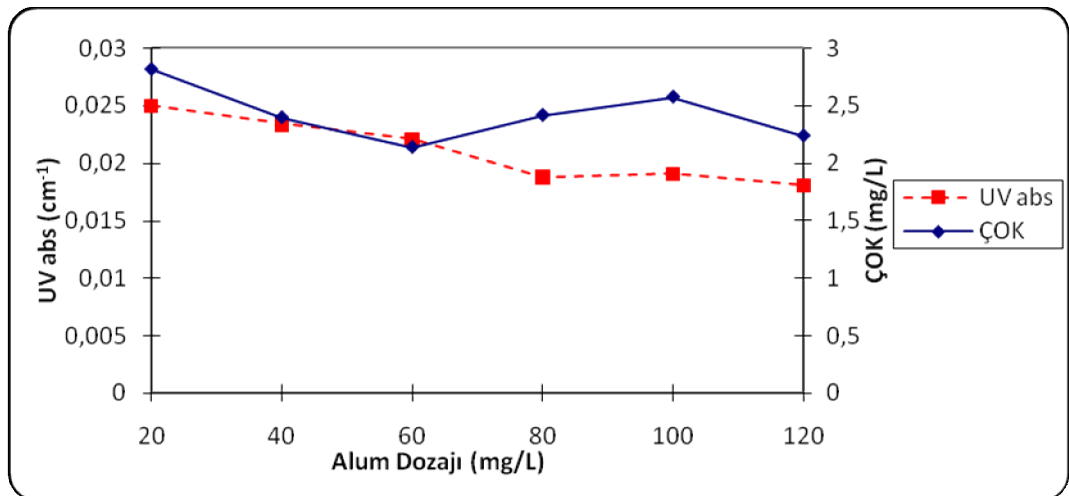
Alum için hamsu numunesinde herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın optimum alum dozajını belirlemek için yapılan deneysel çalışmaya ait veriler Çizelge 6.7’de verilmiştir.

Çizelge 6.7. pH ayarlanmaksızın alum ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

Alum Dozajı (mg/L)	pH HS	Deney Sonunda Ölçülen pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
20	8,18	7,53	4,19	2,82	32,7	0,89	0,0392	0,0250	36,2
40	8,18	7,19	4,19	2,40	42,7	0,98	0,0392	0,0234	40,3
60	8,18	7,07	4,19	2,14	48,9	1,03	0,0392	0,0221	43,6
80	8,18	6,71	4,19	2,42	42,2	0,78	0,0392	0,0188	52,0
100	8,18	6,48	4,19	2,58	38,4	0,74	0,0392	0,0191	51,3
120	8,18	6,28	4,19	2,24	46,5	0,81	0,0392	0,0181	53,8

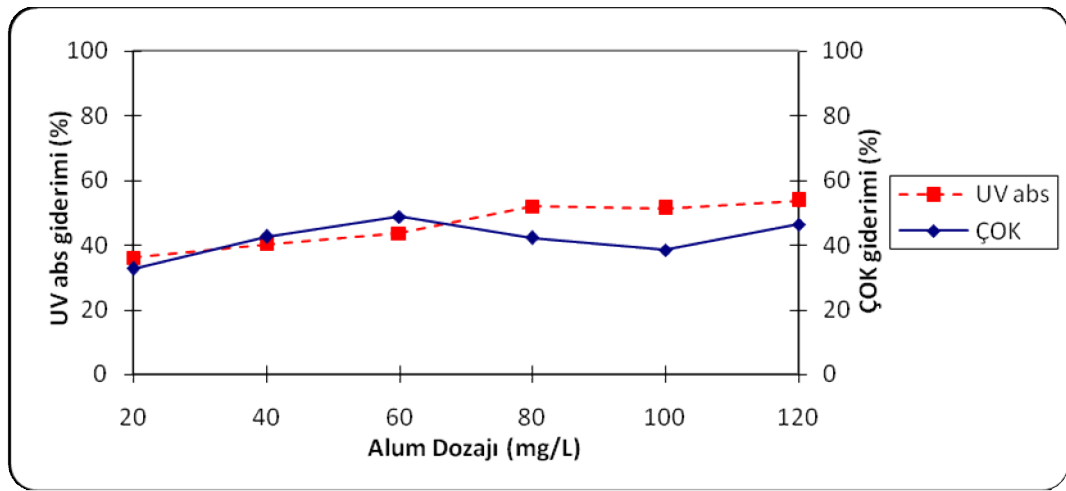
HS: Ham su, AS: Artılmış su

Herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın yapılan deneysel çalışma neticesinde maksimum ÇOK azalımı 60 mg/L alum dozajında gerçekleşirken UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalım 120 mg/L alum dozajında gerçekleşmiştir (Şekil 6.9).



Şekil 6.9. pH ayarı yapılmaksızın alum dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

ÇOK giderimi 20 ile 100 mg/L alum dozajlarında %40'ın altında olurken diğer dozajların tamamında ise %40'ın üzerinde ÇOK giderim verimleri elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi 60 mg/L alum dozajında %48,9 olmuştur. UV₂₅₄ absorbansındaki giderim koagülant dozajındaki artışla birlikte artarken yalnızca 80 mg/L'den 100 mg/L'ye geçerken azda olsa bir düşüş meydana gelmiştir. 80 mg/L ve üzerindeki alum dozajlarında UV₂₅₄ absorbansındaki giderim %50'nin üzerinde olup maksimum giderim 120 mg/L alum dozajında %53,8 olarak gerçekleşmiştir (Şekil 6.10).



Şekil 6.10. pH ayarı yapılmaksızın alum dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi

6.2.2. FeCl₃ ile koagülasyon

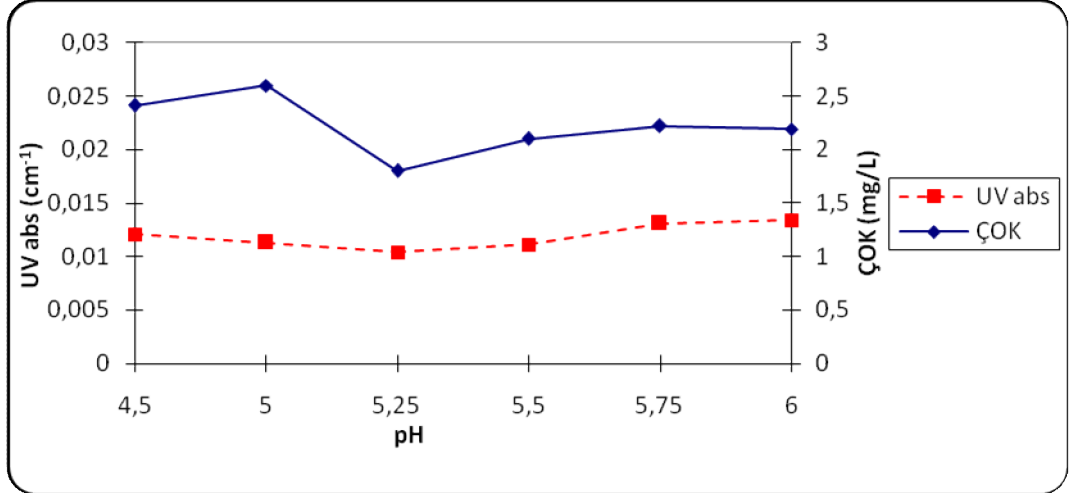
Doğal organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde demir tuzlarının kullanımı oldukça yaygındır. Özellikle (+3) değerlikli demir tuzları ile etkili bir şekilde organik madde giderimi sağlanabilmektedir. Çizelge 6.8'de FeCl₃.6H₂O'ün koagülant olarak kullanıldığı jar testi sonuçları verilmiştir.

Çizelge 6.8. FeCl₃.6H₂O ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları

FeCl ₃ Dozajı (mg/L)	pH HS	Seçilen pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
60	8,18	4,5	4,19	2,41	42,5	0,50	0,0392	0,0121	69,1
60	8,18	5	4,19	2,60	37,9	0,44	0,0392	0,0113	71,2
60	8,18	5,25	4,19	1,80	57,0	0,58	0,0392	0,0104	73,5
60	8,18	5,5	4,19	2,10	49,9	0,53	0,0392	0,0111	71,7
60	8,18	5,75	4,19	2,22	47,0	0,59	0,0392	0,0131	66,6
60	8,18	6	4,19	2,19	47,7	0,61	0,0392	0,0134	65,8

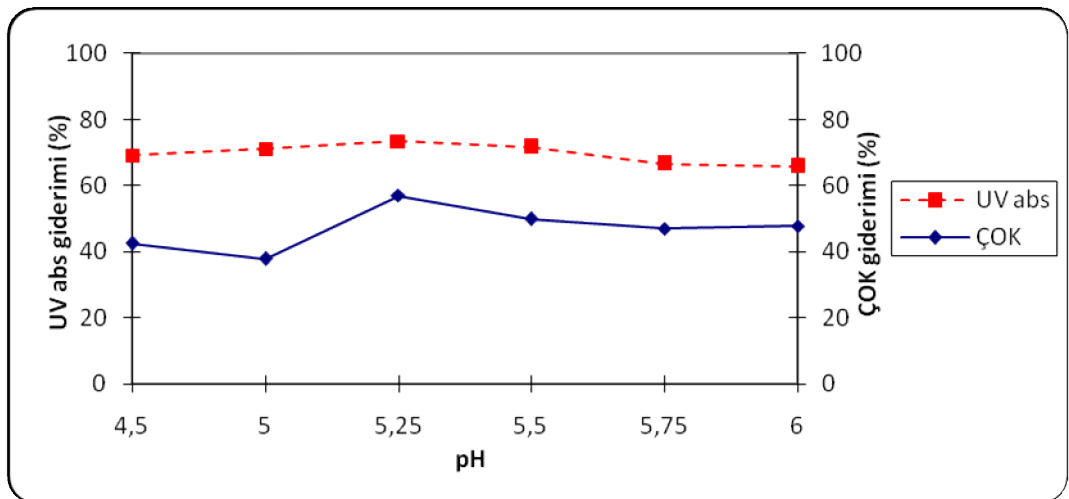
HS: Ham su, AS: Artılmış su

Şekil 6.11'den de görüldüğü gibi ÇOK ve UV_{254} absorbansının her ikisi içinde maksimum azalma pH 5,25'de gerçekleşmiştir. pH 5,25'de ÇOK değeri 4,19 mg/L'den 1,8 mg/L'e düşerken UV_{254} absorbansı değeri ise 0,0392 cm^{-1} 'den 0,0104 cm^{-1} değerine düşmüştür.



Şekil 6.11. $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda ÇOK ve UV_{254} absorbans değerlerinin pH'a göre değişimi

pH 5,25'de ÇOK giderimi %50'nin üzerinde olurken bu pH değerinin altındaki ve üstündeki değerlerde ise ÇOK giderim veriminde azalma meydana gelmiştir. Maksimum ÇOK giderimi pH 5,25'de %57 ile gerçekleşmiştir. UV_{254} absorbansındaki giderim pH 5 ile 5,5 arasında %70'in üzerinde olurken diğer pH değerlerinde %70'in altında bir giderim verimi elde edilmiştir. Maksimum UV_{254} absorbansı giderimi ise pH 5,25'de %73,5 ile gerçekleşmiştir (Şekil 6.12).



Şekil 6.12. $FeCl_3.6H_2O$ ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV_{254} absorbansı giderimleri

En düşük UV_{254} absorbans değerinin pH 5,25' te elde edilmesi nedeni ile bu pH değeri $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile koagülasyonda optimum pH olarak seçilmiştir. Söz konusu pH değerinde meydana gelen organik madde destabilizasyonunda etkili olan mekanizmanın yük nötralizasyonu olduğu düşünülmektedir. Çözünürlük dengelerine göre Fe (III) iyonları suda dissosiyeye olup $Fe(OH)_2^+$ ve $Fe(OH)^{+2}$ gibi pozitif yüklü polivalent hidroksimetallik komplekslerini oluşturmakta ve negatif yüklü kolloidleri destabilize etmektedir. Destabilize olmuş partiküller de hidroksi metal kompleksleri üzerine adsorblanmakta ve flok oluşturmaktadırlar. Bunun yanı sıra van der Waals kuvveti yardımıyla partiküller arasında meydana gelen çekim sayesinde de agregat oluşumu gerçekleşmektedir.

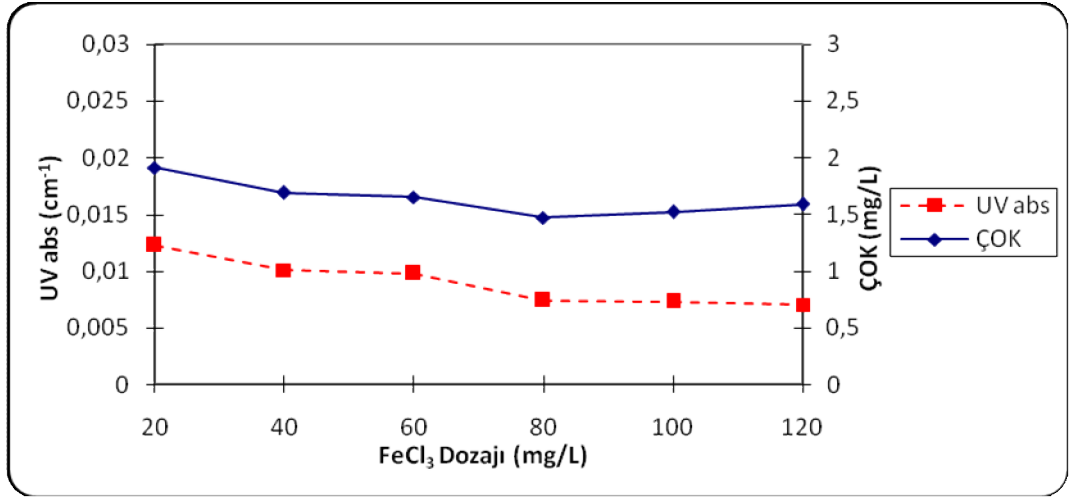
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirleme deneyine ait sonuçlar Çizelge 6.9'da verilmiştir.

