

**MIEX[®] REÇİNESİ İLE İÇME SULARINDAN
DOĞAL ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

Bilgehan İlker HARMAN

**Yüksek Lisans Tezi
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA, 2006**

T.C.
SÜLEYMAN DEMİREL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MIEX[®] REÇİNESİ İLE İÇME SULARINDAN
DOĞAL ORGANİK MADDE GİDERİMİ

Bilgehan İlker HARMAN

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ISPARTA, 2006

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürlüğüne,

Bu çalışma jürimiz tarafından ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI'nda YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Başkan : Prof. Dr. Mustafa CENGİZ
Üye : Yrd. Doç. Dr. Mehmet BEYHAN
Üye : Doç. Dr. Mehmet KİTİŞ

ONAY

Bu tez / / tarihinde Enstitü Yönetim Kurulunca belirlenen yukarıdaki jüri üyeleri tarafından kabul edilmiştir.

/ /2006

Prof. Dr. Fatma GÖKTEPE
Enstitü Müdürü

İÇİNDEKİLER

İÇİNDEKİLER.....	i
ÖZET	iii
ABSTRACT	iv
TEŞEKKÜR	v
SİMGELER DİZİNİ	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ	x
1.GİRİŞ	1
1.1. Deneysel Yaklaşım	2
2. KAYNAK BİLGİSİ	4
2.1. Doğal Organik Maddeler (DOM) Hakkında Genel Bilgi.....	4
2.1.1. DOM Sınıflandırılması.....	5
2.1.2. DOM İzolasyon ve Fraksiyonlama Metodları	7
2.1.3. DOM Fraksiyonlarının Kimyasal Karakterleri	7
2.1.3.1. Hümik Maddeler	8
2.1.3.2. Düşük Molekül Ağırlıklı Hidrofilik Asitler.....	11
2.1.3.3. Diğer DOM Fraksiyonları.....	12
2.1.4. Doğal Sulardaki DOM İçerikleri ve Miktarları	13
2.2. İçme Sularında Dezenfeksiyon Yan Ürünleri.....	16
2.3. SUVA (Spesifik UV absorbansı).....	18
2.4. İyon Değiştirici Reçinelerin DOM Gideriminde Kullanılması	21
2.4.1. Manyetik İyon Değiştirici Reçine (MIEX®).....	25
2.4.1.1. MIEX® Reçinesinin Su ile Teması.....	30
2.4.1.2. Reçine Geri Kazanımı	31
2.4.1.3. MIEX® Reçine Rejenerasyonu	31
3. MATERYAL VE METOT.....	33
3.1. Numuneler	33
3.2. Kullanılan Malzemeler	34
3.3. Deneysel Prosedürler	35
3.3.1. Kinetik Deneyler	35
3.3.2. Çoklu Yükleme Deneyleri	36

3.3.3. MİEX + Koagülasyon Deneyleri	37
3.4. Analitik Metotlar.....	38
4. BULGULAR	39
4.1. Kinetik Deneyler.....	39
4.2. Çoklu Yükleme Jar Test Deneyleri.....	44
4.3. MİEX [®] + Koagülasyon Jar Test Deneyleri	47
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	56
6. KAYNAKLAR.....	58
7. EKLER.....	73
7.1. Kinetik Deneyler.....	73
7.2. MİEX + Koagülasyon Jar Test Deneyleri	78
ÖZGEÇMİŞ.....	81

ÖZET**MIEX[®] REÇİNESİ İLE İÇME SULARINDAN
DOĞAL ORGANİK MADDE GİDERİMİ****Bilgehan İlker HARMAN**

Bu çalışmanın amacı, çözünmüş organik karbon (ÇOK) giderimi için tasarlanan MIEX[®] reçinesi kullanılarak İstanbul'un içme suyu kaynaklarından doğal organik madde (DOM) gideriminin araştırılmasıdır. Su ile teması sırasında negatif yüklü ÇOK iyonları, reçine yüzeyindeki aktif alanlarda bulunan klorür iyonlarıyla yer değiştirerek giderim sağlanır. İyon değişiminde kullanılan reçine partiküllerinin manyetik özelliğe sahip olması nedeniyle her bir reçine partikülü bir mıknatıs gibi davranmaktadır. 10 milyon insanın yaşadığı İstanbul'un beş farklı içme suyu arıtma tesisinden (Elmalı, B. Çekmece, Ömerli, İkitelli, Kağıthane) alınan ham su numuneleri laboratuarda üç farklı deneysel protokolden geçirilmiştir. Bu protokoller kinetik çalışmalar, çoklu yükleme çalışmaları ve MIEX[®] + Koagülasyon testleri şeklinde yürütülmüştür. Kinetik çalışmalar sonucunda, tüm su numunelerinde 10 mL/L MIEX[®] reçine dozunda ve 5–10 dakika temas süresinde UV₂₅₄ absorbans gideriminin %75–85 arasında olduğu tespit edilmiştir. 5–10 mL/L reçine dozu ve 10–20 dakika temas süresi için ÇOK konsantrasyonu ve spesifik UV₂₅₄ absorbansı (SUVA₂₅₄) sırasıyla <1,5 mg/L (ham su giriş ÇOK konsantrasyonları:4,2–6,89 mg/L) ve <2 L/mg-m değerlerine ulaşılmıştır. Aynı şartlarda UV₂₅₄ absorbansı ve ÇOK giderimine ek olarak %10–40 nitrat ve %20 sülfat giderimleri de sağlanmıştır. Çoklu yükleme deneylerinin sonucunda 2000 reçine yatak hacminde (MIEX[®] reçine hacminin 2000 katı artırılmış su hacmi) reçine miktarlarının çok az bir kısmında doygunluk meydana gelmiştir. Bu yatak hacmine ulaşıldıktan sonra, elde edilen artırılmış sularda önemsenmeyecek miktarlarda ÇOK artışı meydana gelmiştir ki bu durum reçine için gerekli olan rejenerasyonun sıklığı ve miktarı açısından avantaj sağlamaktadır. Su kaynaklarına bağlı olarak 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için konvansiyonel koagülasyon ile karşılaştırıldığında koagülasyon ünitesinden önce MIEX[®] ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyaçlarında 0–30 mg/L arasında azalmalar meydana gelmiştir. Benzer olarak MIEX[®] ile ön arıtmadan geçirilen sularda 1,5–1,8 mg/L ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant ihtiyacı 10 ve 20 mg/L arasında azalmıştır. İstanbul'daki beş farklı içme suyu arıtma tesisi ham sularında yapılan laboratuvar deneyleri sonucunda oldukça düşük dozlardaki MIEX[®] reçinesi ve kısa temas sürelerinde etkin organik madde giderimleri sağlanmıştır.

Anahtar Kelimeler: İçme suyu, iyon değişimi, MIEX, doğal organik madde (DOM)

ABSTRACT**REMOVAL OF NATURAL ORGANIC MATTER
FROM DRINKING WATER BY MIEX[®] RESIN****Bilgehan İlker HARMAN**

The main objective of this study was to investigate the removal of natural organic matter (NOM) from drinking water sources from Istanbul using MIEX[®] resin, which has been specifically designed for the removal of dissolved organic carbon (DOC). When in contact with water, negatively charged DOC is removed by exchanging with a chloride ion on active sites on the resin surface. The ion exchange resin particles contain a magnetised component within their structure which allows the particles to act as weak individual magnets. Raw water samples from five drinking water treatment plants serving to about 10 million people (Elmalı, B.Çekmece, Ömerli, İkitelli, and Kağıthane) in the City of Istanbul were collected and jar-tested in laboratory following three different experimental protocols: kinetic, multiple-loading and MIEX[®]+coagulation tests. The kinetic studies showed that a MIEX[®] dose of 10 mL/L with contact time of about 5-10 min produced UV₂₅₄ absorbance reductions ranging between 75 and 85% for all five waters tested. After a resin dose of 5-10 mL/L and contact time of 10-20 min, DOC concentrations and specific UV absorbance (SUVA₂₅₄) obtained for all waters were <1.5 mg/L (raw water initial DOC concentrations: 2.3-5 mg/L) and <2 L/mg-m, respectively. In addition to UV₂₅₄ absorbance and DOC, 10-40% nitrate and 20% sulfate removals were also achieved under the same conditions. Results from multiple loading experiments indicated that only relatively small resin saturation occurred with respect to organic carbon in the 2000 bed volumes range tested (i.e., treated water volume 2000 times the volume of MIEX[®] resin used). This produced treated waters with no significant increase in the DOC. This is advantageous in terms of the amount and the frequency of resin regeneration required. Depending on the water source, the application of MIEX[®] as a pretreatment prior to coagulation reduced the coagulant (alum) dose by 0-30 mg/L compared to the coagulation only aimed at achieving the treated water turbidity value of 0.1 NTU. Similarly, MIEX[®] pretreated waters required between 10 and 20 mg/L less coagulant to achieve effluent DOC levels of about 1.5-1.8 mg/L. Results from laboratory experiments overall suggested that MIEX[®] resin even at relatively low dose and short contact time effectively removes the organic matter in raw waters of five treatment plants in Istanbul.

Keywords: Drinking water, ion exchange, MIEX, natural organic matter (NOM).

TEŞEKKÜR

Tez çalışmam boyunca danışmanlığımı yürüten, her konuda yardım, fikir ve desteğini esirgemeyen çok değerli danışman hocam Yrd. Doç. Dr. Mehmet Beyhan'a çok teşekkür ederim.

Tez konusunun belirlenmesinde, tezin her aşamasında her türlü bilgi ve deneyimini paylaşan, yol gösteren, yardım ve desteğini sürekli yanımda hissettiğim çok değerli hocam Doç. Dr. Mehmet Kitiş'e teşekkür ederim.

TOK ölçümleri için laboratuvar imkanlarını kullanmamızı sağlayan Jeotermal Enerji, Yeraltısuyu ve Mineral Kaynakları Araştırma ve Uygulama Merkezi müdürü Prof. Dr. Nevzat Özgür'e, her türlü konuda sürekli yardımlarını gördüğüm başta Arş. Gör. Nevzat Özgü Yiğit ve Arş. Gör. Şehnaz Şule Kaplan olmak üzere diğer tüm çalışma arkadaşlarıma teşekkür ederim.

Tüm hayatım boyunca beni her konuda destekleyen aileme ayrıca teşekkür ederim.

Bu tez çalışması, SDÜ Rektörlüğü Bilimsel Araştırma Projeleri, 1185-YL-05 no'lu "MIEX® Reçinesi ile İçme Sularından Doğal Organik Madde Giderimi" başlıklı proje kapsamında gerçekleştirilmiştir.