Çizelge 6.9. $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

FeCl ₃ Dozajı (mg/L)	Optimum pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
20	5,25	4,19	1,91	54,4	0,64	0,0392	0,0123	68,6
40	5,25	4,19	1,69	59,7	0,60	0,0392	0,0101	74,2
60	5,25	4,19	1,65	60,6	0,59	0,0392	0,0098	75,0
80	5,25	4,19	1,47	64,9	0,50	0,0392	0,0074	81,1
100	5,25	4,19	1,52	63,7	0,48	0,0392	0,0073	81,3
120	5,25	4,19	1,59	62,1	0,44	0,0392	0,0070	82,1

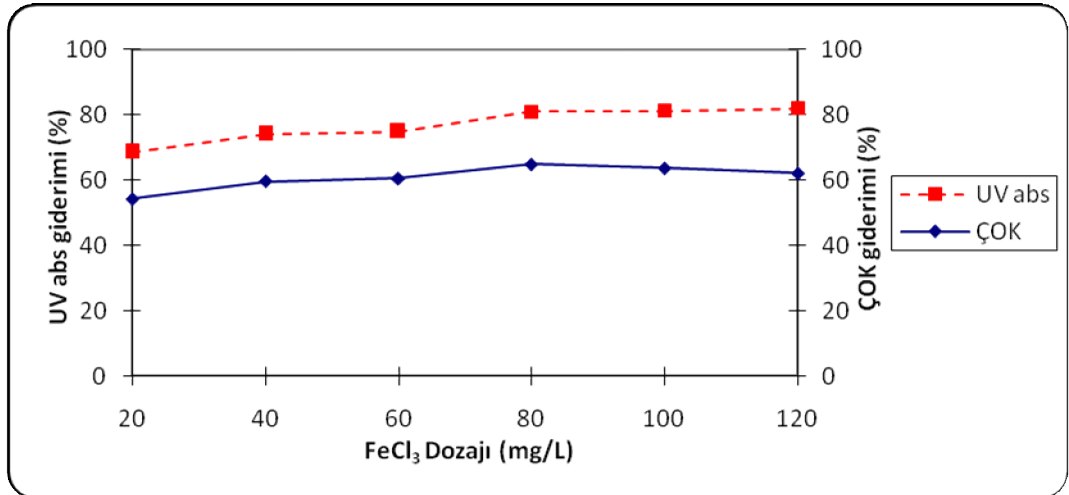
HS: Ham su, AS: Artılmış su

pH 5,25'de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ koagülantı için yapılan optimum dozaj belirleme çalışması neticesinde ÇOK miktarındaki maksimum azalma 80 mg/L'de UV_{254} absorbansındaki maksimum azalma ise 120 mg/L $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ dozajında elde edilmiştir (Şekil 6.13).



Şekil 6.13. pH 5,25'de FeCl₃.6H₂O dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

Şekil 6.14'den de görüldüğü üzere koagülant konsantrasyonu 80 mg/L'ye kadar artan dozajla birlikte ÇOK giderim verimi artmış ve 80 mg/L'nin üzerindeki dozajlarda ise ÇOK giderim veriminde azalma gözlenmiştir. UV₂₅₄ absorbansındaki giderim verimlerine bakıldığında ise 80 ile 120 mg/L koagülant dozajları arasında giderim verimi %80'in üzerinde olurken bu dozajların altında ise %68 ile %75 arasında değişen giderim verimleri elde edilmiştir. Maksimum ÇOK giderimi 80 mg/L'de %64,9 ile gerçekleşirken maksimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi %82,1 ile 120 mg/L koagülant dozajında gerçekleşmiştir.



Şekil 6.14. pH 5,25'de FeCl₃.6H₂O dozajlarına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi

Koagülant yardımcılarının doğal organik madde giderimi üzerindeki etkisini belirlemek üzere optimum koagülasyon şartlarında FeCl₃.6H₂O ile 0,01- 0,2 mg/L arasında artan dozlarda katyonik polielektrolit kullanılarak yapılan jar testi deneyine ait

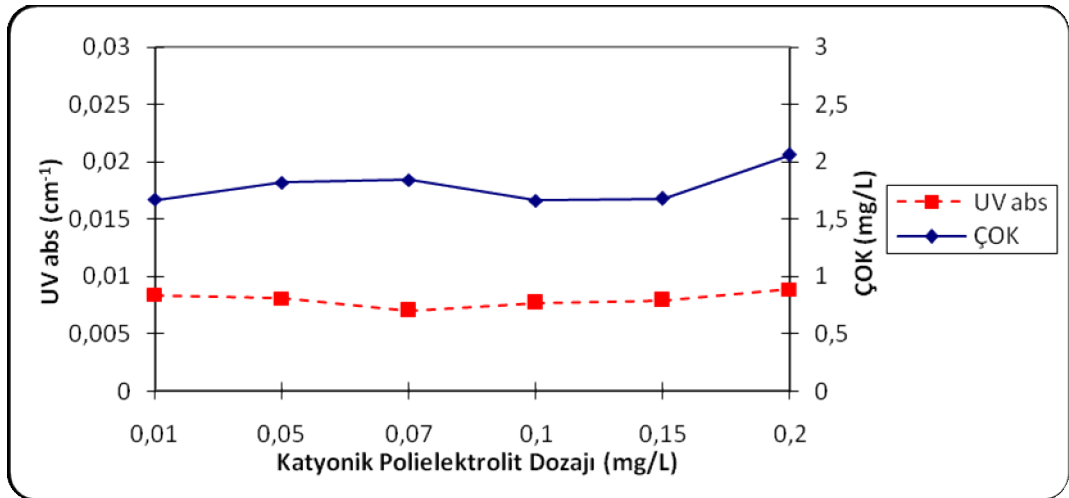
sonuçlar Çizelge 6.10'da verilmiştir. $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için yapılan optimum dozaj belirleme çalışmasında 80-120 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajları arasında yalnızca %1'lik bir fark olması nedeniyle katyonik ve anyonik polielektrolitler için yapılan çalışmalar için alum dozajı 80 mg/L alınmıştır.

Çizelge 6.10. $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + katyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması

FeCl_3 Dozajı (mg/L)	Katyonik Pol. Dozajı (mg/L)	Opt. pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
80	0,01	5,25	4,19	1,67	60,1	0,50	0,0392	0,0084	78,6
80	0,05	5,25	4,19	1,82	56,6	0,45	0,0392	0,0081	79,3
80	0,07	5,25	4,19	1,84	56,1	0,38	0,0392	0,0070	82,1
80	0,1	5,25	4,19	1,66	60,4	0,46	0,0392	0,0077	80,4
80	0,15	5,25	4,19	1,68	60,0	0,47	0,0392	0,0079	79,8
80	0,2	5,25	4,19	2,06	50,8	0,43	0,0392	0,0089	77,3

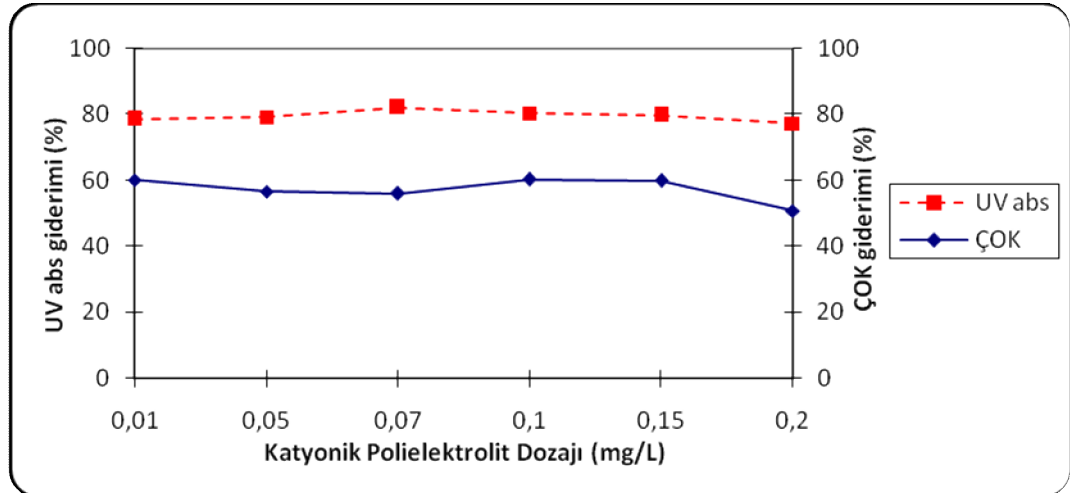
HS: Ham su, AS: Artılmış su

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + katyonik polielektrolit ile yapılan jar testi sonuçları göstermiştir ki ÇOK ile UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalma farklı katyonik polielektrolit dozajlarında gerçekleşmiştir. ÇOK için maksimum azalma 0,1 mg/L katyonik polielektrolit dozajında gerçekleşmiş ve bu dozajda ÇOK değeri 4,19 mg/L'den 1,66 mg/L'ye düşmüştür. UV₂₅₄ absorbansında ise maksimum azalma 0,07 mg/L katyonik polielektrolit dozajında gerçekleşmiştir. Bu dozajda UV₂₅₄ absorbansı değeri 0,0392 cm⁻¹'den 0,0070 cm⁻¹'e düşmüştür (Şekil 6.15).



Şekil 6.15. pH 5,25'de 80 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında katyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

Koagülasyon prosesinde $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + kationik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilen giderim verimleri ile yalnızca $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 'ın kullanılmasıyla elde edilen verimlere bakıldığında ÇOK gideriminin %64,9'dan 60,4'e düştüğü buna karşılık UV_{254} absorbansındaki giderimin %81,1'den %82,1'e yükseldiği görülmüştür (Şekil 6.16).



Şekil 6.16. pH 5,25'te 80 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında kationik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV_{254} absorbansı giderimi

Anyonik polielektrolitin $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyon verimine etkisini belirlemek amacı ile yapılan jar testi deneyinin sonuçları Çizelge 6.11'de verilmiştir.

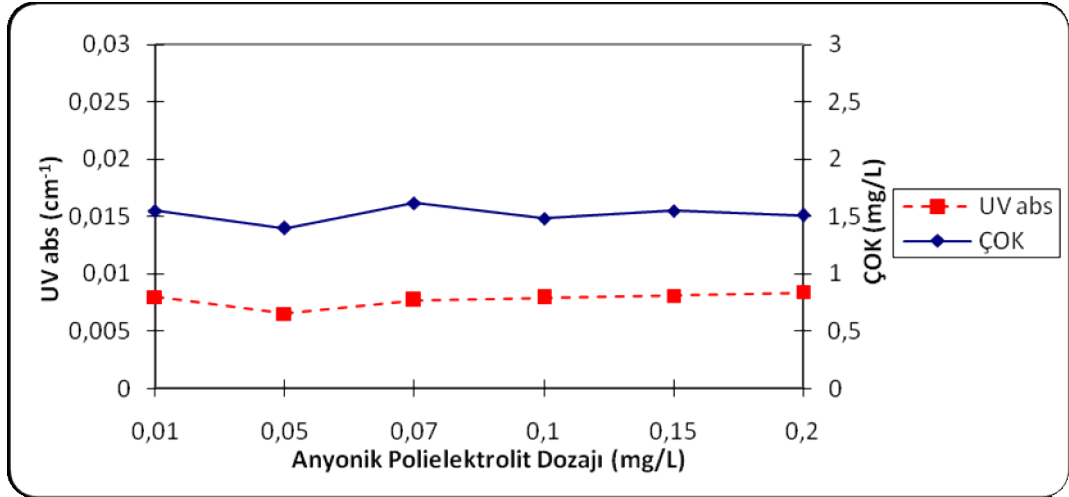
Çizelge 6.11. $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + anyonik polielektrolit ile koagülasyon çalışması

FeCl_3 Dozajı (mg/L)	Anyonik Pol. Dozajı (mg/L)	Opt. pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA ($\text{m}^2/\text{L}/\text{mg}$)	UV_{254} abs (cm^{-1}) HS	UV_{254} abs (cm^{-1}) AS	UV_{254} absorbansı azalması (%)
80	0,01	5,25	4,19	1,55	63,0	0,52	0,0392	0,0080	79,6
80	0,05	5,25	4,19	1,40	66,6	0,46	0,0392	0,0065	83,4
80	0,07	5,25	4,19	1,62	61,3	0,48	0,0392	0,0077	80,4
80	0,1	5,25	4,19	1,48	64,7	0,53	0,0392	0,0079	79,8
80	0,15	5,25	4,19	1,55	63,0	0,52	0,0392	0,0081	79,3
80	0,2	5,25	4,19	1,51	64,0	0,56	0,0392	0,0084	78,6

HS: Ham su, AS: Artılmış su

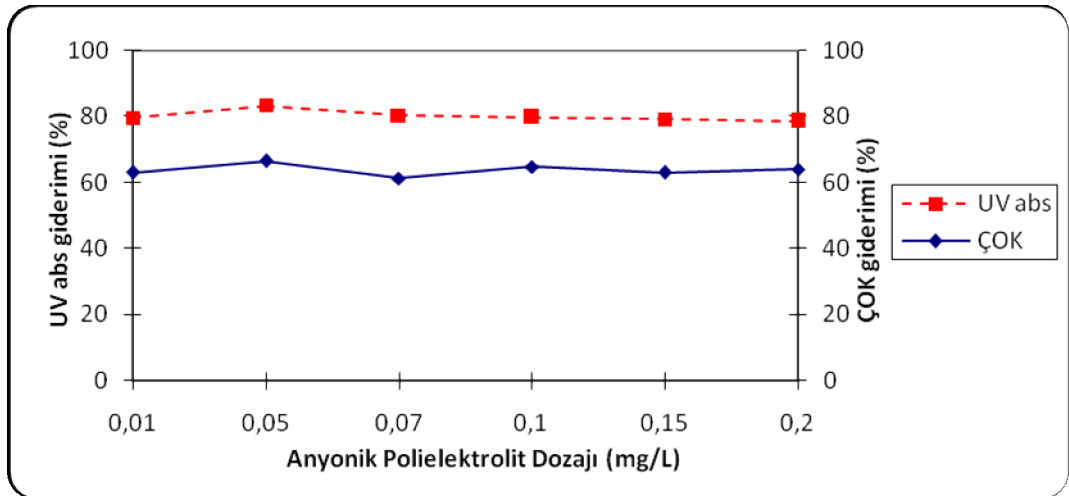
Anyonik polielektrolitin $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile birlikte kullanılmasıyla yapılan jar testi deneyi sonucunda ÇOK ve UV_{254} absorbansındaki maksimum giderimlerin her ikisi içinde aynı dozajlarda gerçekleştiği görülmüştür.

ÇOK miktarındaki maksimum azalma 0,05 mg/L anyonik polielektrolit dozajında gerçekleşmiş ve ÇOK değeri 4,19 mg/L'den 1,4 mg/L'ye düşmüştür. UV_{254} absorbansındaki maksimum azalma ise yine 0,05 mg/L anyonik polielektrolit dozajında gerçekleşmiş ve bu dozajda UV_{254} absorbansı değerinin $0,0392 \text{ cm}^{-1}$ 'den $0,0065 \text{ cm}^{-1}$ 'ye düştüğü gözlenmiştir (Şekil 6.17).



Şekil 6.17. pH 5,25'de 80 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında anyonik polielektrolit dozajına göre ÇOK ve UV_{254} absorbansının değişimi

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile yapılan jar testi deneyleri göstermiştir ki ÇOK ve UV_{254} absorbansının her ikisi içinde maksimum giderim $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılması ile elde edilmiştir. $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılması ile ÇOK için %66,6'lık bir giderim verimi elde edilirken, UV_{254} absorbansında ise %83,4'lük bir giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 6.18).



Şekil 6.18. pH 5,25'de 80 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında anyonik polielektrolit dozajına bağlı olarak ÇOK ve UV_{254} absorbansı giderimi

80 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ tek başına, katyonik ve anyonik polielektrolitlerle birlikte kullanılmasıyla elde edilen ÇOK ve UV_{254} absorbansındaki giderim değerlerine bakıldığında, ÇOK için sırasıyla %64,9, %60,4 ve %66,6'lık giderim verimleri elde edilmiş, UV_{254} absorbansındaki giderim verimleri ise %81,1, %82,1 ve %83,4 değerlerinde elde edilmiştir. Sonuç olarak $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile yapılan jar testi deneyleri göstermiştir ki maksimum ÇOK giderimi (%66,6) $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + anyonik polielektrolitin (0,05 mg/L) birlikte kullanılmasıyla elde edilirken, UV_{254} absorbansındaki maksimum giderim (%83,4) ise yine $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ + anyonik polielektrolitin (0,05 mg/L) birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir.

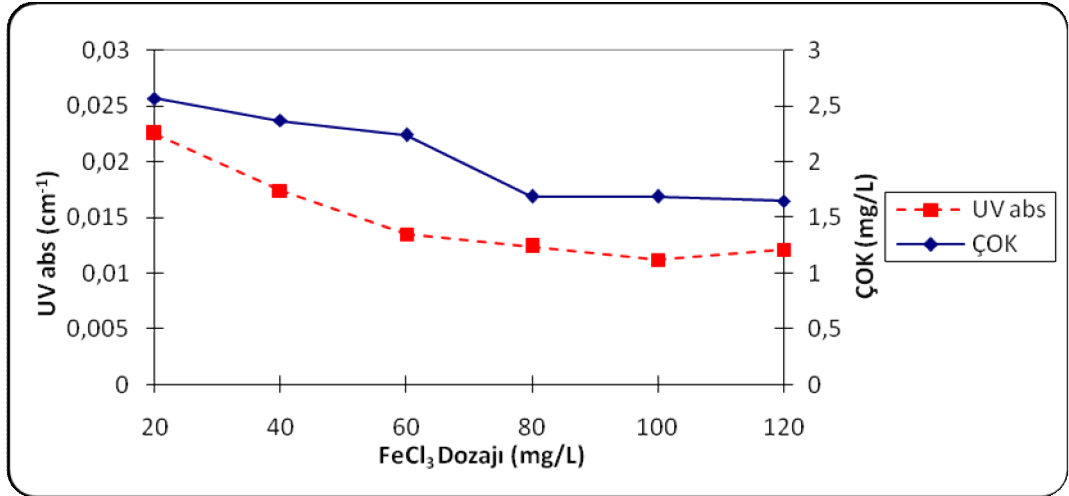
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için hamsu numunesinde herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın optimum $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajını belirlemek için yapılan deneysel çalışmaya ait sonuçlar Çizelge 6.12'de verilmiştir.

Çizelge 6.12. pH ayarlanmaksızın $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

FeCl ₃ Dozajı (mg/L)	pH HS	Deney Sonunda Ölçülen pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbansı azalması (%)
20	8,18	7,64	4,19	2,57	38,7	0,88	0,0392	0,0225	42,6
40	8,18	7,45	4,19	2,37	43,4	0,73	0,0392	0,0174	55,6
60	8,18	7,18	4,19	2,24	46,5	0,60	0,0392	0,0135	65,6
80	8,18	6,92	4,19	1,69	59,7	0,73	0,0392	0,0124	68,4
100	8,18	6,65	4,19	1,69	59,7	0,66	0,0392	0,0112	71,4
120	8,18	6,38	4,19	1,65	60,6	0,73	0,0392	0,0121	69,1

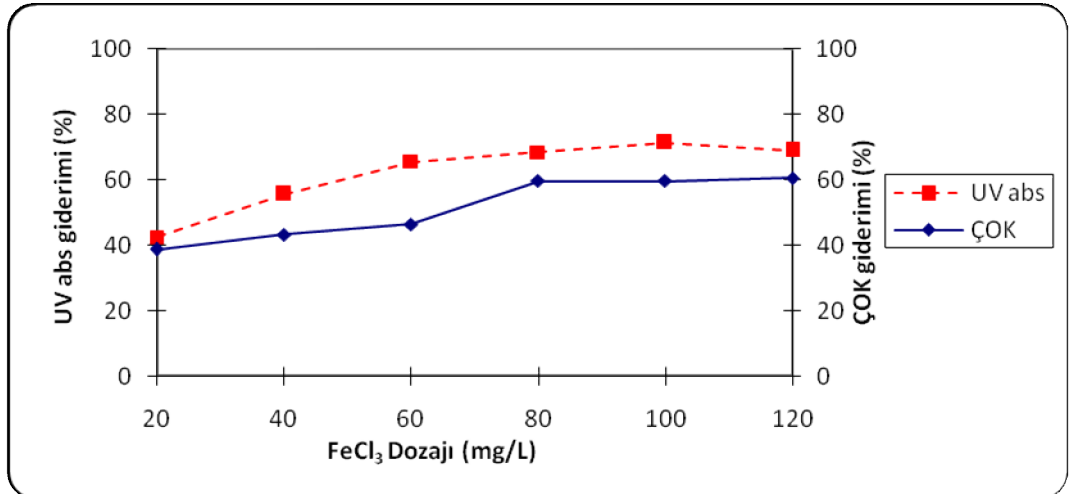
HS: Ham su, AS: Artılmış su

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ için herhangi bir pH ayarlaması yapılmaksızın yapılan jar testi deneyi sonucunda 80 ve 100 mg/L konsantrasyonlarda ÇOK miktarı 4,19 mg/L'den 1,69 mg/L'ye düşmüştür. Ancak ÇOK miktarındaki maksimum azalma 120 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında gerçekleşmiş ve ÇOK değeri 1,65 mg/L'ye düşmüştür. UV_{254} absorbansındaki maksimum azalma ise 100 mg/L $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dozajında gerçekleşmiş ve UV_{254} absorbansı değeri 0,0392 cm⁻¹'den 0,0112 cm⁻¹'ye düşmüştür (Şekil 6.19).



Şekil 6.19. pH ayarı yapılmaksızın FeCl₃.6H₂O dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

ÇOK giderimi artan FeCl₃.6H₂O dozajı ile birlikte artış gösterirken yalnızca 80 ve 100 mg/L dozajlarında değişmeyerek sabit kalmıştır. ÇOK gideriminde maksimum verim 120 mg/L FeCl₃.6H₂O dozajında %60,6'lık bir verimle gerçekleşmiştir. UV₂₅₄ absorbansındaki giderim verimi ise 20 ile 80 mg/L dozajları arasında artan FeCl₃.6H₂O dozajı ile birlikte artış gösterirken 100 mg/L dozajda maksimum değerine ulaşarak %71,4'lük bir giderim verimi elde edilmiştir. Dozajın 120 mg/L'ye çıkmasıyla birlikte UV₂₅₄ absorbansı gideriminde azda olsa bir azalma meydana gelerek %69,1'lik bir giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 6.20).



Şekil 6.20. pH ayarı yapılmaksızın FeCl₃.6H₂O dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi

6.2.3. PACI ile koagülasyon

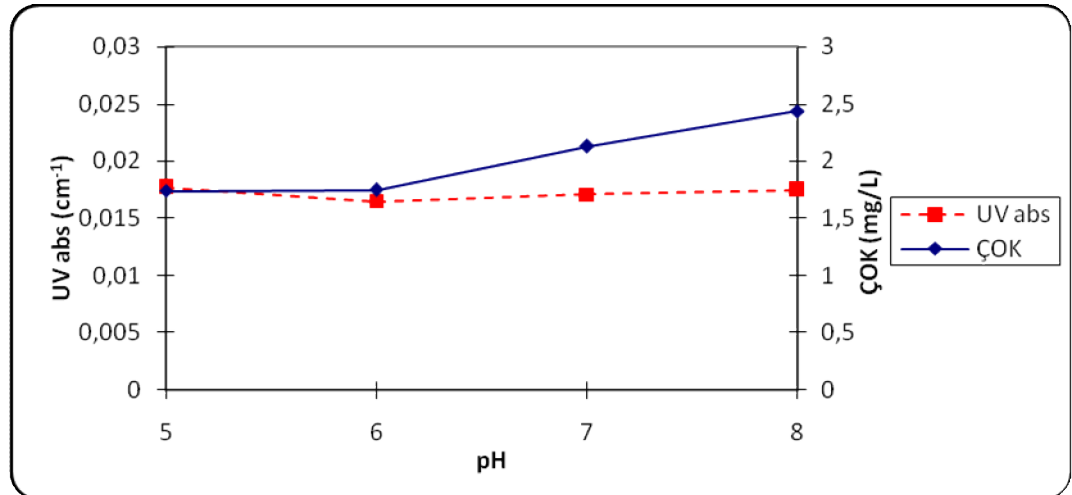
Poli Alüminyum Klorür'ün (PACI) koagülasyon prosesi ile organik madde giderimine etkisini belirlemek amacıyla yapılan optimum pH çalışmasına ait sonuçlar Çizelge 6.13'de verilmiştir.