13.07.2006

Bilgehan İlker HARMAN

SİMGELER DİZİNİ

AKOM	:	Akuajenik kararlı organik madde
CHY	:	Kloral hidrat
CNBr	:	Siyanojen bromür
CNCl	:	Siyanojen klorür
CP	:	Kloropikrin
ÇOK	:	Çözünmüş organik karbon
ÇOM	:	Çözünmüş organik madde
DBCM	:	Dibromoklorometan
DCBM	:	Diklorobromometan
DOM	:	Doğal organik madde
DYÜ	:	Dezenfeksiyon yan ürünleri
GAK	:	Granül aktif karbon
GC	:	Gaz kromatografisi
GC/MS	:	Gaz Kromatografisi/Kütle Spektrometresi
HAA	:	Haloasetik asitler
HAN	:	Haloasetonitril
HDOM	:	Hücre dışı organik madde
HK	:	Haloketonlar
MA	:	Molekül ağırlığı
MIEX®	:	Manyetik İyon Değiştirici
NTU	:	Nefelometrik bulanıklık birimi
RAK	:	Reçine adsorpsiyon kromatografisi
RO	:	Ters osmoz
SUVA	:	Spesifik UV absorbanst
TÇKM	:	Toplam çözünmüş katı madde
THM	:	Trihalometan
TOK	:	Toplam organik karbon
UF	:	Ultrafiltrasyon
USEPA	:	ABD Çevre Koruma Teşkilatı
UV _λ	:	λ dalga boyunda ultraviyole absorbanst

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.1. İstanbul içme sularının MIEX [®] reçinesi ile arıtılabilirlik deneyleri	3
Şekil 2.1. ABD'deki yaklaşık 100 yüzeysel suyu ve 25 yeraltı suyu numunelerinden RAK metodu kullanılarak elde edilen DOM fraksiyonlarında ÇOK'un ortalama dağılımı	15
Şekil 2.2. ÇOK değişim mekanizması	23
Şekil 2.3. MIEX [®] reçine.....	26
Şekil 2.4. MIEX [®] ÇOK prosesi	29
Şekil 2.5. MIEX [®] prosesinin içme suyu arıtma tesisi içerisindeki yeri	30
Şekil 3.1. Deney düzeneği	36
Şekil 3.2. Shimadzu TOC-V _{CPH} cihazı.....	38
Şekil 4.1. MIEX [®] reçinesi ile arıtılan Elmalı içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV ₂₅₄ giderimleri	39
Şekil 4.2. MIEX [®] reçinesi ile arıtılan B. Çekmece içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV ₂₅₄ giderimleri	40
Şekil 4.3. MIEX [®] reçinesi ile arıtılan Ömerli içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV ₂₅₄ giderimleri	41
Şekil 4.4. MIEX [®] reçinesi ile arıtılan İkitelli içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV ₂₅₄ giderimleri	41
Şekil 4.5. MIEX [®] reçinesi ile arıtılan Kağıthane içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV ₂₅₄ giderimleri	42
Şekil 4.6. 60 dakikalık temas süresi sonrasındaki MIEX [®] reçine dozlarına karşılık gelen ÇOK değerleri.....	43
Şekil 4.7. 60 dakikalık temas süresi sonrasındaki MIEX [®] reçine dozlarına karşılık gelen SUVA ₂₅₄ değerleri	43
Şekil 4.8. Elmalı su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri.....	44
Şekil 4.9. B. Çekmece su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri..	45
Şekil 4.10. Ömerli su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri.....	45
Şekil 4.11. İkitelli su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri.....	46

Şekil 4.12. Kağıthane su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri..	46
Şekil 4.13. Elmalı su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi ..	47
Şekil 4.14. B. Çekmece su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi	48
Şekil 4.15. Ömerli su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi..	49
Şekil 4.16. İkitelli su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi ..	49
Şekil 4.17. Kağıthane su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi	50
Şekil 4.18. Elmalı su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.....	51
Şekil 4.19. B. Çekmece su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi	52
Şekil 4.20. Ömerli su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.....	52
Şekil 4.21. İkitelli su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.....	53
Şekil 4.22. Kağıthane su numunesinin MIEX [®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi ...	54
Şekil 7.1. Elmalı ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri	73
Şekil 7.2. B. Çekmece ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri.....	73
Şekil 7.3. Ömerli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri	74
Şekil 7.4. İkitelli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri	74
Şekil 7.5. Kağıthane ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri.....	75
Şekil 7.6. Elmalı ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri.....	75
Şekil 7.7. B. Çekmece ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri.....	76
Şekil 7.8. Ömerli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri.....	76
Şekil 7.9. İkitelli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri.....	77

Şekil 7.10. Kağıthane ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri.....	77
Şekil 7.11. Farklı MIEX dozlarının ham su ile 60 dakikalık temas süresi sonucundaki bulanıklık değerleri.....	78
Şekil 7.12. Elmalı ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen Elmalı numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV_{254} absorbans değerleri	78
Şekil 7.13. B. Çekmece ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen B. Çekmece numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV_{254} absorbans değerleri.....	79
Şekil 7.14. Ömerli ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen Ömerli numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV_{254} absorbans değerleri	79
Şekil 7.15. İkitelli ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen İkitelli numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV_{254} absorbans değerleri	80
Şekil 7.16. Kağıthane ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen Kağıthane numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV_{254} absorbans değerleri	80

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	RAK metodu ile elde edilen DOM fraksiyonlarının belirlenen içerikleri	8
Çizelge 2.2.	ÇOK giderim proseslerinin karşılaştırılması.....	22
Çizelge 2.3.	Koagülasyon ve MİEX + Koagülasyon uygulanan pilot ölçekli tesislerde elde edilen ÇOK ve UV ₂₅₄ giderimleri.....	28
Çizelge 3.1.	Test edilen içme suyu numunelerinin fizikokimyasal karakteristikleri	33
Çizelge 4.1.	0,1 NTU Bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak)	51
Çizelge 4.2.	1,5-1,8 mg/L ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak).....	54

1. GİRİŞ

Doğal organik madde (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 vd., 1985; Malcolm, 1985; Thurman, 1985a; Hayes vd., 1989; 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 kısaltır, suya renk verirler ve şebeke sistemlerinde bakterilerin tekrar büyümesine yardımcı olurlar. Ayrıca, halk sağlığı açısından en önemli husus, DOM'ların klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu mutajenik ve kanserojenik olmalarından şüphelenilen dezenfeksiyon yan ürünlerini (DYÜ) oluşturmasıdır (Bellar vd., 1974; Reckhow vd., 1990; Oxenford, 1996).

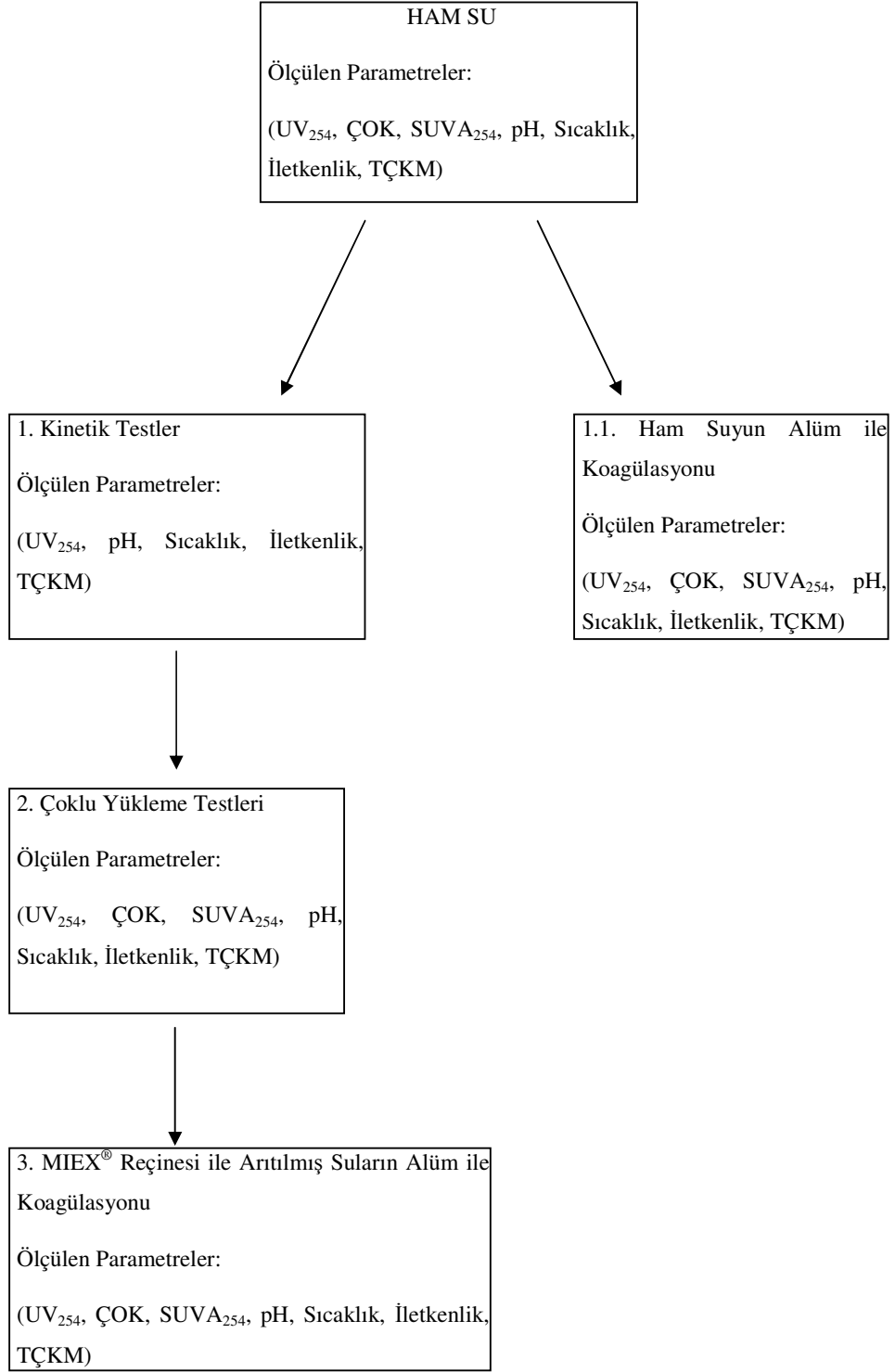
Günümüzde birçok gelişmiş ülkelerdeki mevzuatlar DYÜ'lerin halk sağlığı üzerindeki etkilerini en aza indirmek için daha da sıkı hale getirilmektedir. Ayrıca, önümüzdeki yıllarda yapılacak mevzuat düzenlemelerinde DYÜ grupları yerine her bir DYÜ türü için bireysel olarak çıkış suyu standartları konulması planlanmaktadır. Çünkü yapılan yeni toksikolojik çalışmalar DYÜ türlerinin her birinin sağlık üzerinde etkisinin farklı olduğunu göstermektedir.