Çizelge 6.13. PACI ile koagülasyonda optimum pH belirleme çalışması sonuçları

PACI Dozajı (mg/L)	pH HS	Seçilen pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ² /L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbanı azalması (%)
40	8,18	5	4,19	1,74	58,5	1,02	0,0392	0,0177	54,8
40	8,18	6	4,19	1,75	58,2	0,94	0,0392	0,0165	57,9
40	8,18	7	4,19	2,13	49,2	0,80	0,0392	0,0171	56,4
40	8,18	8	4,19	2,44	41,8	0,72	0,0392	0,0175	55,4

HS: Ham su, AS: Artılmış su

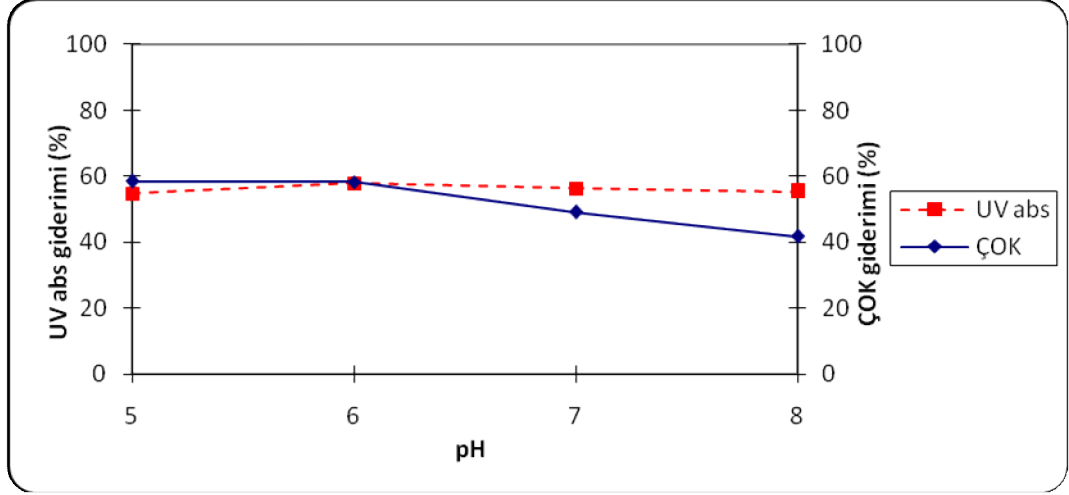
Şekil 6.21'den de görüldüğü gibi PACI ile yapılan deneysel çalışma neticesinde organik madde miktarındaki en fazla azalmanın pH 6'da meydana geldiği gözlenmiştir. Bu pH değerinde UV₂₅₄ absorbanı 0,0392 cm⁻¹'den 0,0165 cm⁻¹'e düşerken pH 6'nın üzerindeki ve altındaki pH değerlerinde organik madde azalması daha az olmuştur. ÇOK miktarındaki maksimum azalma pH 5'de gerçekleşirken pH 6'da ki giderim ile aralarında 0,01mg/L'lik bir fark gözlenmiştir.



Şekil 6.21. PACI ile koagülasyonda ÇOK ve UV₂₅₄ absorbanı değerlerinin pH'a göre değişimi

PACI ile yapılan jar testi sonucunda PACI için optimum pH değerinin alum koagülantında olduğu gibi pH 6'da gerçekleştiği tespit edilmiştir. UV₂₅₄ absorbanısındaki giderim bütün pH değerlerinde %50'nin üzerinde olurken maksimum giderim %57,9 ile

pH 6'da gerçekleşmiştir (Şekil 6.22). ÇOK giderimi ise pH 5 ve 6 değerlerinde %58'in üzerinde olup diğer pH değerlerinde ise %50'nin altında kalmıştır.



Şekil 6.22. PACI ile koagülasyonda pH'ya göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbanısı giderimleri

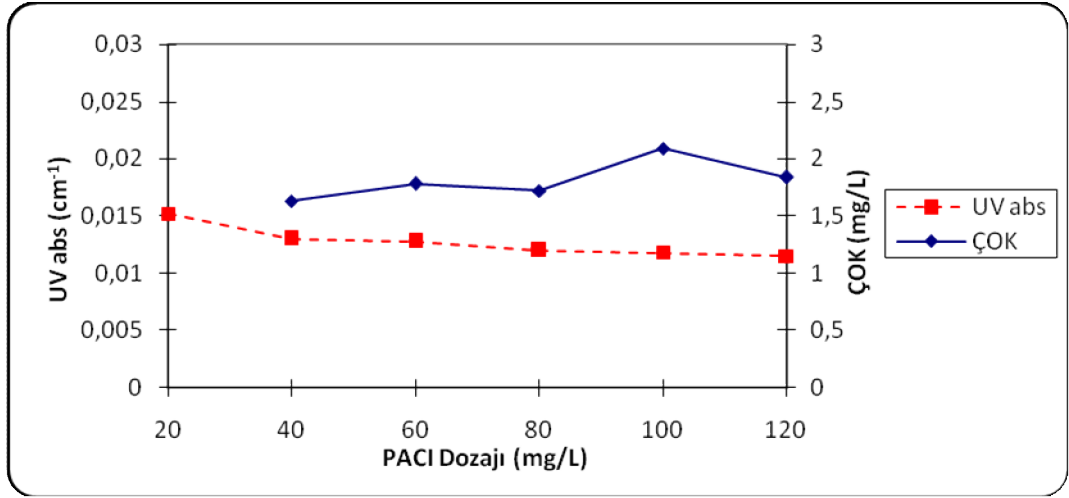
PACI ile koagülasyonda optimum koagülant dozunu belirleme deneyine ait sonuçlar Çizelge 6.14'de verilmiştir.

Çizelge 6.14. PACI ile koagülasyonda optimum doz belirleme çalışması sonuçları

PACI Dozajı (mg/L)	Optimum pH	ÇOK (mg/L) HS	ÇOK (mg/L) AS	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA (m ⁻¹ L/mg)	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) HS	UV ₂₅₄ abs (cm ⁻¹) AS	UV ₂₅₄ absorbanısı azalması (%)
20	6	4,19	-	-	-	0,0392	0,0175	55,4
40	6	4,19	1,63	61,1	0,98	0,0392	0,0160	59,2
60	6	4,19	1,78	57,5	0,79	0,0392	0,0141	64,0
80	6	4,19	1,72	58,9	0,77	0,0392	0,0133	66,1
100	6	4,19	2,09	50,1	0,60	0,0392	0,0125	68,1
120	6	4,19	1,84	56,1	0,70	0,0392	0,0128	67,4

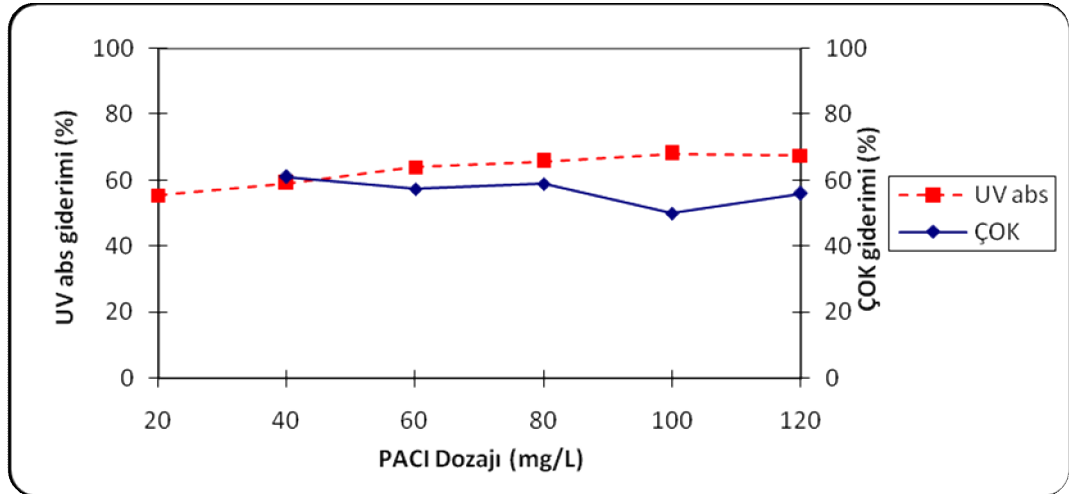
HS: Ham su, AS: Artılmış su

pH 6'da PACI koagülantı için yapılan optimum dozaj belirleme çalışması neticesinde UV₂₅₄ absorbanısı miktarındaki maksimum azalma 100 mg/L de gerçekleşmiş ve UV₂₅₄ değeri 0,0392 cm⁻¹'den 0,0125 cm⁻¹'e düşmüştür. 100 mg/L'nin altındaki ve üstündeki dozajlardaki UV₂₅₄ absorbanısı azalması daha az olmuştur (Şekil 6.23). ÇOK miktarındaki değişim koagülant dozajındaki artışla bir paralellik göstermemiş ve 60 ile 100 mg/L koagülant dozajlarındaki azalma kendilerinden önceki ve sonraki dozajlara göre daha az olmuştur.



Şekil 6.23. pH 6'da PACI dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansının değişimi

20 ile 40 mg/L PACI dozajlarında UV₂₅₄ giderimi %60'ın altında kalırken diğer bütün dozajlarda %60'ın üzerinde bir verim sağlanmış ve maksimum giderim 100 mg/L PACI dozajında %68,1 ile gerçekleşmiştir (Şekil 6.24). ÇOK giderimi ise tüm dozajlar için %50'nin üzerinde olup maksimum giderim 40 mg/L PACI dozajında %61,1 olarak gerçekleşmiştir.



Şekil 6.24. pH 6'da PACI dozajına göre ÇOK ve UV₂₅₄ absorbansı giderimi

6.2.4. Optimum koagülasyon koşullarında organik madde konsantrasyonlarının değişimi

Optimum koagülasyon koşullarında kullanılan koagülant ve koagülant yardımcılarının, doğal organik madde miktarına etkilerini belirlemek amacıyla ÇOK, 254 nm'deki UV absorbansı ve SUVA değeri gibi temsili parametreler incelenmiştir. Koagülant dozajı bütün koagülant maddeler için 80 mg/L alınmıştır. UV₂₅₄ absorbansı

gideriminin maksimum olduğu polielektrolit dozajları optimum doz olarak belirlenmiştir. Buna göre FeCl_3 için optimum anyonik polielektrolit dozu 0,05 mg/L katyonik polielektrolit dozajı ise 0,07 mg/L olarak tespit edilmiştir. Alum için yapılan deneysel çalışma neticesinde ise hem anyonik hemde katyonik polielektrolit için 0,07 mg/L polielektrolit dozajı optimum doz olarak tespit edilmiştir. Çizelge 6.15'te bu parametrelere ait bulgular verilmiştir.

Çizelge 6.15. Koagülant ve koagülant yardımcıların doğal organik madde miktarına etkileri

Örnek	Optimum pH	Koagülant Dozajı (mg/L)	ÇOK (mg/L)	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA ($\text{m}^{-1}\text{L}/\text{mg}$)	UV ₂₅₄ abs (cm^{-1})	UV ₂₅₄ absorbanı azalması (%)
Ham su	8,18	-	4,19	-	0,94	0,0392	-
Alum	6	80	2,02	51,8	0,60	0,0120	69,4
Alum + KP	6	80	1,98	52,7	0,59	0,0117	70,2
Alum + AP	6	80	2,08	50,4	0,52	0,0108	72,5
FeCl_3	5,25	80	1,47	64,9	0,50	0,0074	81,1
FeCl_3 + KP	5,25	80	1,66	60,4	0,42	0,0070	82,1
FeCl_3 + AP	5,25	80	1,40	66,6	0,46	0,0065	83,4
PACI	6	80	1,72	58,9	0,77	0,0133	66,1