Daha da sıkılaştırılmakta olan içme suyu DYÜ mevzuatlarının baskısıyla, DOM giderimi ve DYÜ azaltılması konusundaki araştırma çalışmaları son yıllarda hızlandırılmıştır. Global tüm bu etkin çalışmalara rağmen çoğu içme suyu arıtma tesislerinde çıkış suyu DYÜ mevzuatlarına uyum sorunu devam etmektedir. Ülkemizde de yeni uygulamaya konulan DYÜ mevzuatlarıyla su arıtma tesislerimiz benzer problemlerle karşı karşıya kalabilecektir. Dolayısıyla, ham içme suyu kaynaklarındaki çeşitli DOM türlerini etkin ve fizibil olarak giderecek ve dezenfeksiyon sonucu oluşan DYÜ'leri en aza indirecek yeni arıtma teknolojilerinin araştırılmasına ihtiyaç vardır.

Su arıtımında koagülasyon, adsorpsiyon, iyon değiştirme ve membran prosesleri gibi birçok değişik arıtma teknikleri DOM veya DYÜ oluşumuna sebep olan maddelerin gideriminde kullanılmakta ve test edilmektedir. Bu tez çalışmasında DOM giderimi için anyon değiştirici reçineler kullanılmıştır. Anyon değiştirici reçine olarak manyetik özelliğe sahip MIEX[®] (manyetik iyon değiştirici) reçinesi kullanılmıştır. MIEX[®] reçinesi, Orica Watercare firması tarafından sulardan DOM'un giderilmesi amacıyla geliştirilmiştir. Yapılarında bulunan manyetik bileşenler reçine tanelerinin tek başlarına birer mıknatıs gibi davranmalarını sağlamaktadır. Reçine dördüncül amin fonksiyonel gruplar içermektedir. Su ile teması sırasında negatif yüklü çözünmüş organik karbon (ÇOK) iyonları reçine yüzeyindeki aktif alanlarda bulunan klorür iyonlarıyla yer değiştirerek giderim sağlanmaktadır. Sonuçta ÇOK miktarında azalma meydana gelmekte ve suya az miktarda klorür salınmaktadır (2–4 mg/L). Rejenerasyon prosesinde, ÇOK ile yüklenmiş reçine yüksek konsantrasyonda (120 g/L) NaCl özeltilisi içerisinde daldırılarak ÇOK ile klorür iyonların yer değiştirmesiyle iyon değişim reaksiyonun tersi gerçekleşmektedir. Makroporların yapısal ve kimyasal karakteristiklerinden dolayı kuvvetli bazik anyon değiştirici reçineler organik tıkanmaya karşı oldukça dirençlidir ve tekrarlanabilir rejenerasyonu da sağlamaktadır. MIEX[®] ÇOK reçinesi sürekli akışlı tam karışımlı tanklarda uygulanmaktadır. Çok küçük boyuttaki (180 µm) reçine tanelerinin yüksek yüzey alanlarına sahip olması, hızlı adsorpsiyon kinetiklerinin gerçekleşmesini sağlamaktadır. Tam karışımlı tanklarda etkili kütle transferinin gerçekleşmesi nedeniyle ÇOK giderimi sağlamak için gerekli reçine konsantrasyonları oldukça düşüktür. Çökeltim tankında ise manyetik reçineler çok çabuk bir araya gelip reçine flokları oluştururlar. Bu flokların oluşması ile ökeltim tankında çöktürülmesi ve geri dönüşümleri oldukça kolay olmaktadır.

1.1. Deneysel Yaklaşım

'Deneysel Yaklaşım' kısmının gayesi metodolojik yönden ayrıntıya girmeden (bu tür detaylar Materyal ve Metot kısmında verilmiştir) yapılan çalışmanın ve deneysel matriksin şematik olarak öz bir şekilde ortaya konup, okuyucunun daha iyi yönlendirilmesini sağlamaktır. şekil 1.1 deneysel yaklaşımı özetlemektedir.



Şekil 1.1. İstanbul içme sularının MIEX® reçinesi ile arıtılabilirlik deneyleri

2. KAYNAK BİLGİSİ

2.1. Doğal Organik Maddeler (DOM) Hakkında Genel Bilgi

Tüm yüzeysel ve yeraltı sularında hatta yağmur suyunda bile bulunabilen DOM'lar, kompleks biyotik ve abiyotik reaksiyonlar sonucu oluşur. DOM, makro moleküler hümitik yapılar, küçük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, proteinler, yağlar, karboksilik asitler, amino asitler, karbonhidratlar ve hidrokarbonlar gibi organik maddeleri içeren heterojen bir karışımdır (Aiken vd., 1985; Malcolm, 1985; Thurman, 1985a; Hayes vd., 1989; McKnight ve Aiken, 1998). DOM'un kompozisyonu ve fizikokimyasal karakteri hem zamansal hem de yersel açıdan çok çeşitlilik gösterebilir. DOM'un doğal sularda en çok bulunan bileşeni 0.45-µm filtreden geçen çözünmüş ve kolloidal kısmıdır (diğer bir deyimle çözünmüş organik madde: ÇOM) (Malcolm, 1991; Gaffney vd., 1996).

DOM'nun fizikokimyasal kompozisyonu su ortamında meydana gelen bazı biyojeokimyasal süreçlerden etkilenir. Örneğin, karbonun alg ve sudaki bitkiler tarafından bağlanması, organik maddelerin biyolojik olarak bozunması ve dönüşümü, sıvı ve katı fazlar arasındaki dağılım, ışığı kullanarak bozunma (fotodegradasyon) ve oksidasyon gibi süreçler etkilidir (Aiken ve Cotsaris, 1995). Bunlara ilaveten, toprak ve bitki kalıntılarındaki organik maddelerin yağmur ve yüzeysel akım ile taşınımı, sedimentten difüzyon, ve canlı veya çürümüş bitkilerde doğal sulardaki organik madde içeriğine katkıda bulunurlar (Schnitzer ve Khan, 1978; Krasner vd., 1996b). DOM'un biyolojik olarak parçalanabilen kısmı organizmaların büyüme ihtiyaçları için hızla tüketildiğinden, su ortamında bulunan DOM'ların çoğu daha ziyade farklı kaynaklı kararlı bileşenlerden oluşmaktadır (Krasner vd., 1996b). Ancak, mikrobiyal prosesler ve fotokimyasal reaksiyonlar gibi bazı mekanizmalarda yavaşta olsa DOM'un kimyasal reaktivitesi ve yapısı değişebilir.

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,

çökme reaksiyonları ve minerallerin çözünmesinde yer almasından dolayı, su sistemlerindeki jeokimyasal reaksiyonlar DOM'lar tarafından kontrol edilir. DOM'lar, yüzeysel sularda ışık bölgesinin derinliğini kontrol eder, besin maddelerinin biyolojik kullanılabilirliğini etkiler, ve mikrobiyal büyüme için karbon kaynağı sağlar (Thurman, 1985a; Aiken ve Cotsaris, 1995). DOM'lar, karbonhidratlar ve proteinler gibi önemli mikrobiyal substratları da yapılarına bağlayabilir (Steinberg ve Muenster, 1985). 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 (Aiken ve Cotsaris, 1995). Ayrıca, DOM ile kompleks oluşturduktan sonra bu kimyasalların biyolojik kullanılabilirlikleri ve jeokimyasal dönüşümleri de değişebilir (Steinberg and Muenster, 1985).

Doğal sularda 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 (Jacangelo vd., 1995; Owen vd., 1995; Krasner vd., 1996b, Kitis, 2001).

2.1.1. DOM Sınıflandırılması

DOM'lar kompleks organik maddelerin heterojen bir karışımı olduğu için, sınıflandırılmasında çeşitli yaklaşımlar önerilmiş ve kullanılmıştır. Yaklaşımların birinde, DOM hümik fraksiyon ve hümik olmayan fraksiyon olarak ikiye ayrılmıştır. Hümik fraksiyon daha hidrofobiktir ve fenolik ve karboksilik bileşeler içeren fulvik asit ve hümik asitten oluşmaktadır. Diğer taraftan hümik olmayan fraksiyon daha

hidrofiliktir ve polisakkaritler, proteinler, peptitler, amino asitler, daha düşük molekül ağırlıklı asitler, yağlar ve karbonhidratlar gibi biyokimyasal olarak iyi belirlenmiş bileşikler içerir (Thurman ve Malcolm, 1983; Amy, 1993; Owen vd., 1995). Hümik maddeler belirli (özgün) veya genel bir yapıya sahip olmadıkları için, pH fonksiyonlarına bağlı sudaki çözünürlükleri temel alınarak şu şekilde sınıflandırılırlar: (Aiken vd., 1985; MacCarthy ve Suffet, 1989; Gaffney vd., 1996)

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

Ayrıca hümik fraksiyonları kaynaklarına bağlı olarak iki gruba da ayırmak mümkündür: (Thurman, 1985a; Zumstein ve Buffle, 1989)

- Pedojenik (toprak) kararlı organik madde (PKOM) toprak ve karasal bitki kaynaklıdır ve yüksek derecede aromatik bileşiklerin (lignin gibi) bir karışımıdır. Su ortamına vejetasyonca zengin karasal su havzasından girerler (Aiken ve Cotsaris, 1995). Doğal sulardaki DOM'ların çoğu su havzalarındaki topraktan kaynaklanır, akıntı ve sığ yeraltı suyu ile yüzey sularına taşınır.
- Akuajenik (sucul kaynaklı) kararlı organik madde (AKOM), su kaynaklıdır ve çoğunlukla alifatik organik maddeleri içerir. Genellikle alifatik yapıda, ve fenolik ve aromatik içerikleri az olan alg ve cyanobakteri türleri ve bunların bozunması sonucu açığa çıkan hücre içi bileşenleri AKOM'un temel kaynaklarıdır (Rashid, 1985; Aiken ve Cotsaris, 1995). AKOM'un alglerden kaynaklanan kısmı algojenik madde olarak tanımlanır. Akuajenik hümik maddelerin üretimi, genellikle enzimler (fenolaz gibi) ile koordine edilen oksidasyon tepkimeleriyle oluşur (Martin ve Pierce, 1975). Akuajenik hümik maddelerin oluşmasını sağlayabilecek diğer bir mekanizma, şekerlerle amino asitler arasındaki Brownian reaksiyonlarıdır (Stuermer, 1975).

Su ortamındaki DOM'lar boyutlarına göre de sınıflandırılabilir. Partiküler kısım toplam organik karbonun (TOK) yaklaşık %10-20'si, çözünmüş fraksiyon (ÇOM) ise, TOK'un kalan %80-90'ıdır (Malcolm, 1991; Gaffney vd., 1996). Çözünmüş

fraksiyon, DOM bileşenlerinin 0.45- μm 'lik filtreden geçen kısmı olarak tanımlanır. Doğal sularda ise, bu iki fraksiyon arasında bir ayırım yapılamaz. Çözünmüş ve partiküler fraksiyonların kesişimi kolloidal fraksiyondur. Kolloidal fraksiyon, canlı ya da bozunmuş organizmalardan kaynaklı askıda katı maddeler ve hücre salgılarından oluşur, ve minerallerle bağlı olarak bulunabilir (Ranville vd., 1991; Aiken ve Cotsaris, 1995).