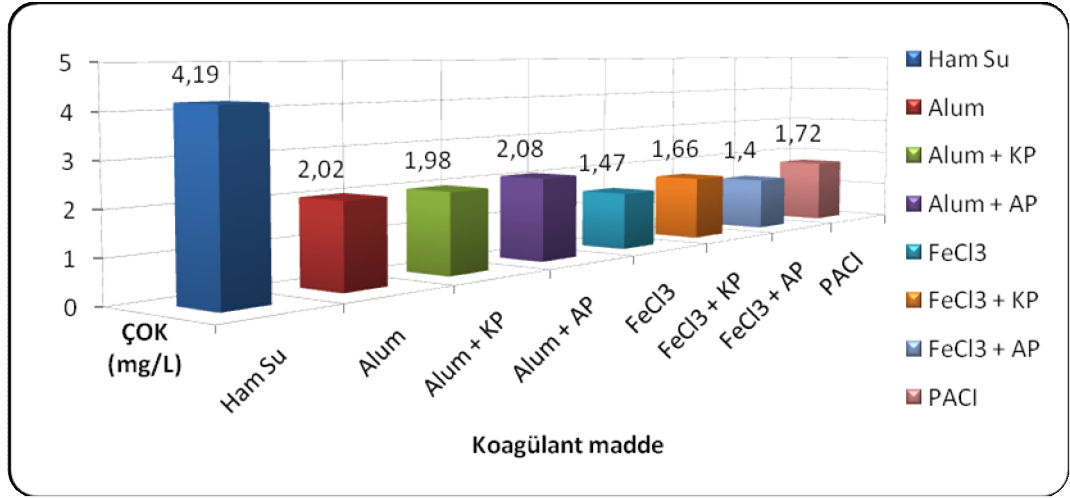
ÇOK: Çözünmüş organik karbon

SUVA: Spesifik UV absorbanı

KP: Katyonik polielektrolit

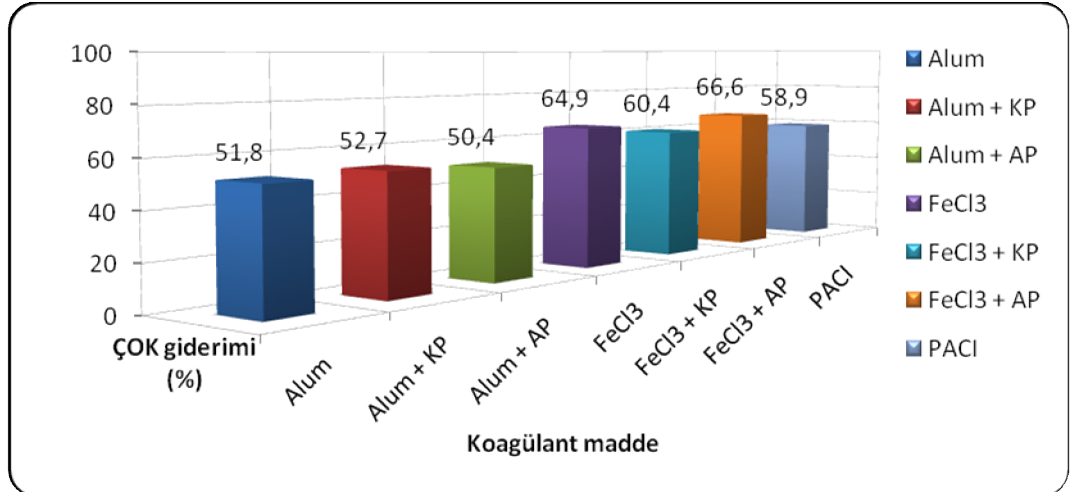
AP: Anyonik polielektrolit

Yapılan jar testi deneyleri sonucuna göre koagülant madde olarak FeCl_3 kullanılması halinde ÇOK miktarındaki azalmanın alum ve PACI'e göre daha etkili olduğu tespit edilmiştir. ÇOK miktarındaki maksimum azalma FeCl_3 ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilirken ÇOK değeri 4,19 mg/L'den 1,4 mg/L'ye düşmüştür. FeCl_3 'ün tek başına kullanılması durumunda ÇOK değeri 1,47 mg/L'ye düşerken katyonik polielektrolit ile birlikte kullanılması durumunda ÇOK miktarındaki azalma daha düşük miktarlarda kalarak 1,66 mg/L değeri elde edilmiştir. Alum ile yapılan deneysel çalışma neticesinde ise ÇOK miktarındaki en fazla azalma alum ile katyonik polielektrolitin birlikte kullanılması ile elde edilirken bunu sırasıyla alumun tek başına kullanılması ve alum ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılması takip etmiştir. PACI ile yapılan deneysel çalışma neticesinde ise ÇOK miktarındaki azalma alum göre daha iyi olurken demir (III) klorüre göre daha kötü olup 1,72 mg/L olarak gerçekleşmiştir (Şekil 6.25).



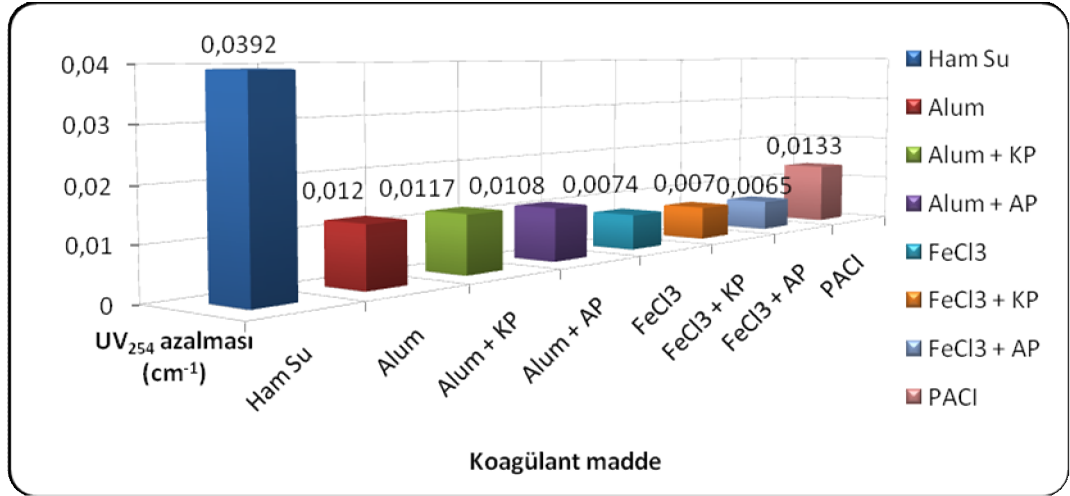
Şekil 6.25. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK miktarındaki azalma

ÇOK giderim verimlerine bakıldığında koagülant madde olarak PACI, alum ve alum ile polielektrolitlerin kullanılması durumlarında %50'nin üzerinde bir giderim verimi elde edilirken FeCl₃ ve FeCl₃ ile polielektrolitlerin kullanılması durumunda ise %60'ın üzerinde bir giderim verimi sağlanmıştır. Maksimum giderim verimi ise %66,6 ile FeCl₃'ün anyonik polielektrolit ile birlikte kullanılmasıyla sağlanmıştır (Şekil 6.26).



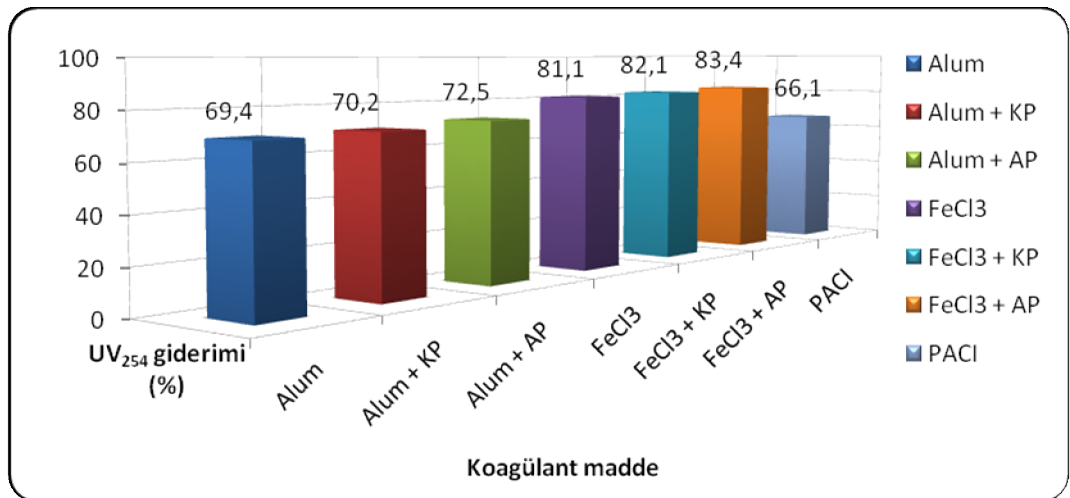
Şekil 6.26. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile ÇOK giderimi

UV₂₅₄ absorbansındaki maksimum azalma FeCl₃ koagülantı ile birlikte anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilirken UV₂₅₄ absorbansı değeri 0,0392 cm⁻¹'den 0,0065 cm⁻¹'e düşmüştür. UV₂₅₄ absorbansındaki minimum azalma ise PACI koagülantının yalnız olarak kullanılmasıyla elde edilmiş ve UV₂₅₄ absorbansı 0,0133 cm⁻¹'e düşmüştür (Şekil 6.27).



Şekil 6.27. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV₂₅₄ absorbansı miktarındaki azalma

UV₂₅₄ absorbansı giderim verimi FeCl₃'ün yalnız ve polielektrolitler ile birlikte kullanıldığı üç farklı durum içinde %80'in üzerinde meydana gelirken maksimum giderim verimi %83,4 ile FeCl₃'ün anyonik polielektrolit ile birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir. Alumin yalnız olarak kullanıldığı durumda giderim verimi %70'in altında kalırken alumin anyonik ve katyonik polielektrolitler ile birlikte kullanıldığı deneylerde ise UV₂₅₄ absorbansı giderim verimi %70'in üzerinde olmuştur. Alum koagülantı için maksimum giderim alum ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanıldığı durumda %72,5 ile gerçekleşmiştir. Minimum UV₂₅₄ absorbansı giderimi ise PACI ile yapılan jar testi sonucunda elde edilmiş ve %66,1'lik bir giderim sağlanmıştır (Şekil 6.28).



Şekil 6.28. Farklı koagülant ve koagülant yardımcıları ile UV₂₅₄ absorbansı giderimi

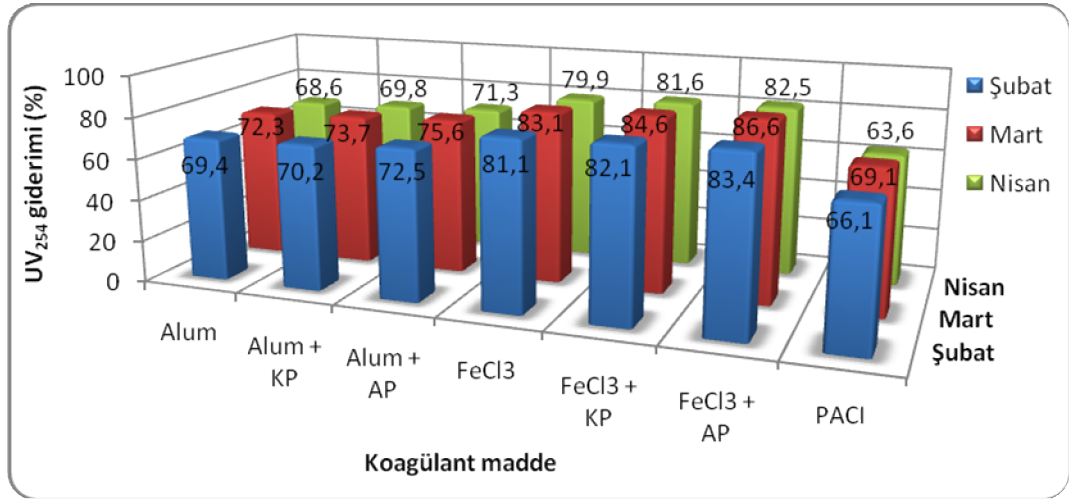
80 mg/L koagülant dozajında, UV_{254} absorbanı gideriminin maksimum olduğu polielektrolit dozajlarında Şubat, Mart ve Nisan aylarında yapılan jar testi deneyleri neticesinde elde edilen sonuçlar Çizelge 6.16'da verilmiştir.

Çizelge 6.16. 80 mg/L koagülant dozajında UV_{254} absorbanı gideriminin optimum olduğu polielektrolit dozajlarında yapılan jar testlerine ait sonuçlar

Zaman (ay)	Örnek	Optimum pH	ÇOK (mg/L)	ÇOK Giderim Verimi (%)	SUVA ($m^{-1}L/mg$)	UV_{254} abs (cm^{-1})	UV_{254} absorbanı azalması (%)
Şubat (2008)	Ham su	8,18	4,19	-	0,94	0,0392	-
	Alum	6	2,02	51,8	0,60	0,0120	69,4
	Alum + KP	6	2,36	43,7	0,50	0,0117	70,2
	Alum + AP	6	2,08	50,4	0,52	0,0108	72,5
	$FeCl_3$	5,25	1,47	64,9	0,50	0,0074	81,1
	$FeCl_3$ + KP	5,25	1,84	56,1	0,38	0,0070	82,1
	$FeCl_3$ + AP	5,25	1,40	66,6	0,46	0,0065	83,4
	PACI	6	1,72	58,9	0,77	0,0133	66,1
Mart (2008)	Ham su	8,14	3,94	-	1,82	0,0716	-
	Alum	6	1,60	59,4	1,24	0,0198	72,3
	Alum + KP	6	1,98	49,8	0,95	0,0188	73,7
	Alum + AP	6	1,46	62,9	1,20	0,0175	75,6
	$FeCl_3$	5,25	1,73	56,1	0,70	0,0121	83,1
	$FeCl_3$ + KP	5,25	1,40	64,5	0,79	0,0110	84,6
	$FeCl_3$ + AP	5,25	1,25	68,3	0,77	0,0096	86,6
	PACI	6	1,38	64,9	1,60	0,0221	69,1
Nisan (2008)	Ham su	8,25	2,51	-	1,35	0,0338	-
	Alum	6	-	-	-	0,0106	68,6
	Alum + KP	6	1,44	42,6	0,71	0,0102	69,8
	Alum + AP	6	1,33	47,0	0,73	0,0097	71,3
	$FeCl_3$	5,25	1,24	50,6	0,55	0,0068	79,9
	$FeCl_3$ + KP	5,25	1,32	47,4	0,47	0,0062	81,6
	$FeCl_3$ + AP	5,25	1,16	53,8	0,51	0,0059	82,5
	PACI	6	-	-	-	0,0123	63,6

Çizelge 6.16'dan da görüldüğü üzere Şubat ayında 80 mg/L koagülant dozajında, optimum UV_{254} absorbanı gideriminin gerçekleştiği anyonik ve kationik polielektrolit dozajları kullanılarak Mart ve Nisan aylarında gerçekleştirilen jar testi deneyleri sonuçları yer

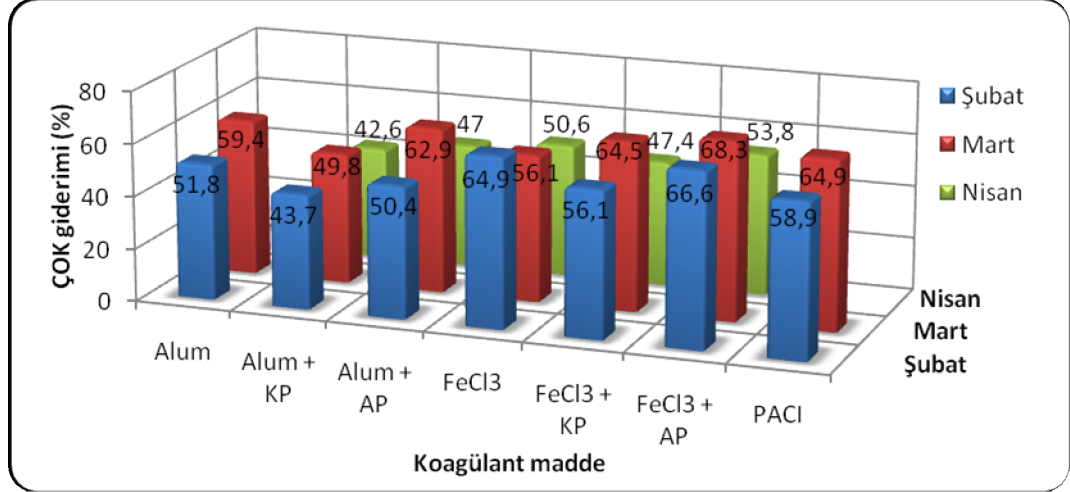
almaktadır. Şekil 6.29’da görüldüğü gibi Mart ve Nisan aylarında elde edilen UV_{254} absorbansı giderim sonuçları Şubat ayında elde edilen sonuçlarla bir paralellik göstermiştir. Elde edilen UV_{254} absorbansı giderim verimlerine bakıldığında ham suyun UV_{254} absorbansı değerindeki artışla birlikte giderim veriminde arttığı görülmektedir. UV_{254} absorbansı gideriminin maksimum olduğu koagülant maddeler Şubat, Mart ve Nisan aylarının her üçü içinde aynı olup $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir.



Şekil 6.29. 80 mg/L koagülant dozajında optimum polielektrolit dozajlarında Şubat, Mart ve Nisan aylarında yapılan jar testleri sonucunda elde edilen UV_{254} absorbansı giderim verimleri

Şekil 6.30’da yer alan ÇOK giderim verimlerine bakıldığında ise UV_{254} absorbansı gideriminde olduğu gibi Şubat, Mart ve Nisan aylarının her üçü içinde maksimum giderim $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir. $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ile anyonik polielektrolitin kullanılmasıyla elde edilen ÇOK giderim verimi ham suyun UV_{254} absorbansı değerindeki artışla birlikte artarken azalmasıyla birlikte azalmıştır. Alum ve polielektrolitlerin kullanıldığı durumlara bakıldığında ise Şubat ayında elde edilen ÇOK giderim verimlerinin alumun tek başına ve anyonik polielektrolitle birlikte kullanıldığı durumlarda, alumun katyonik polielektrolitle birlikte kullanıldığı duruma göre daha iyi olduğu gözlenmiştir. Alum için maksimum ÇOK giderimi Şubat ayında alumun yalnız olarak kullanılması ile elde edilirken alum ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilen ÇOK giderimiyle arasında küçük bir fark olduğu görülmüştür. Mart ve Nisan aylarında gerçekleştirilen jar testi denemelerinde ise maksimum ÇOK giderimi alum ile anyonik polielektrolitin birlikte kullanılmasıyla elde edilmiştir. PACI’nın koagülant madde olarak kullanıldığı durumlara bakıldığında ise UV_{254} absorbansı giderimi genellikle alumun kullanıldığı durumlardan

daha düşük olurken ÇOK giderim verimleri alumun ve alum ile polielektrolitlerin kullanıldığı farklı koşulların hepsinden daha yüksek olmuştur.



Şekil 6.30. 80 mg/L koagülant dozajında optimum polielektrolit dozajlarında Şubat, Mart ve Nisan aylarında yapılan jar testleri sonucunda elde edilen ÇOK giderim verimleri

6.3. Şebeke Suyunda THM Oluşumu

Sivas ilinin içme suyu ihtiyacının büyük bir bölümünü karşılayan Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nden beslenen şebeke sisteminde belirlenen 5 noktadan ve arıtma tesisi girişinden alınan ham su numunesi olmak üzere toplam 6 adet su numunesinde THM analizleri yapılmıştır. Çizelge 6.17'de numune alma noktaları ve bu noktaların içme suyu arıtma tesisine olan uzaklıkları verilmiştir. Şebekeden alınan 5 adet su numunesinde yerinde bakiye klor ölçümü yapılmıştır. Ham su numunesinde klorlama sonucu oluşacak THM oluşum potansiyeli (THMOP)'ni belirlemek için İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvarında uygulanan deneysel prosedüre göre ham su numunesine 13 mg/L klor dozu verilerek 7 günlük bekleme süresi sonunda THM analizi yapılmıştır. Şebekeden alınan numunelerin ise doğrudan analizleri yapılarak THM değerleri belirlenmiştir. Yapılan ölçümler neticesinde elde edilen THM değerleri Çizelge 6.18'de verilmiştir.

Çizelge 6.17. Sivas şehir şebekesinden numune alma noktaları ve arıtma tesisine olan uzaklıklar

Numune No	Sivas Şehir Şebekesinden Numune Alınan Noktalar	Arıtma Tesisine Olan Uzaklık (km)
1	Seyranteppe Mahallesi – Depo Çıkışı	3
2	Mevlana Caddesi – Daştan Apartmanı	4,5
3	Kızılay Sokağı – SİBESKİ Müdürlüğü Binası	6
4	Kümbet - Tarım Kredi Kooperatifi Bölge Birliği Müdürlüğü	10
5	Sivas Ankara Karayolu – Bölge Trafik	16

Çizelge 6.18. Sivas şebekesinden alınan numunelerde THM sonuçları

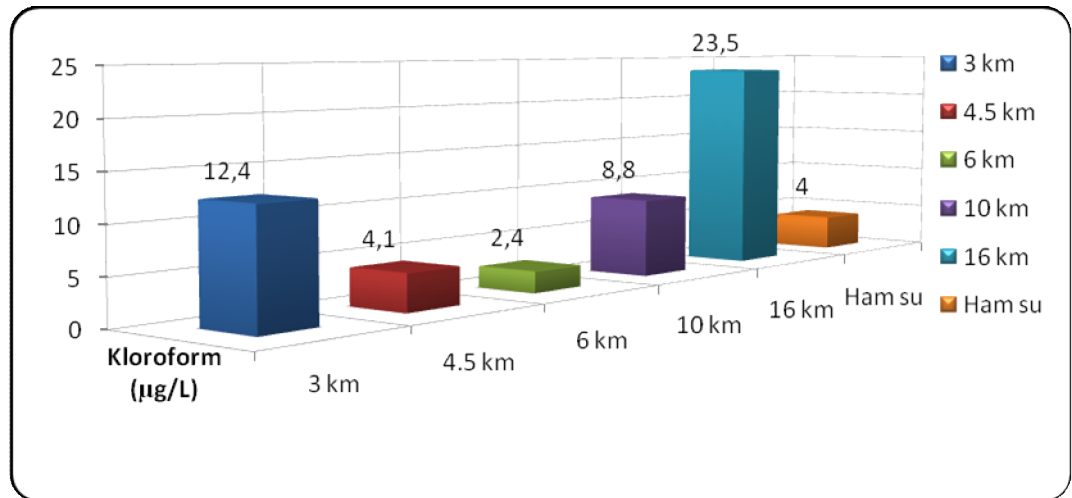
Numune No	Bakiye Klor (mg/L)	Kloroform	BDKM	DBKM	Bromoform	Toplam THM
		$\mu\text{g/L}$				
1	0,4	12,4	4,0	1,8	0,0	18,2
2	0,4	4,1	14,2	30,5	16,9	65,7
3	0,4	2,4	11,1	27,8	19,4	60,8
4	0,3	8,8	20,8	30,4	10,2	70,2
5	0,2	23,5	21,6	17,7	3,3	66,1
Hamsu	-	4,0	18,7	44,4	31,6	98,7

BDKM: Bromodiklorometan

DBKM: Dibromoklorometan

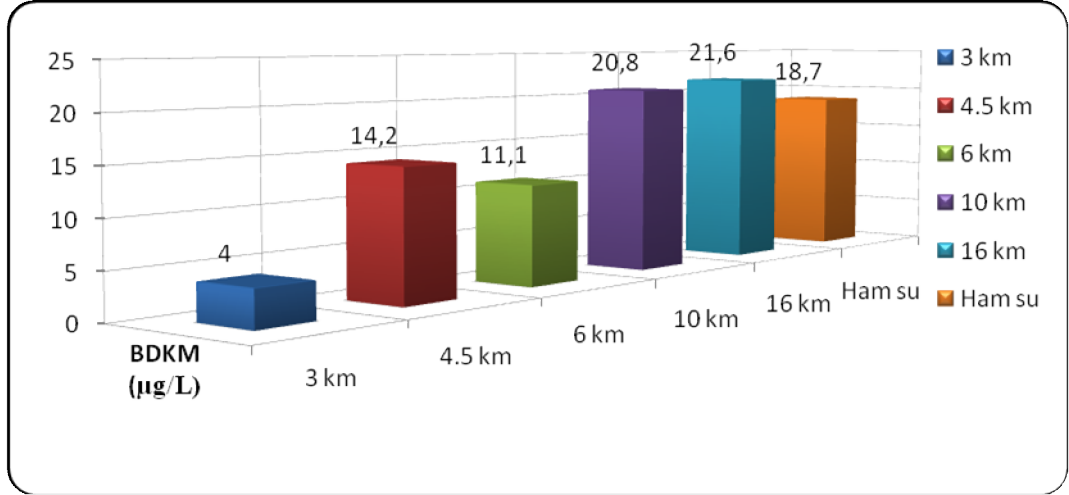
Şebekeden alınan numunelerde yapılan analiz sonuçları incelendiğinde; Kloroform değerlerinin 2,4-23,5 $\mu\text{g/L}$, Bromodiklorometan değerlerinin 4,0-21,6 $\mu\text{g/L}$, Dibromoklorometan değerlerinin 1,8-30,5 $\mu\text{g/L}$, Bromoform değerlerinin 0,0-19,4 $\mu\text{g/L}$ ve Toplam THM (TTHM) değerlerinin ise 18,2-70,2 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre şebekeden alınan numunelerdeki Kloroform, BDKM, DBKM, Bromoform ve TTHM konsantrasyonlarının ham su numunesi ve içme suyu şebeke sistemindeki değişimleri Şekil 6.31, 6.32, 6.33, 6.34 ve 6.35’de görülmektedir.

Kloroform konsantrasyonu depo çıkışında 12,4 $\mu\text{g/L}$ değerindeyken 3 nolu noktaya kadar bir düşüş eğilimi gözlenmiş ve bundan sonraki noktalarda ise konsantrasyonlar artmış ve maksimum değer 23,5 $\mu\text{g/L}$ ile 5 nolu noktada gözlenmiştir. Ham sudaki kloroform konsantrasyonu ise 4 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Şekil 6.31).

**Şekil 6.31.** Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Kloroform konsantrasyonları

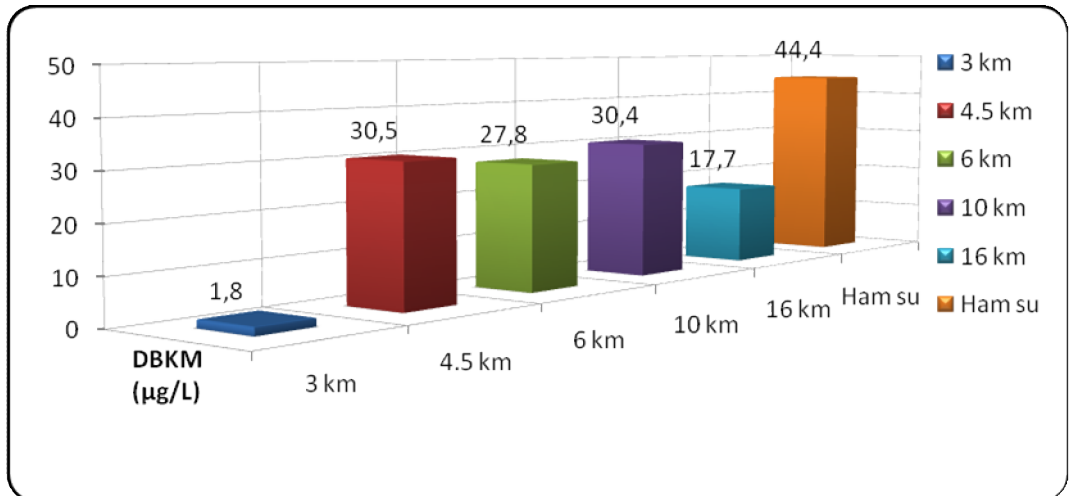
Bromodiklorometan konsantrasyonu genellikle mesafe arttıkça artış eğilimi göstermiş ve yalnızca 3 nolu noktada bir önceki noktaya göre bir miktar

Bromodiklorometan konsantrasyonu düşmüştür. Maksimum Bromodiklorometan konsantrasyonu Kloroformda olduğu gibi 5 nolu noktada 21,6 $\mu\text{g/L}$ olarak gözlenmiştir. Ham sudaki Bromodiklorometan konsantrasyonu ise 18,7 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Şekil 6.32).