2.1.2. DOM İzolasyon ve Fraksiyonlama Metodları

DOM'un yapısal karakteristiğini incelemek ve sistematik reaktivite çalışmalarını uygulamak için, doğal sulardan DOM'un izole edilmesi ve konsantre hale getirilmesi gerekmektedir. Ayrıca DOM'un homojen fraksiyonlarına ayrılmasıyla karakterizasyon ve reaktivite sonuçları daha iyi yorumlanır. Doğal sulardan DOM'un izolasyonu için adsorbanlarla sorbsiyondan moleküler büyüklüğe göre ayırmaya kadar birçok metot geliştirilmiştir (Aiken, 1988; Shuman, 1990; Aiken ve Leenheer, 1993). Yapılan bu çalışmaların esas amaçları sudan DOM'un ayrılması ve konsantre hale getirilmesi olduğundan, dikkat edilen nokta DOM'un sudan ne kadar kazanıldığıdır. Dolayısıyla, bu çalışmalarda DOM izolasyonu sırasında uygulanan metodların sudaki orijinal DOM karakterini ve reaktivitesini değiştirip değiştirmediği çok dikkate alınmamıştır (Kitis vd., 2001b). Sonuç olarak, izole edilen DOM'ların orijinal DOM'u ne kadar temsil ettiği bilinmemektedir. DOM'un izolasyonu ve fraksiyonlanması için herkes tarafından kabul görmüş etkili bir metod olmamasına rağmen, genellikle reçine adsorpsiyon kromatografisi (RAK) ve ters osmoz (RO) ve/veya ultrafiltrasyon (UF) gibi membran prosesleri yaygın olarak kullanılır.

2.1.3. DOM Fraksiyonlarının Kimyasal Karakterleri

Çizelge 2.1 RAK izolasyon metodu kullanılarak elde edilen çeşitli DOM fraksiyonlarının kimyasal içeriğini göstermektedir (Leenheer, 1981; Leenheer ve Noyes, 1984; Malcolm, 1991; Bose, 1994). Çeşitli doğal sular için bu içeriklerin bulunış şekillerinin farklılıklar gösterebileceği ve bazı içeriklerinde varlıklarının varsayımlara dayandığı unutulmamalıdır. Ayrıca, bu fraksiyonların belirlenmesinin

onların reçineler üzerinde tutulma eğilimlerine göre bir nevi sentetik olarak elde edilip tanımlandığı hatırlanmalıdır. Diğer bir deyimle DOM'lar doğal sularda bu ayrı fraksiyonlar halinde değil kompleks bir karışım halinde bulunmaktadır. Ancak, DOM'ların çeşitli mevcut tekniklerle analizlenip tanımlanabilmesi için bu izolasyon ve fraksiyonlama teknikleri kaçınılmazdır.

Çizelge 2.1. RAK metodu ile elde edilen DOM fraksiyonlarının belirlenen içerikleri

DOM Fraksiyonları	Kimyasal Bileşim
Hidrofobik asitler	
• Kuvvetli	Fulvik ve hümik asitler gibi hümik maddeler; yüksek MA alkil monokarboksilik asitler (>C ₉) ve dikarboksilik asitler (>C ₁₂); ve aromatik asitler .
• Zayıf	Tanninler; orta MA alkil monokarboksilik asitler (C ₅ -C ₈) ve dikarboksilik asitler (C ₈ -C ₁₁); ve fenoller
Hidrofobik Nötürler	Laktonlar; pirol;hidrakarbonlar; yüksek MA (>C ₆) metil ketonlar; eterlerin çoğu; furanlar; yüksek MA (>C ₅) alkil alkoller ve aldehitler
Hidrofobik bazlar	Aromatik aminler; alkil pridinlar; amfoterik protein yapısındaki maddeler; ve yüksek MA(>C ₁₂) alkil aminler.
Hidrofilik asitler	Şeker asitleri; düşük MA alkil monokarboksilik asitler (C ₁ -C ₄) ve dikarboksilik asitler (C ₂ -C ₇); hidroksi asitler; ve sülfonik asitler.
Hidrofilik nötraller	Polisakkaritler; poliketonlar; amidler; düşük MA (C ₁ -C ₄) alkil alkoller, aldehitler ve ketonlar
Hidrofilik bazlar	Amino asitler;purinler; pridin; primidinler;hidroksi pridinler; ve düşük MA (C ₁ -C ₁₁) alkil aminler

2.1.3.1. Hümik Maddeler

Hümik yapılar genel olarak şu şekilde tanımlanır: Doğal olarak meydana gelen, biyojenik, renk olarak sarıdan siyaha değişebilen, yüksek molekül ağırlıklı ve kararlı heterojen organik yapılardır (Aiken vd., 1985). Hümik maddelerin kompozisyonunun son derece kompleks ve değişken olması ve günümüzde mevcut analitik tekniklerin

hümik maddelerin tam olarak tanımlanmasında yetersiz kalmasından dolayı yapılan bu tanım çok geneldir ve açık değildir. Ayrıca, onlarca yıldır çalışılmasına rağmen hümik maddelerin oluşumundaki mekanizmaların çoğu tam olarak bilinmemektedir (Malcolm, 1985; Gaffney vd., 1996).

Geçmişte yapılan çalışmalarda, akuatik hümik maddelerin baskın yapılarının esas olarak aromatik olduğunun kabul edilmesine rağmen, son zamanlarda yapılan ¹³C NMR çalışmaları fark edilir miktarda alifatik yapıların da mevcut olduğunu göstermiştir (Malcolm, 1985; Frimmel ve Abbt-Braun, 1989; Hayes vd., 1989). Aromatik bileşenler tek halkalı yapılardır, ve halka üzerinde 3. ve 5. konumlardaki hidrojenler diğer gruplarla yer değiştirebilir; böylelikle makromolekülün genişlemesi için gerekli bağlar kurulabilir (Hayes vd., 1989). Bu yer değiştiren gruplar: metoksi grupları, eterler ve/veya hidroksil gruplarıdır. Halkanın 1. konumu üzerindeki grup karboksil grubu, aldehit veya keton grubu, bir fenilpropan yapısı veya fenilpropan birimlerinden oluşan bir yapı olabilir. Bu tür yapıların kaynağının lignin olduğu düşünülmektedir. Aromatik halkaya bağlı gruplar yan zincirler veya poli-aromatik yapılar arasında köprüler şeklinde bulunabilir. Bu yapılar doymamıştır ve genelde bazı polar fonksiyonel grupları içerirler. Aromatik yapılar aromatik eterlerle, alifatik-aromatik eterlerle, ve alifatik hidrokarbonlarla bağlanırlar (Hayes vd., 1989).

Yağ asiti ve uzun zincirli hidrokarbon yapıları gibi grupların olması, hümik maddelerin hidrofobik özelliğine katkıda bulunur. Hümik maddeler başlıca oksijen ve azot içeren gruplarla çapraz bağlı alkil/aromatik iskeletlerden oluşur. Bu yapılardaki temel fonksiyonel gruplar: karboksilik asit, fenolik ve alkolik hidroksil, metoksil, karbonil, metil, keton ve kinon (Thurman ve Malcolm, 1983; Malcolm, 1985; Steinberg ve Muenster, 1985; Hayes vd., 1989). Bu polar fonksiyonel grupların mevcut olması hümiklerin sudaki çözünürlüklerini sağlar (Gaffney vd., 1996). GC/MS kullanılarak yapılan detaylı bir çalışmada (metillenmiş permanganat oksidasyonu ile) akuatik hümik ve fulvik asitlerin yapılarında benzen karboksilik asitlerin metil esterleri, furan karboksilik asitler, alifatik bir, iki ve üç bazlı asitler, ve karboksifenil (glioksilik) asitler bulunmuştur (Liao vd., 1982). Fourier transform solüsyon ¹H-NMR spektrometre kullanılarak birçok su örneklerinde yapılan bir

çalışmada hümiklerin düşük moleküler ağırlıkta bileşenleri olarak, suksinat, asetat, metanol, format, laktat, ve bazı aril metoksiller tespit edilmiştir (Wilson vd., 1988).

Hümik maddelerin yaklaşık element kompozisyonu şöyledir: %40-60 karbon, %30-45 oksijen, %4-5 hidrojen, %1-4 azot, %1-2 sülfür, ve %0-0.3 fosfor (Riffaldi ve Schnitzer, 1972; Gjessing, 1976; Eberle ve Beuerstein, 1979; Huffman ve Stuber, 1985; McKnight vd., 1985; MacCarthy ve Suffet, 1989; Malcolm, 1990; Aiken vd., 1992; Croue vd., 1996; Wu vd., 1998). Genellikle hümik asitler, fulvik asitlerden daha fazla hidrojen, karbon, azot, sülfür ve daha az oksijen içerir. Hüminler ise hümik asitlere benzer özellikler gösterir. Ancak hüminler hümik asitlerden farklı olarak daha büyüktürler ve metallerle ve killerle daha güçlü bağlanırlar, bu da onları suda çok az çözünür kılar (Schnitzer ve Khan, 1972).

Akuatik hümik maddelerin önemli yönlerinden biri, poliprotik asitler olmaları ve yapısal özelliklerinin birçoğunun fenolik ve karboksilik gruplar tarafından belirlenmesidir. Çeşitli doğal organik asitlerin asitlik sabitlerinin aralığı sıklık (frekans) diyagramları ile özetlenmiştir. Karboksilik grupların bulunma sıklığının 4,5 olan ortalama pKa değeriyle Gaussian dağılımına benzediği bulunmuştur. Fenolik içeriklerin de bu dağılıma benzer olarak ortalama pKa=10 değerine sahip olduğu bulunmuştur (Perdue, 1985). pH 5-8 aralığındaki birçok doğal suda fulvik ve hümik asitler organik polianyon formunda bulunurlar. Genel elektriksel yükleri pH'a bağlıdır. pH arttıkça karboksilik ve fenolik fonksiyonel grupların iyonlaşmasından dolayı net negatif yük artar (Malcolm, 1985). Hümik maddeler polianyonlar olarak genel su kalitesini şu mekanizmalarla etkileyebilir: anyon-kasyon dengesi, alkalinite, kasyon değiştirme reaksiyonları ve metal kompleksleşmesi. Hümik maddeler ve daha düşük molekül ağırlıklı organik asitler doğal suların pH'ında etkili olabilirler (Malcolm, 1985).

Hümik maddelerin tam boyutlarını, reaktivitelerini oldukça etkilemesine rağmen, belirlemek hemen hemen imkansızdır (Cabaniss vd., 2000). Sulardaki çoğu hümik maddelerin boyutunun kolloidal aralıkta olduğu varsayılmaktadır (Leenheer ve

Huffman, 1976; Stevenson, 1982; Thurman, 1985a; Gaffney vd., 1996). Hümik maddelerin halkalı, uzun zincirli ve elektriksel yüklerin tanecikler üzerinde farklı biçimde dağıldığı üç boyutlu dallanmış makromoleküllerden meydana geldiği düşünülmektedir. İyonlaşabilen asidik gruplardan dolayı oluşan yüklü bölgeler karşılıklı itme oluşturur ve moleküllerin maksimum genişlemesine neden olur. Akuatik fulvik asitlerin tahmini moleküler ağırlığı 1000 dalton civarındadır, ve sulu film tabakasının yarı çapı 15 A°'dan küçüktür (5-14 A° aralığında değişir). Akuatik hümik asitlerin moleküler ağırlığı ise biraz daha büyüktür ve yaklaşık 3000'dir (sulu film tabakasının yarı çapı 10-20 A°) (Malcolm, 1985; Hayes vd., 1989). Bununla birlikte, bazı hümik asitlerin agregasyonu sonucu oluşmuş kolloidal organik maddelerin moleküler boyutları 20 ile 500 A° arasındadır. Hümik maddelerin boyutları ve konformasyonu (moleküllerin biçimleri ve değişmelerin sebep olduğu izomerleşme), suyun kimyasına (pH, iyonik şiddet, divalent katyonların bulunması), hümik maddenin kimyasal kompozisyonuna (fonksiyonel gruplar üzerindeki yüzeysel yükler), molekül içinde ve moleküller arası hidrojen bağlarına ve hümik maddelerin konsantrasyonuna bağlıdır.

2.1.3.2. Düşük Molekül Ağırlıklı Hidrofilik Asitler

Düşük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler, yüzeysel sularda ve yeraltı sularındaki ÇOK'un sırasıyla yaklaşık %20-30 ve %50'sini oluşturur. RAK tekniğinde kullanılan XAD-4 reçinesiyle elde edilen ÇOM fraksiyonu düşük molekül ağırlıklı hidrofilik asitler olarak tanımlanır. Fakat bu asitler hakkında bilinmeyen hala birçok nokta vardır. Bu asitlerin DYÜ'lerin oluşumuna çok katkılarda bulunabileceği düşünülmektedir. Hidrofilik asitlerin az dallanmış, fonksiyonel grupların bağlı olduğu ve hafif derecede renkli ÇOM'lar olduğu tahmin edilmektedir. Akuatik fulvik asitlere göre moleküler ağırlıkları düşüktür, ancak her bir karbon atomu başına daha fazla asidik fonksiyonel gruplara sahiptirler. Bu hidrofilik asitler, akuatik hümik maddelerin oluşumunda ilk aşama olan organik poliasitleri içerebilirler (Malcolm, 1985; Croue vd., 1993; Leenheer, 1996).

2.1.3.3. Diğer DOM Fraksiyonları

Protein yapısındaki maddeler ve karbonhidratların da DOM'ların yapısında olduğu düşünülmektedir. Piroliz -GC-MS ile yapılan çalışmalarda toprakta ve su kökenli DOM'da karbonhidratların, protein yapısındaki maddelerin ve N-asetilamin şekerlerinin varlığı tespit edilmiştir (Bruchet vd., 1990a). Hüyük maddelerin kütleli olarak % 0.5 ile 2 azottan oluştuğu bulunmuştur (Thurman, 1985a; Thurman, 1985b; Thurman ve Malcolm, 1995). Çözünmüş serbest ve çözünmüş bağlı amino asitler olmak üzere, amino asitler iki formda doğal sularda ölçülmüştür. Proteinlerin yapı taşı olan amino asitler, canlı organizmaların bir çoğu için organik azotun en çok bilinen kaynağıdır. Amino şekerleri, hücre duvarının mikrobiyal bileşiminde önemlidir ve nükleik asitler canlı hücrelerin hepsinde mevcuttur. Amino asitler, amino grupları, amonyum iyonu, amino şekerleri ve nükleik asit türevleri, genellikle topraktaki, sudaki ve sedimentteki hüyük maddelerin organik azot içeriğinin %95'den daha fazlasını oluştururlar (Anderson vd., 1989). Polisakkaritler, göl ortamındaki çözünmüş şekerlerin hemen hemen hepsini oluşturduğu tespit edilmiştir. Karbonhidrat bağlı hüyük fraksiyonunun çok az olduğu bulunmuştur (Sweet ve Perdue, 1982).

Algojenik madde hem direkt alg hücrelerinden hem de hücreler tarafından salgılanan hücre dışı organik maddeden (HDOM) oluşur. Algojenik HDOM'lerin polar, çoğunlukla alifatik (çok az yada hiç aromatik bileşen bulundurmaz) ve polisakkaridik karakterli olduğu düşünülmektedir. Glikoller, glikozlar, deoksiglikozlar, glükonik asitler, glükuronik asitler, ve glükarik asitler gibi bazı polar bileşenlerden oluşmuşlardır. Nötral ve asidik polisakkaritler HDOM'lerin tipik olarak %20-40%'ını, üronik asitler ise HDOM'lerin yaklaşık %2-10'unu oluştururlar (Hoyer vd., 1986). HDOM'lerin özellikleri ve kompozisyonu hem organizmaya hem de organizmanın büyüme fazına bağlıdır. HDOM'ler ışık ya da besi maddesi eksikliği durumlarında, hücrelerin azalma fazında, ve hücrelerin bozunması ve otolizi (parçalanma) sonucu salgılanır. Bazı türler yüksek molekül ağırlıklı HDOM üretmesine rağmen, çoğu türler için algal HDOM'nin molekül ağırlığı 2000

daltondan azdır. HDOM'lerin klor ile reaksiyonu sonucu DYÜ oluşturduğu ispatlanmıştır (Hoehn vd., 1980; Karimi ve Singer, 1991; Wardlaw vd., 1991).

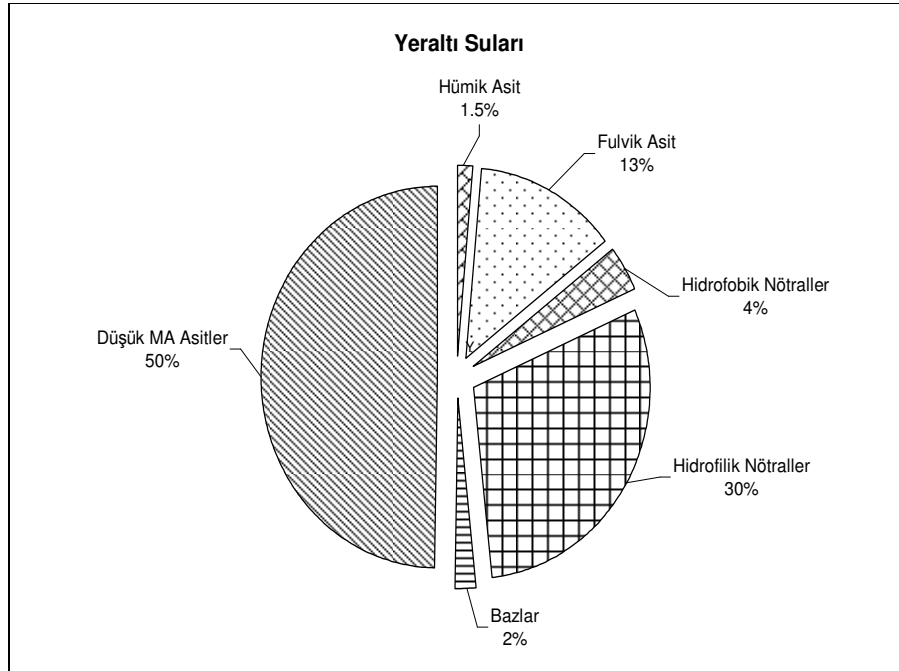
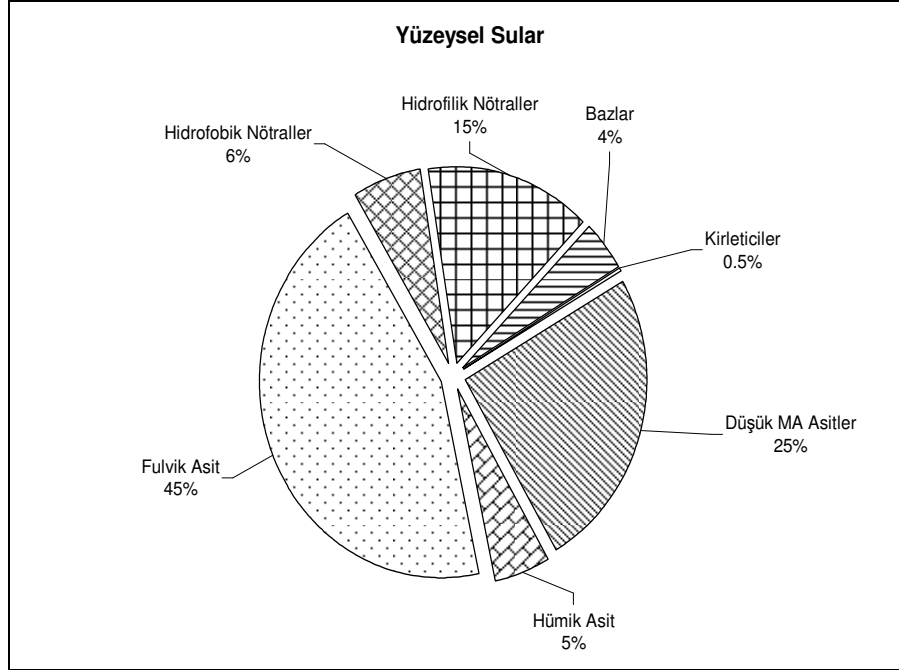
2.1.4. Doğal Sulardaki DOM İçerikleri ve Miktarları

Sucul ekosisteminin büyük çoğunluğu, 0,5 ile 50 mg C/L arasında ÇOK konsantrasyonuna sahiptir (Mulholland, 1990). ABD'deki yaklaşık 100 doğal su kaynağından alınan numunelerde ÇOK'un ortalama değerinin 5 mg/L, konsantrasyon aralığının da 1,5-20 mg/L olduğu görülmüştür (Malcolm, 1985). Genelde ÇOK içeriği 3-6 mg/L olan renksiz tatlı su kaynaklarında, ÇOK'un %40-50 fulvik asitlerden ve %4-10 hümik asitlerden oluştuğu bulunmuştur (Malcolm, 1991). Organik maddelerce zengin ve renkli doğal sularda (Kanada, İskandinavya ve Kuzey Rusya gibi) ÇOK konsantrasyonunun artmasıyla hümik maddelerin yüzdesi de artar ve hümikler ÇOK'un %60-80'ini oluşturur (Malcolm 1991). ABD'de yapılan bir çalışmada birçok doğal su test edilmiş, ve hümik ve hümik olmayan fraksiyonların ÇOK'un sırasıyla %16-56 ve %44-84'ünü oluşturduğu tespit edilmiştir (Sinha vd., 1997). Diğer birçok çalışmada, farklı sular için ÇOK konsantrasyonlarındaki hümik madde oranları şöyle bulunmuştur: %38-62 (Amy vd., 1990), %23-58 (Aiken vd., 1992), %65 (Malcolm ve MacCarthy, 1992), %19-42 (Aiken ve Leenheer, 1993), %77 (Croue vd., 1996), %43-53 (Korshin vd., 1997a), ve %23 (Huang ve Yeh, 1999).