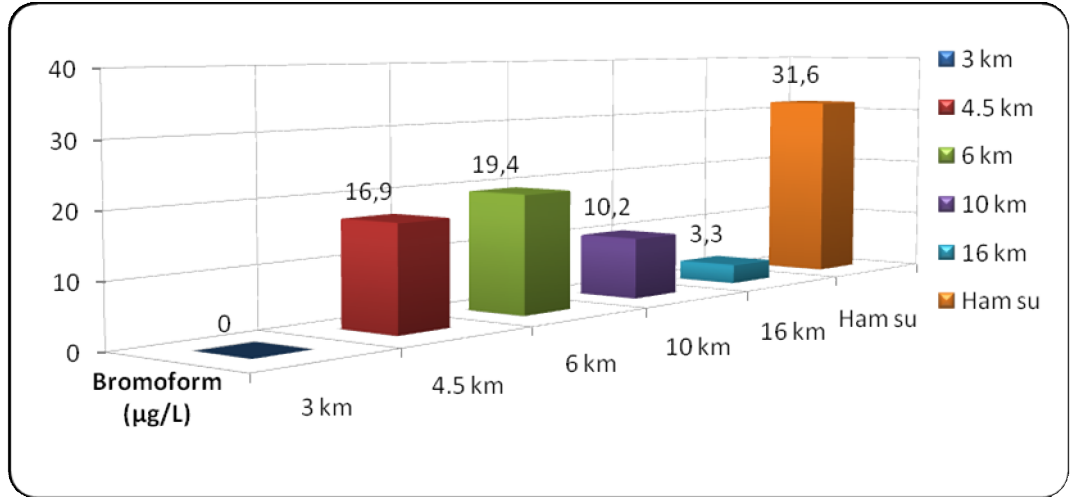
Şekil 6.32. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Bromodiklorometan konsantrasyonları

Dibromoklorometan konsantrasyonu 1,8 $\mu\text{g/L}$ ile 30,5 $\mu\text{g/L}$ arasında değişirken maksimum değer 2 nolu noktada 30,5 $\mu\text{g/L}$ olarak gözlenmiştir. 2 ve 4 nolu noktalarda elde edilen Dibromoklorometan konsantrasyonu arasında çok küçük bir fark gözlenirken 5 nolu noktadaki konsantrasyon ise yaklaşık olarak bir önceki noktanın yarısı kadar olarak ölçülmüştür. Ham sudaki Dibromoklorometan konsantrasyonu ise 44,4 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Şekil 6.33).



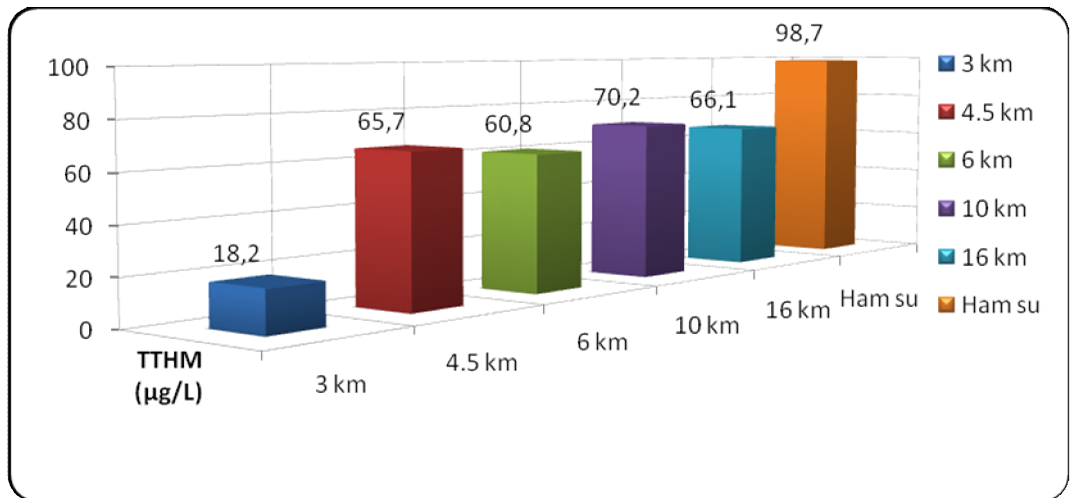
Şekil 6.33. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Dibromoklorometan konsantrasyonları

Bromoform konsantrasyonu 1 nolu noktada sıfır olarak ölçülürken 3 nolu noktaya kadar artış eğilimi göstermiş ve maksimum değerine 19,4 $\mu\text{g/L}$ ile 3 nolu noktada ulaşmıştır. 3 nolu noktadan sonra ise Bromoform konsantrasyonu düşüş eğilimi göstermiştir. Ham sudaki Bromoform konsantrasyonu ise 31,6 $\mu\text{g/L}$ olarak ölçülmüştür (Şekil 6.34).



Şekil 6.34. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki Bromoform konsantrasyonları

TTHM miktarı en düşük 18,2 $\mu\text{g/L}$ ile 1 nolu noktada gözlenirken diğer noktalarda 60 $\mu\text{g/L}$ nin üzerinde TTHM değerleri ölçülmüştür. Maksimum TTHM miktarı 70,2 $\mu\text{g/L}$ ile 4 nolu noktada gözlenmiştir. Ham su numunesinde yapılan THM analizleri sonucunda ise TTHM miktarı 98,7 $\mu\text{g/L}$ olarak belirlenmiştir (Şekil 6.35).



Şekil 6.35. Şehir şebekesi ve ham su numunesindeki TTHM konsantrasyonları

Şebeke sistemi içerisinde TTHM konsantrasyonu 18,2 $\mu\text{g/L}$ ile 70,2 $\mu\text{g/L}$ arasında değişirken ham su numunesinde ise 98,7 $\mu\text{g/L}$ olduğu gözlenmiştir. Ülkemizde Şubat

2005’de yürürlüğe giren yönetmelik ile TTHM limiti 150 µg/L olarak belirlenmiştir (İTASY, 2005). Elde edilen TTHM değerleri ham su numunesi ve diğer tüm noktalarda 150 µg/L’nin altında kalarak standartları sağladığı görülmüştür.

Elde edilen THM türleri sonuçlarına baktığımızda her bir THM türünün bakiye klor ve numunelerin alındığı mesafelerden farklı şekillerde etkilendiği görülmektedir. Kloroform miktarı 1 nolu noktada yüksek bir değerdeyken 2 ve 3 nolu noktalarda artan mesafeye karşılık düşüş eğilimine girdiği görülmüştür. 4 ve 5 nolu noktalarda ise düşen bakiye klor miktarıyla birlikte yükselişe geçtiği gözlenmiştir. Bromodiklorometan miktarı ise mesafenin artması ile birlikte artış eğilimi göstermiş ve bu artış mesafenin artmasının yanısıra bakiye klor miktarındaki azalma ile birlikte katlanarak artmıştır. Dibromoklorometan miktarı başlangıçta 1,8 µg/L iken 2 nolu noktada yaklaşık olarak 17 kat birden artarak 30,5 µg/L değeri gözlenmiştir. 3 ve 4 nolu noktalarda ise fazla bir değişim olmamakla birlikte 3 nolu noktada mesafenin artmasıyla birlikte Dibromoklorometan miktarında az bir miktar azalma meydana gelmiş, 4 nolu noktada ise azalan bakiye klorla birlikte düşük bir miktar artış gözlenmiştir. 5 nolu noktadaki Dibromoklorometan miktarı ise bakiye klor miktarındaki düşüşle birlikte önemli oranda azalarak kendisinden önceki noktanın yaklaşık olarak yarı değerine düşmüştür. Bromoform miktarı ise 1 nolu noktada sıfır değerinde olup 2 ve 3 nolu noktalarda artan mesafe ile birlikte artış eğilimi göstermiştir. 4 ve 5 nolu noktalarda ise artan mesafeye karşılık bakiye klor miktarındaki düşüşle birlikte azaldığı gözlenmiştir.

7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada Sivas 4 Eylül Barajı'ndan beslenen Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nden alınan ham su numunelerinde içme sularında THM'lerin oluşumuna neden olan doğal organik maddelerin çeşitli koagülant ve koagülant yardımcı maddeleri kullanılarak zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemiyle giderim verimleri belirlenmiştir. Ayrıca Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi girişinden alınan ham su ve arıtma tesisinden beslenen içme suyu şebekesinden belirli mesafelerde belirlenen, 5 noktadan alınan numunelerde THM analizleri yapılmıştır.

Jar testi deneylerinde koagülant madde olarak alüminyum sülfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), demir (III) klorür ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ve polialüminyum klorür (PACI) kullanılırken koagülant yardımcıları olarak ise anyonik ve katyonik polielektrolitler 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 alum ve PACI için pH 6'da gerçekleşirken demir (III) klorür kullanılması durumunda ise pH 5,25'de gerçekleşmiştir. Bütün koagülant maddeler için genellikle artan koagülant dozajlarında organik madde giderimini ifade eden UV_{254} absorbansı gideriminin arttığı gözlenmiştir.. Ancak 80 mg/L koagülant dozajı üzerindeki dozajlarda UV_{254} absorbansı giderim verimlerinin fazla artmaması nedeniyle optimum doz bütün koagülant maddeler için 80 mg/L olarak alınmıştır. 80 mg/L koagülant dozajında anyonik ve katyonik polielektrolitlerin kullanılmasıyla gerçekleştirilen jar testi deneyleri maksimum organik madde gideriminin pH 5,25'de 80 mg/L demir (III) klorür ve 0,05 mg/L anyonik polielektrolitin kullanılmasıyla % 83,4 verimle sağlandığını göstermiştir.

THM analizlerinde arıtma tesisi girişinden alınan ham su numunesine 13 mg/L klor dozu verilerek 7 günlük bekleme süresi uygulandıktan sonra THM analizi yapılırken şebekeden alınan numunelerde ise doğrudan THM analizi yapılarak THM değerleri belirlenmiştir. Yapılan THM analizleri neticesinde içme suyu şebekesindeki TTHM miktarının 18,2 $\mu\text{g/L}$ ile 70,2 $\mu\text{g/L}$ arasında değiştiği gözlenirken ham su numunesindeki THMOP miktarının 98,7 $\mu\text{g/L}$ olduğu tespit edilmiştir. Yapılan bu araştırma sonucunda elde edilen TTHM konsantrasyonlarının, ülkemizde Şubat 2005'de yürürlüğe giren İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği'nde (İTASY) belirtilen ve 31.12.2012 yılına kadar geçerli olan 150 $\mu\text{g/L}$ sınır değerinin altında gerçekleştiği görülmüştür.

İçme sularında trihalometanların oluşumunu en aza indirmek ya da tamamen önlemek için öneriler aşağıdaki gibi sıralanabilir;

- ✓ Klor yerine diğer dezenfektanların kullanılması (ozon, UV ışını, kloramin, klordioksit gibi),
- ✓ THM'lerin oluşumuna neden olan organik maddelerin klorlama öncesi arıtılması, (zenginleştirilmiş koagülasyon, membran filtrasyonu ve adsorpsiyon prosesleri mevcut arıtma alternatifleri olarak verilebilir),
- ✓ Ön klorlama yapılmaması,
- ✓ THM'lerin ve diğer klorlu organiklerin oluşum sonrası arıtılmasıdır.

Bu alternatifler arasında THM'lerin oluşumunun en aza indirgenmesinde, bu oluşuma neden olan organik maddelerin arıtılması, en pratik ve ucuz yöntem olarak öne çıkmaktadır. Pek çok arıtma tesisinde bulanıklık arıtımı için yaygın olarak kimyasal koagülasyon uygulanmaktadır. Bu prosesin, uygun koşullar sağlandığında bulanıklık giderimi ile birlikte aynı zamanda THM oluşumuna sebep olan organik maddeleri de sudan uzaklaştırdığı bilinmektedir. Bu kapsamda Sivas İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde koagülant madde olarak demir (III) klorür ile birlikte anyonik polielektrolitin kullanılması içme suyundaki doğal organik maddelerin giderimi açısından daha verimli olacaktır ve içme sularının dezenfeksiyonu sonucu oluşan THM miktarının da minimum değerlerde kalmasını sağlayacaktır.

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

Tez kapsamında yapılan deneysel çalışmalar (örnekleme ve organik madde giderimi ile ilgili) kurak dönemi temsil etmediği için, bölgede benzer amaçlı yapılacak olan çalışmaların kurak dönemi de içerecek şekilde mevsimsel değişimleri ortaya koyacak ölçüde yapılması önerilmektedir.

8. KAYNAKLAR

- Aiken, G. R., McKnight D. M., Wershaw R. L., ve 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.
- Alkan, U., Teksoy, A., Başkaya, H.S., 2006. Yüzeysel Sulardaki Doğal Organik Maddelerin Gideriminde Uygun Koagülasyon Şartlarının Belirlenmesi, Ekoloji Dergisi, Vol. 15, 59, 18-26.
- Amirtharajah, A., Dennett, K.E., Studstil, A., 1993. Ferric Chloride Coagulation for Removal of Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Precursor. Water Sci. And Tech., 27, 11, 113-122.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition, American Public Health Association, Washington, DC.
- Aydın, İ., 1999. İçme Suyunda Koagülasyon ile Organik Madde Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 96 s.
- Bertilsson, S., Bergh, S., 1999. Photochemical reactivity of XAD-4 and XAD-8 Adsorbable Dissolved Organic Compounds from Humic Waters, Chemosphere, Vol. 39, No. 13. pp:2289-2300, Elsevier Science Ltd.
- 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.
- Bellar, T. A., Lichtenberg J. J., ve Kroner R. C., 1974. The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Water, J. of AWWA, 66, 703-706.
- Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R., King, S. ve Linge, K. 2002. Removal of Natural Organic Matter by Ion Exchange, Water Research 36 (20), 5057-5065.
- Bursill, D., Leeuwen, J.V. and Drikas, M., 2000. Problems Related to Particulate and Dissolved Components in Water -The importance of Organic Matter, IWA Conference Innovations in Conventional and Advanced Water Treatment Processes, Amsterdam, September.