Doğal sularda küçük miktarlarda bulunan karbonhidratların bir göl ortamında yıllık ortalama olarak ÇOK'un %1-2'sini oluşturduğu bulunmuştur (Stabel, 1977). İzole edilen daha yüksek moleküler ağırlıktaki DOM fraksiyonlarında bu değer %50-60'lara çıktığı gözlenmiştir. Ogeechee nehrinde karbonhidrat yüzdesi, fulvik asit için %5 ve hümik asit için %10'dur (Malcolm, 1985). Aynı suda amino asitler olarak toplam azotun yüzdesi yaklaşık fulvik asit için %20 ve hümik asit için %25 olarak bulunmuştur. Doğal sularda amino asitler, ÇOK'un %1-3'ünü oluşturur (%0.5 serbest amino asitler ve %2-3 hümiklere bağlı amino asitler) (Malcolm, 1985; Thurman ve Malcolm, 1995; Afcharian vd., 1997). Thurman'a (1985a) göre bir nehir suyundaki ÇOK ortalama olarak %50'ye kadar hümiklerden ve %30'a kadar

hidrofilik asitlerden oluşmaktadır. Kalan kısım, karbonhidratlar (%10), amino asitler (%3), yağ asitleri (%7) ve hidrokarbonlardır (<%1).

Şekil 2.1'de ABD'deki yaklaşık 100 yüzeysel suyu ve 25 yeraltı suyu numunelerinden RAK metodu kullanılarak elde edilen DOM fraksiyonlarında ÇOK'un ortalama dağılımı gösterilmektedir (Malcolm, 1991). Yüzeysel ve yeraltı sularındaki DOM kompozisyonları oldukça farklıdır. Yüzeysel sularında hümik yapılar (özellikle fulvik asit) ÇOK'un yaklaşık yarısını oluştururken, yeraltı sularında daha düşük molekül ağırlıklı asitler daha baskındır. Topraktaki organik maddeler tarafından tutulmasından dolayı yeraltı sularında hümik asitlerin yüzdeleri daha azdır. Sadece daha hidrofilik ve daha küçük boyuttaki organikler topraktan sızarak akiferlere ulaşabilirler. Hidrofilik nötrallerin doğal sulardaki DOM'a önemli miktarlarda katkısı vardır. Karbonhidratlar, hidrokarbonlar, karbonil gruplar ve polialkollerin hidrofilik nötrallerin çoğunu oluşturduğu düşünülmektedir (Leenheer, 1996). Bazılar amino asitler, amino şekerler, peptitler ve proteinlerden oluşabilir (Aiken ve Leenheer, 1993). Sonuç olarak, hümik maddeler, hidrofilik nötraller ve düşük molekül ağırlıklı asitler DOM'un önemli bileşenleridir, ve DYÜ oluşturmada dikkate alınmaları gerekir.



Şekil 2.1. ABD'deki yaklaşık 100 yüzeysel suyu ve 25 yeraltı suyu numunelerinden RAK metodu kullanılarak elde edilen DOM fraksiyonlarında ÇOK'un ortalama dağılımı (Malcolm, 1991).

2.2. İçme Sularında Dezenfeksiyon Yan Ürünleri

Sulardaki doğal ve insan kaynaklı organik madde ile klorun reaksiyonu sonucu DYÜ olarak bilinen potansiyel mutajenik ve kanserojenik halojenlenmiş yan ürünler oluşur (Cognet vd., 1986; Meier vd., 1986; Glaze vd., 1993b; Watt vd., 1996; Kitis vd., 2001a,c). DOM'lardan DYÜ'nün oluşumu kompleks kimyasal reaksiyonlar içerir ve DOM' un karakteristikleri ve konsantrasyonu, su kalite parametreleri (örneğin, pH, ortamdaki inorganik matriks, özellikle brom konsantrasyonu) ve klorlama şartları (örneğin, sıcaklık, klor dozu ve klorun temas süresi) gibi birçok faktöre bağlıdır. Klor DOM ile reaksiyonlarında hem oksidant hem de halojenlendiren madde olarak rol alır. Moleküler klorun suda ayrışması sonucu oluşan hipoklorür asit (HOCl) ve hipoklorit iyonu (OCl⁻) DYÜ oluşumuna sebep olan reaktif halojenlendirici maddelerdir (Morris, 1975; Reinhard ve Stumm, 1980; White, 1992; Larson ve Weber, 1994). Bromür iyonunun yokluğunda, HOCl güçlü bir oksidanttır, ama zayıf bir halojenlendiricidir. Halojenlendirme reaksiyonları tarafından klor tüketimi genellikle toplam klor tüketiminin %10'undan azdır. Oksidasyon ile klor tüketimi ise %60'dan fazladır (Symons vd., 1993,1996).

Moleküler klor ve ayrışma türleri (HOCl, OCl⁻) elektrofiliktir ve böylece DOM'un elektronca zengin bölgeleriyle reaksiyona girer. Organik yapıların elektronca zengin bölgelerine örnek olarak aktif aromatik halkalar, amino azotlar ve alifatik β -dikarboksiller verilebilir (Reckhow vd., 1990; Hanna vd., 1991; Harrington vd., 1996). Hümiklerdeki aromatik halkaların kırılması veya yan zincirlerin oksidasyonu ve müteakip halojenlendirme ile klorlu alifatik yan ürünler oluşur. Ayrıca DOM'un klorlanmasından sonra bazı halkalı klorlanmış aromatik bileşenler oluşabilir (Seeger vd., 1985; De Leer vd., 1985). Klor ile DOM'un oksidasyonundan sonra klorlanmamış yan ürünler de oluşabilir. Norwood vd.,(1983), fulvik asitlerin klorlanmasından sonra oluşan DYÜ'lerin çoğunun aromatik olduğunu bulmuştur. Bu yapılar, hümik maddelerdeki birleşmiş çoklu halkaların oksidasyonu sonucu olabilir. Benzer şekilde Christman vd.,(1980) de klorlanmamış aromatik yan ürünlerin hümik asitlerin klorlanmasından sonra oluştuğunu bulmuşlardır. Klorlanmamış alifatik asitler, hümiklerin halkalarının kırılmasından oluşabilirler (Johnson vd., 1982).

Klorlanmış içme sularında tespit edilen ilk halojenli yan ürünler THM'lerdir (Rook, 1974). İçme sularındaki THM'ler birçok ülkede potansiyel sağlık etkileri nedeniyle denetim altına alınmıştır. Sularda tespit edilen ve mevzuatları olan dört temel THM: kloroform, diklorobromometan (DCBM), dibromoklorometan (DBCM), bromoform'dur. Klorlanmış sularda bulunan diğer halojenlenmiş yan ürünler arasında; haloasetik asitler (HAAs), haloasetonitriller (HANs), haloketonlar (HKs), kloral hidrat (CHY), kloropikrin (veya trikloronitrometan, CP), siyonejen klorür (CNCl), siyanojen bromür (CNBr) ve klorofenoller sayabiliriz (Kitis, 2001). Sularda tespit edilen 9 adet HAA: kloro-asetik asit, bromo-asetik asit, dikloro-asetik asit, bromokloro-asetik asit, trikloro-asetik asit, dibromo-asetik asit, bromodikloro-asetik asit, dibromokloro-asetik asit, ve tribromo-asetik asit'tir. Sularda tespit edilen 4 tane HAN: trikloroasetonitril, dikloroasetonitril, bromokloroasetonitril, dibromoasetonitril'dir. Sularda tespit edilen 2 tane HK: 1,1-dikloropropanon ve 1,1,1-trikloropropanon'dur.

Klorlu ve klorsuz alifatik mono- ve di-bazik asitler, nötral ve asidik karbonil bileşikler, klorlu okso-asitler, ve klorsuz aromatik asitler de klorlanmış sularda bulunmuştur (Christman vd., 1983; De Leer vd., 1985; Krasner vd., 1989; Becher vd., 1992). Fulvik asitin klorlanmasından sonra 782 bileşiğin varlığı tespit edilmiştir (Stevens vd., 1989a). Bunlardan 500 tanesinin klorlama ile ilgili olduğu sanılmaktadır. 500 bileşikden tanımlanabilen veya tanımlanamayan 196 tanesi aynı zamanda 10 tane içme suyu arıtma tesisi çıkış numunelerinde de bulunmuştur. THM ve HAA gibi temel DYÜ'lerden daha az konsantrasyonlarda oluşmasına rağmen, 3-kloro-4-(diklorometil)-5-hidroksi-2(5H)-furanon (MX) klorlanmış sulardaki mutajenliğe büyük miktarlarda katkıda bulunur (Kronberg vd., 1988; Holmbom, 1989; Langvik vd., 1991; Xu vd., 1997).

2.3. SUVA (Spesifik UV Absorbansı)

Sulardaki DOM'lar organik karbon içeriği (çözünmüş organik karbon: ÇOK) ve UV absorbansı gibi basit ve spesifik olmayan parametrelerle tanımlanabilir. DOM çözeltilerinin 254-280 nm aralığında UV absorbansının ölçümü ile sulardaki aromatik bileşiklerin (doymamış çift bağların ve π - π elektron etkileşimlerin) miktarı genel absorbans değeri ile indirek olarak tespit edilir (Lawrence, 1980; Stevenson, 1982; MacCarthy ve Rice, 1985; Bloom ve Leenheer, 1989; Traina vd., 1990; Novak vd., 1992; Chin vd., 1994; Hongve ve Akesson, 1996; Peuravuori ve Pihlaja, 1997; Hautala vd., 2000; Kitis vd., 2001a). ^{13}C -NMR spektroskopisi araştırmalarına göre DOM'daki karbonun yaklaşık %10-30'u aromatik halkalarda bulunur (Malcolm, 1985,1990; Hayes vd., 1989; Reckhow vd., 1990; Croue vd., 2000a,b). Bazı araştırmacılar, DOM'ların $UV_{254-280\text{nm}}$ absorbansı ile aromatik karbon içeriği arasında güçlü korelasyonlar olduğunu bildirmişlerdir (Edzwald vd., 1985; Chin vd., 1994; Karanfil vd., 1996). Bununla birlikte, belirli dalga boyunda, absorbansın büyüklüğü çözeltide bulunan organik karbon miktarının bir fonksiyonudur. Dolayısıyla, sulardaki farklı DOM karakteristiklerini karşılaştırmak 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.

$$SUVA_{\lambda} = \frac{UV_{\lambda}}{\text{ÇOK}} \times 100 \quad (1)$$

UV_{λ} : λ dalga boyundaki absorbans (cm^{-1})

ÇOK: çözünmüş organik karbon konsantrasyonu (mg/L)

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

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. Doğal sularda yüksek $SUVA_{254nm}$ değerleri (örneğin, >4 L/mg-ÇOK.m) hümik ve fulvik asitlerdeki gibi nispeten yüksek hidrofobik içerikli, aromatik ve yüksek molekül ağırlıklı DOM'ların mevcut olduğunu gösterir (Edzwald ve Van Benschoten, 1990; White vd., 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 vd., 1981; McCarty ve Aieta, 1984; Edzwald vd., 1985; Norwood ve Christman, 1987; Amy vd., 1987b; Singer ve Chang, 1989; Reckhow vd., 1990; Reckhow ve Singer, 1990; Najm vd., 1994; Korshin vd., 1997a; White vd., 1997; Bezbarua ve Reckhow, 1997; Wu vd., 1998; Croue vd., 2000a; Galapate vd., 1999; Kitis vd., 2000,2001a). Örneğin, $SUVA_{254}$ ve TOX/ÇOK, ve $SUVA_{254}$ ve kloroform/ÇOK arasında güçlü doğrusal korelasyonlar bulunmuştur (Reckhow vd., 1990). Benzer şekilde, farklı sulardan izole edilmiş hidrofobik asit fraksiyonlarının $SUVA$ 'sıyla ozon tüketimleri arasında iyi korelasyonlar gözlenmiştir (Westerhoff vd., 1999). Böyle iyi korelasyonların sebebi, aktifleşmiş aromatik yapıların (oksijen ve azot içeren fonksiyonel gruplara sahip: fenolikler ve aromatik aminler gibi), klor ve diğer oksidantlar tarafından atak edilen ilk bölgeler olması olarak açıklanabilir (Norwood vd., 1980; De Laat vd., 1982; Norwood ve Christman, 1987; Reckhow vd., 1990; Harrington vd., 1996).

Reckhow vd. (1990) fulvik asit fraksiyonları için klor tüketimi ve aromatik karbon yüzdesi, ve klor tüketimi ve aktif aromatik halka konsantrasyonu arasında güçlü doğrusal ilişkileri tespit etmiştir. Aktif aromatik halka konsantrasyonu, ^{13}C NMR ve karboksilik ve fenolik asidik grup titrasyon verileri ile tahmin edilmiştir. Bu tahminde, klorla reaktivite açısından, sadece OH ve azot bağlı aromatiklerin önemli olduğu, ve elektron alıcı veya verici olsun diğer aromatlara bağlı grupların önemli olmadığı varsayılmıştır. Her bir aktifleşmiş aromatik bölge için ortalama 7.9 klor molekülü tepkimeye girmiştir. Diğer çalışmalarda klor ile OH ve NH_2 içeren aktifleşmiş aromatikler arasında gözlenen stokiometri ile bu değer uyum göstermektedir (Norwood vd., 1980; De Laat vd., 1982; Reckhow ve Singer, 1985).

Li vd. (2000) parçalanmış her bir aktifleşmiş aromatik halka başına DOM'a 1.6-4.1 arasında klor atomu bağlandığını bulmuştur. İncelenen sularda klor tüketimi ve THM ve HAA oluşumu ile DOM'un aromatik ve fenolik içeriği arasında bağıntılar bulunmuştur (Singer vd., 1994). Fenolik karbon içeriği, klor ile DOM arasındaki reaktivite için en iyi indikatör olarak tespit edilmiştir (Harrington vd., 1996). Tüm bu literatür bulguları DOM karışımında DYÜ oluşumuna sebep olan temel yapıların SUVA ile ölçülebilen DOM'un aromatik (fenolik yapılar ve aromatik aminler gibi) bileşikleri olduğunu göstermektedir.

Farklı sulardan granül aktif karbon (GAK) ve XAD-8 adsorpsiyonu, alümin koagülasyonu, RAK metodu ve UF ile elde edilen her su için en az 50 DOM fraksiyonunun SUVA'larının elde edildiği teknikten bağımsız olarak çok güçlü korelasyonlarla THM ve HAA oluşumlarıyla ilintilendiği bulunmuştur (Kitis, 2001; Kitis vd., 2001a,d). Bu bulgu basit ve ölçümü kolay bir parametre olan SUVA'nın DYÜ oluşumunu tahmin etmekte çok yararlı bir parametre olduğunu göstermektedir. Her su için spesifik olarak tespit edilen SUVA ve DYÜ oluşumları arasındaki korelasyonlar *DYÜ reaktivite profilleri* olarak tanımlanmıştır (Kitis vd., 2001d). Bu çalışmada üretilen reaktivite profillerinin faydaları şöyle sıralanabilir: klor eklenmesinden önce arıtma tesisinin herhangi bir noktasından alınacak numunenin hızlı ve kolay bir şekilde SUVA'sının ölçülmesi ile hemen DYÜ formasyonunun tahmini; çıkış suyunda DYÜ mevzuatlarına uymak için SUVA'ya bağlı olarak arıtma proseslerinin optimizasyonu; yıl boyunca mevsimsel olarak bir su kaynağındaki DOM heterojenliğinin ve reaktivitesinin değerlendirilmesi ve izlenmesi; ve DYÜ kontrolü için farklı DOM giderme teknolojilerinin değerlendirilmesi (Kitis, 2001; Kitis vd., 2001d). Dezenfektan reaktivitesine ilaveten, SUVA, GAK adsorpsiyonu ve koagülasyon gibi DOM giderme proseslerinde de DOM giderimiyle güçlü bağıntılar göstermektedir (Owen vd., 1995; White vd., 1997). Dolayısıyla, az miktarda ÇOK giderilse bile, bir suda SUVA'nın azaltılması DYÜ oluşum potansiyelini önemli derecede azaltabilir (Kitis, 2001).

SUVA'nın pratik uygulamaları bağlamındaki önemli avantajları; ölçümü çok basit olması, kısa sürede belirlenebilmesi, küçük hacimlerde numune kullanımı, ve

numuneler için karmaşık ön şartlandırma gerektirmemesidir. SUVA'nın tayini için gerekli UV ve ÇOK ölçüm cihazları su arıtma tesislerinde mevcut olabilip, arıtma tesisi operatörler tarafından kolaylıkla kullanılabilir. ¹³-C-NMR, piroliz GC-MS ve elemental analiz gibi çok pahalı ve kullanımı zor cihazlar pratik olarak tesislerde on-line DYÜ oluşumu tahmini için kullanılamaz. Bu pratikliğine ilaveten, zaten 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 başlamışlardır. Ayrıca, UV absorbansı (UV₂₅₄) ve toplam organik karbon (TOK) parametreleri, USEPA tarafından anket amaçlı 'Information Collection Rule (ICR)' çalışmasına eklenmiştir. Çok yakın bir süre önce de SUVA₂₅₄ 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 SUVA₂₅₄ değerleri 2'den düşük ise, mevzuatdaki sudan TOK giderme şartı gerekmemektedir.

2.4. İyon Değiştirici Reçinelerin DOM Gideriminde Kullanılması

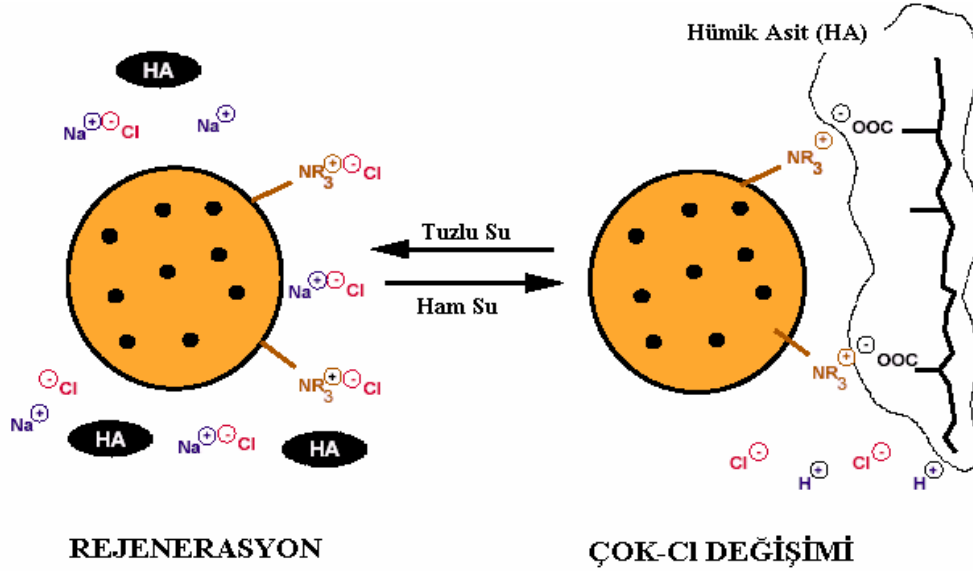
Su arıtımında koagülasyon, adsorpsiyon, iyon değiştirme ve membran prosesleri gibi birçok değişik arıtma teknikleri DOM veya DYÜ oluşumuna sebep olan maddelerin gideriminde kullanılmakta ve test edilmektedir. Her biri farklı DOM giderim performansına sahip olan proseslerin giderim verimleri Çizelge 2.2.'de verilmiştir.