- Cadee, K., O'Leary, B., Smith, P., Bourke, M., Slunjski, M., 2000. World's First Magnetic Ion Exchange (MIEX) Water Treatment Plant to be Installed in Western Australia, Onca Watercare, American Water Works Association Conference Proceedings, Denver, USA, 11-15 June.
- Cho, J., 1999. Natural Organic Matter (NOM) Rejection by and Flux-Decline of, Nanofiltration (NF) and Ultrafiltration (UF) Membranes, PhD Thesis, Faculty of The Graduate School of The University of Colorado. Boulder, Colorado.
- Cook, D., Chow, C. ve Drikas M., 2001. Laboratory Study of Conventional Alum Treatment Versus MIEX Treatment for Removal of Natural Organic Matter, 19th Federal AWWA Convention Proceedings.
- Crosby, S.A., 1983. Surface areas and porosities of Fe(III) and Fe(II) derived oxyhydroxides, *Environmental Science&Technology*, 15(3), 268-274.
- Crozes, G., White, P. and Marshall, M., 1995. Enhanced Coagulation Its Effect on NOM Removal and Chemical Cost, *Jour. AWWA*, 87 (1), 78-89.
- Davis, M.L., Cornwell, D.A., 1998. *Introduction to Environmental Engineering*. Mc. Graw-Hill, Boston.
- Drikas, M., Chow C. W. K. and Cook D., 2003. The Impact of Recalcitrant Organic Character on Disinfection Stability, Trihalomethane Formation and Bacterial Regrowth: An Evaluation of Magnetic Ion Exchange Resin (MIEX) and Alum Coagulation, *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA* 52, 475-487.
- Drikas, M., 2003. Operating the MIEX Process with Microfiltration or Coagulation, *Proceedings of the 2003 Water Quality and Technology Conference*, November, Philadelphia, PA., AWWA.
- Duan, J., Gregory, J., 2003. Coagulation by Hydrolysing Metal Salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 100-102, 475-502.
- Duran, M. ve Demirer, G.N., 1997. *Su Arıtımında Temel İşlemler*, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara, 203 s.
- Ebeling, J.M., Philip, L.S., Sarah, R.O., ve Steven, T.S., 2003. Evaluation of Chemical Coagulation/Flocculation Aids for the Removal of Suspended Solids and

- Phosphorus from Intensive Recirculating Aquaculture Effluent Discharge. *Aquatic Engineering*, 29,23-42.
- Edzwald, M., Becker, W.C. ve Tambini, S.J., 1985. Surrogate Parameters for Monitoring Organic Matter and THM Precursors, *Journal of the American Water Works Association*, 77(4), 122-131.
- Edzwald, J. K. ve Van Benschoten J. E., 1990. Aluminum Coagulation of Natural Organic Matter, In: *Chemical Water and Wastewater Treatment*, eds., H. H. Hahn and R. Klute, Springer-Verlag, Berlin.
- Edzwald, J.K. 1993. Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Wat. Sci. Tech.* 27(11), 21-35.
- EECD (European Economic Community Directive), 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.
- Fetter, C.W. 1994. "Applied Hydrogeology", 3th. ed., Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Gaffney, J. S., Marley N. A., ve 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.
- Galapate, R. P., Baes A. U., Ito K., Iwase K. ve Okada M., 1999. Trihalomethane Formation Potential Prediction Using Some Chemical Functional Groups and Bulk Parameters, *Water Research*, 33(11), 2555-2560.
- Gerwe, C.E., 2003. Natural Organic Matter Adsorption Onto and Coprecipitation with Solids Formed During Softening, *Doktora Tezi*, Teksas University, Austin.
- Gregory, J., Duan, J., 2001. Hydrolysing Metal Salts as Coagulants. *Pure Appl. Chem.* 73, 12, 2017-2026.
- Gregor, J.E., Nokes, C.J., 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.

- Harman, B.İ., 2006. MİEX Reçinesi ile İçme Sularından Doğal Organik Madde Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Isparta, 81 s.
- Hart, E., Hartling, K., 2003. Optimising Coagulant Conditions For The Worcester Water Filtration Plant. Worcester Polytechnic Institute. Project no: JYP 0201, Worcester, USA.
- Heijman, S.G.J., Van Paassen, A.M., Vander Mier, W.G.J., Hopman, R., 2001. Adsorptive Removal Organic Matter during Drinking Water Treatment, IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15-19 October 2001.
- İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, 2005. T.C. Sağlık Bakanlığı, Resmi Gazete, No: 25730, Ankara.
- Iriarte, U., Alvarez-Uriarte, J.I., Lopez-Fonseca, R., Gonzalez-Velasco, J.R., 2003. Trihalomethane Formation in Ozonated and Chlorinated Surface Water. Environ. Chem. Lett. 1, 57-61.
- Kırıkçı, A., 2006. Şanlıurfa İçme Suyunda Trihalometan Potansiyelinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Şanlıurfa, 56 s.
- Kitis, M., Karanfil T., Kilduff J.E. ve Wigton A., 2001. The reactivity of Natural Organic Matter to Disinfection By-Products Formation and Its Relation to Specific Ultraviolet Absorbance, Water Science and Technology, 43(2), 9-16.
- Kitis, M, Karanfil T, Kilduff J.E., 2004. The Reactivity of Dissolved Organic Matter for Disinfection By-Product Formation. Turkish J. Eng. Env. Sci. 28, 167-179.
- Krasner, S.W., and Amy, G.L 1995. Jar test Evaluations of Enhanced Coagulation, Jour.AWWA 87(10), 93-107.
- Krasner, S. W., Croue J. P., Buffle J. ve Perdue E. M., 1996. Three Approaches for Characterizing NOM, Jour. of AWWA, 88(6), 66-79.
- Kürüm, F., 1991. İçme Sularının Klorlanmasında Trihalometanların Oluşumu, Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi, İstanbul, Cilt 1 Sayı 2, 111-114.
- Leenheer, J. A., Croue, J. P., 2003. Aquatic Organic Matter, Environmental Science & Technology, January 1.

- Li, C.W., 1998. Characterizing the Properties and Reactions of NOM by UV Spectroscopy: Adsorption of NOMs and Formations of Disinfection By-Products, Doktora Tezi(PhD), Washington University.
- Lorentson, A.V., Chernoberezhskii, Y.M., 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.
- McKnight, D. M. ve 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.
- O'Melia, C.R., Becker, W.C., Au, K.K., 1999. Removal of Humic Substances By Coagulation. *Wat. Sc. Tech.* 40, 9, 47-54.
- 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.
- Özden, S., 2002. İçme Sularında Trihalometan Oluşumu ve Organik Maddelerin Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 111 s.
- Pontius, F.W., 1990. *Water Quality and Treatment*. Fourth Edition, McGraw Hill Inc.
- Ravichandran, M., 1999. Interactions Between Mercury and Dissolved Organic Matter In The Florida Everglades, PhD Thesis, Faculty of The Graduate Scholl of The University of Colorado, Boulder, Colorado.
- Reckhow, D. A., Singer P. C., ve Malcolm R. L., 1990. Chlorination of Humic Materials: By-Product Formation and Chemical Interpretations, *Environmental Science and Technology*, 24(11), 1655-1664.
- Rizzo, L., Belgiorno, V., 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.
- Rook, J., 1974. Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Water. *J. Water Treat. Exam.* 23: 234-240.

- Saatçi, A. M., Eroğlu, V., 2000. The Reduction in İstanbul Water Treatment Plants, IV International Conference Water Supply and Water Quality, Krakow, Poland, September 11-13.
- Selçuk, H., Sarıkaya, H.Z. and Soyer. E., 2001. Drinking Water By-Product and İstanbul Perspective., IWA 2nd World Water Congress, 15-19 October, Berlin.
- Shorney, H.L., 1998. Disinfection By-Product Precursor Removal by Enhanced Softening and Coagulation, Ph.D. Thesis, University of Kansas, KA, USA.
- SİBESKİ, 2005. İçme Suyu Arıtma Tesisi İşletme ve Bakım Talimatnağmeleri.
- Singer, P. C., Barry III J. J., Palen G. M., ve Scrivner A. E., 1981. Trihalomethane Formation in North Carolina Drinking Water, J. of AWWA, 73(8), 392-401.
- Singer, P.C. Harrington W., 1989. Correlations Between Trihalomethanes and Total Organic Halides Formed During Treatment. J.AWWA. 81(8),61-65.
- Singer, P.C., 1994. Control of Disinfection By-Product in Drinking water, Journal of Environmental Engineering, 120(4) 727-741.
- Singer, P. C. ve Bilyk K., 2002. Enhanced Coagulation Using a Magnetic Ion Exchange Resin, Water Research, 36 (16), 4009-4022.
- Sohn, J., 2000. Comprehensive Assessment and Modeling of Disinfection By-Products (DBPs). DBP Precursors and Disinfectants, PhD Thesis. Faculty of The Graduate Scholl of The University of Colorado, Boulder, Colorado.
- Swietlik, J., Dabrowska, A., Raczyk-Stanislawiak, U., Nawrocki, J., 2004. Reactivity of Natural Organic Matter Fractions With Chlorine Dioxide and Ozone. Water Research 38, 547-558.
- Tatar, D., 2001. Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Durultucuların İşletme Verimini Etkileyen Faktörlerin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi. İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, 82 s.
- Teksoy, A., 2006. İçme Sularından Organik Madde Giderimi ve Trihalometan Oluşumunun Önlenmesi için Arıtma Proseslerinin Optimizasyonu, Doktora Tezi, Uludağ Fen Bilimleri Enstitüsü, Bursa, 120 s.

- Tinkılıç, N., 1993. Serbest Klor ve Toplam Organik Karbon Derişimlerinin İçme Sularında THM Oluşumuna Etkilerinin İncelenmesi, Doktora Tezi, Samsun, 79 s.
- Türk Standartları Enstitüsü (TSE), 1997. TS 266 İçme Suları Standartları, Ankara.
- Tokmak, B., 1999. Existing Situation in Ankara Water Distribution System in Terms of Total Trihalomethanes and Organic Matter, Yüksek Lisans Tezi, ODTÜ, Ankara, 100 s.
- Tomaszewska, M., Mozia, S., Morawski, A.W., 2004. Removal of Organic Matter by Coagulation Enhanced with Adsorption on PAC. *Desalination*, 161 (2004), 79-87.
- Trussel, R.R., ve Umphres, M.D.,1978. The Formation of Trihalomethanes, *Journal of the American Water Works Association*, 70(11), 604-612.
- USEPA, 1990. Environmental Pollution Control Alternatives: Drinking Water Treatment for Small Communities. 37-45. EPA/625/5-90/025, Cincinnati, OH 45268.
- USEPA, 1998. National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts: Final Rule, 40 CFR part 9. 141 and 142.
- USEPA, 2001. Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water. Office of Research and Development, Washington DC 20460.
- Ulugör, M.E., 1972. Su Mühendisliği, Çağlayan Basımevi. Birinci Baskı, İstanbul.
- Uyak, V., Toroz, I., 2005. Enhanced Coagulation of Disinfection By-Products Precursors in Istanbul Water Supply. *Environmental Technology* , 26 (3), 261-266.
- 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.
- Uyak, V., and Toroz, I., 2006. Modeling the Formation of Chlorination By-Products during Enhanced Coagulation, *Environmental Monitoring and Assessment* ,121 (1-2), 501-515.

- Uyak, V., ve Toröz, İ., 2006. İçme Suyu Kaynaklarındaki Doğal Organik Maddelerin Zenginleştirilmiş Koagülasyon Yöntemi ile Giderilmesi, İTÜ Dergisi, Su Kirlenmesi Kontrolü 16, 115-122.
- Vaezi, F., Mohagheghian, A., Nouri, J., Eshraghian, M.R., 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.
- Volk, C., Kimberley, B., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., Lechevallier, M., 2000. Impact of Enhanced and Optimised Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking Water. Water Research 34, 12-19.
- Vrijenhoek, E.M., Childress, A.M., Elimelech, M., Tanaka, T.S., and Beuhler, M.D., 1998. Removing Particles and THM Precursors by Enhanced Coagulation. J. Am. Wat. Work. Assoc. 90: 139-150.
- Walker, H.W., Kim, E.K., 2001. Influence of Flocculant Influence of Flocculant Aids and NOM Characteristics on the Removal of DBP Precursors during Enhanced Coagulation. In: Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, 11-15 November. Nashville, TN, USA. pp 14.
- White, M. C., Thompson, J. D., Harrington, G. W. ve Singer P. C., 1997. Evaluating Criteria for Enhanced Coagulation Compliance, J. of AWWA, (89)5, 64-77.
- Workshop, Results., 2001. Utilization of NOM Characteristics To Improve Process Selection And Performance, October 10-12, Berlin.

9. ÖZGEÇMİŞ

1980 yılında Sivas'ta doğdu. İlk, orta ve lise tahsilini Sivas'ta tamamladı. 2002 yılında Cumhuriyet Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimine başladı ve 2006 yılında lisans eğitimini tamamladı. Aynı yıl Cumhuriyet Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında yüksek lisans eğitimine başladı.