Çizelge 2.2. ÇOK giderim proseslerinin karşılaştırılması

Metot	Proses İşleyişi	ÇOK Giderimi (%)	Referans
Membranlar		80-100	Jacangelo vd., 1995; Amy vd Cho, 1999; Fu vd., 1994 ve Lin vd., 1999
Koagülasyon	Alüminyum Sülfat	10-40	Croué vd., 1993; Owen vd., 1993; Dennett vd., 1995; Edzwald, 1993; Crozes vd., 1995 ve Volk vd., 2000
	Demir Klorür	40-60	Dennett vd., 1995; Crozes vd., 1995 ve Volk vd., 2000
	PACl	20-40	Volk vd., 2000
İyon Değişimi/Adsorpsiyon	IEX	80	Fu ve Symons, 1990
	GAC	60-80	Owen vd., 1993
Ozanlama/Biyolojik Parçalanma	O ₃	27	
	Biyolojik Bozunma	50	Goel vd., 1995
	O ₃ +Biyolojik Bozunma	75	

İyon değiştirme yüksek kalitede su elde edilebilen oldukça seçici ve kararlı bir DOM giderim prosesidir (Brattebo vd., 1987). Doğal sularda bulunan DOM'un birçoğunun negatif yüklü karakteristiğinden dolayı anyon değiştirici reçineler kullanılarak DOM giderimi sağlanabilir. Anyon değişim reçineleri genellikle çapraz bağlı polimerik matrikse pozitif yüklü üçüncül veya dördüncül amin gruplarının kovalent bağlarla reçineye tutturulması sonucu elde edilir. Reçine klorür gibi negatif yüklü iyonların bulunduğu solusyona daldırılır ve reçinenin pozitif yüklü bölgelerine bu anyonlar elektrostatik olarak bağlanır. Hidrofilik ve hidrofobik asitlerden oluşan DOM'un seçicilik katsayısı klorürün katsayısından daha fazla olacak şekilde reçine dizayn edilir ve bu da solüsyon içerisinde iyon değişiminin olmasını sağlar. İyon değişiminin konvansiyonel uygulamalarında ham su, sabit yataklı reçineden geçer ve giderilmesi istenen anyonlar klorür ile yer değiştirerek giderim sağlanır. Spesifik anyonlar için reçine kapasitesi, sudaki anyonların bağlı konsantrasyonlarına ve reçinenin seçiciliğine bağlıdır. Reçine, değişim bölgelerinin sayısına bağlı olarak

sınırlı iyon değişim kapasitesine sahiptir. Hedef iyonlarla reçinenin aktif değişim bölgeleri dolduğu zaman rejenerasyon gerekir. Rejenerasyonda konsantre tuzlu su veya kostik tuzlu su reçine yatağından işletim koşullarına ters yönde hareket eder ve reçine bünyesindeki bağlı iyonlar klorür ile yer değiştirir.



Şekil 2.2. ÇOK değişim mekanizması

İyon değiştirme ile DOM adsorpsiyonunun hidrofilik reğinlerde daha etkin olduğu bulunmuştur (Bolto vd., 2002). Bazı humik maddeler anyon değişim prosesi ile giderilirken, humik maddelerin bir kısmı ise pozitif yüke sahip olmadıkları asidik ortamlarda Van der Waals kuvvetlerinin etkin olduğu yüzey adsorpsiyonu ile giderilebilir. (Fu ve Symons 1990).

Zayıf bazik anyon değiştirme reçineleri üçüncül amin grupları içerir, bu gruplar fonksiyonel grupların protonlaştığı sadece asidik pH aralıklarında etkindirler. Kuvvetli bazik anyon değiştirici reçineler geniş pH değerlerinde pozitif yüklü dördüncül amin grupları içerirler ve bu gruplar negatif yüklü organik bileşiklerin çoğunu giderirler (Anderson and Maier 1979, Kim and Symons 1991, Fu and Symons 1990, Fettig 1999). Nötral pH değerlerinden bazik pH değerlerine doğru negatif yüklü anyonları barındıran DOM'un çoğu anyon değiştiriciler tarafından giderilmeyebilir. Kuvvetli bazik reçineler zayıf bazik reçinelere göre DOM tutma

oranları, kapasiteleri ve rejenerasyon verimlilikleri bakımından daha üstündür (Boening vd., 1980, Brattebo vd., 1987, Rook ve Evans, 1979).

Reçine iskeleti ve por yapısı DOM gideriminde önemli parametrelerdir. Reçinenin kabarma miktarı reçine iskeleti tarafından belirlenir. Akrilik iskelet yapısına sahip reçinelerin polistiren, katı ve aromatik yapılu reçinelere göre daha fazla sucul aquatik organik madde gidermektedirler (Fu ve Symons 1990). Anyon değişim reçinelerinin por yapıları, jel içeren veya porlu olarak sınıflandırılabilir. Makroporlu reçineler jel fazına eklendiğinde gerçek gözeneklere sahip iken, jel içeren reçineler hemen hemen hiç pora sahip değildir. Bu yüzden makroporlu reçineler iç yüzey alanlarına sahiptir ve jel içeren reçinelere göre daha çok organik moleküllere erişebilmektedirler (Fu ve Symons 1990). Bu da reçine yapılarına bakılmaksızın yüksek su içeren ve porlu reçineler DOM gideriminde daha etkin rol oynadıklarını göstermektedir (Bolto vd., 2002). Diğer çalışmalar, iyon değişiminin DYÜ'lere sebep olan DOM gideriminde etkin bir metod olduğunu göstermiştir (Rook ve Evans 1979, Brattebo vd., 1987) ve poliakrilik iskelete, dördüncül amin fonksiyonel gruplara ve makroporlu yapıya sahip kuvvetli bazik reçineler DOM gideriminde en etkin reçinelerdir.

İyon değiştirici reçinelerin DOM giderimi ile ilgili literatürde yer alan genel yargılar şu şekildedir;

- İyon değiştiricinin por büyüklüğü ve büyüklük dağılımı, geniş molekül ağırlıklı DOM fraksiyonlarının giderimi için oldukça önemlidir
- Dördüncül amin fonksiyonel grupları içeren reçineler DOM gideriminde oldukça etkindir (Bolto vd., 2002; Singer ve Bilyk, 2002);
- Küçük çaplı reçine partikülleri DOM gideriminde daha etkindir (Meyers, 1995).
- Poliakrilik iskelete sahip reçineler, DOM gideriminde stiren yapılu reçinelerden daha üstündür:

Symons vd. (1995) ve Gottlieb (1996); daha esnek akrilik iskeletli reçineler, daha fazla su adsorblanmasına ve şişmesine izin vermekte olduğunu ve tıkanmaya karşı daha az eğilimli olduğu sonucuna varmışlardır. Bunlara ek

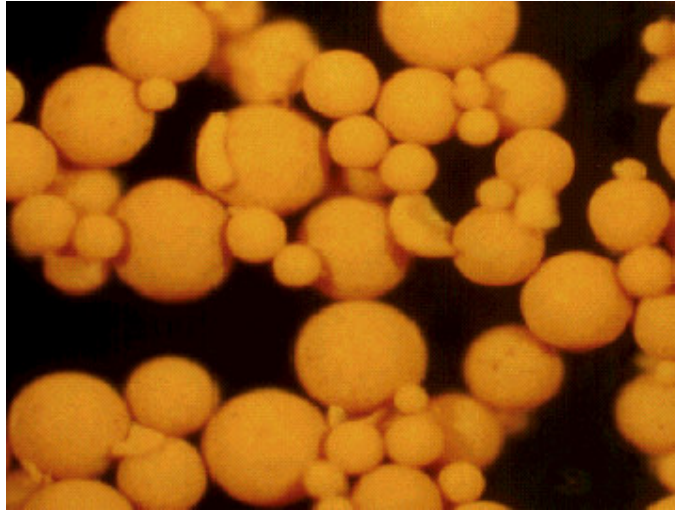
olarak akrilik iskelet, hidrofobik organik asitlerin yanında hidrofilik organik asitlerin de giderimlerini kolaylaştırdığı varsayılmaktadır (Sunjski vd., 1999).

- Yüksek poroziteye sahip makroporlu reçineler, jel içeren reçinelerle karşılaştırıldığında sürekli proseslerdeki baskılara karşı daha dayanıklıdır:
Kunin ve Yarnell (1997), makroporlu reçinelerin, hidrolik basınç ve klor içeren agresif şartlarda jel içeren reçinelerden daha fazla fiziksel kararlılığa sahip olduklarını rapor etmişlerdir (Sunjski vd., 1999).
- Klorür değişim prensibine dayanan reçinelerin aktif alanları daha etkindir:
Brattebo vd. (1987), klorür formunda bulunan kuvvetli bazik reçineler, hidroksit formunda bulunanlarına göre DOM gideriminde daha iyi olduklarını göstermişlerdir (Sunjski vd., 1999).
- Reçineler, yüksek spesifik iyon değişim kapasitelerine sahip olmalıdır:
Symons vd. (1995) ve Brattebo vd. (1987)'ye göre, kuvvetli bazik reçineler tarafından DOM giderimindeki tek mekanizma iyon değişimidir, bundan dolayı yüksek kapasiteye sahip reçineler daha fazla DOM giderme kapasitesine sahiptir (Sunjski vd., 1999).
- Manyetik içeriğe sahip reçinelerin, reçine ayırım tanklarında geri kazanımları daha etkilidir:
Manyetik içeriğe sahip reçineler, reçine ayırım ünitesinde reçinelerin geri kazanılmasını kolaylaştırmaktadır. Bu özellik dikkate alınarak MİEX® reçinesi ve prosesi üretilmiştir (Orica Watercare, 1998).

2.4.1. Manyetik İyon Değiştirici Reçine (MİEX®)

MİEX® (Manyetik İyon Değiştirici) Reçinesi, Avustralya'da Orica ve Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) ile Australian Water Quality Centre (AWQC) tarafından yapılan ortak araştırmalar sonucu hümik maddeler gibi DOM'un anyonik bileşenlerini gidermek için üretilmiştir (Sunjski vd., 2000a). MİEX® reçinesi, makroporlu ve poliakrilik bir yapıdadır. Yük alanlarını sağlayan dördüncül amino fonksiyonel grupları içerir. 150-180 µm aralığında çok küçük partikül çaplarına sahiptir. Diğer konvansiyonel reçinelere göre 2 ila 5 kat daha küçüktürler. Küçük MİEX® reçineleri, daha geniş dış

spesifik yüzey alanına ve taneciklerin yüzeyinde daha fazla aktif değişim bölgelerine sahip olduklarından, değişim kapasiteleri daha yüksektir ve adsorpsiyon kinetikleri daha hızlıdır. Bu da, ÇOK kinetik değişimlerine ve tıkanmaya karşı dirence olumlu yönde katkıda bulunmaktadır. MIEX[®] reçinesinin polimerik yapısında bulunan demir oksitler sayesinde reçine manyetik bir içerik kazanır. Böylelikle her bir reçine tanesinin küçük bir mıknatıs gibi davranır ve karışımın durdurulmasıyla kolayca yığınlar oluşmaktadır (Slunjski vd., 2000a). Oluşan bu yığınlar reçinenin geri dönüşümünü kolaylaştırır ve rejenerasyon ünitelerinde rejenere edilerek yeniden kullanımları sağlanır.



Şekil 2.3. MIEX[®] reçine

Reçine taneleri solüsyon içinde karıştırılmak suretiyle askıda kaldığında DOM giderim reaksiyonunun gerçekleşmesi için reçine yüzeyleri su ile temas eder; ancak karıştırma durduğunda partiküller manyetik etkileşimleri nedeniyle hızlıca flok haline gelirler ve çökelirler. Reçine karıştırma tankına eklendikten sonra reçinenin hacimsel olarak ölçülen konsantrasyonları, rejenerasyon oranları ve temas süreleri hedeflenen DOM giderimini sağlamak için değiştirilebilmektedir.

MIEX[®] reçinesi sadece DOM'un anyonik iyonlarını değil aynı zamanda Bromür, Sülfat, Sülfür ve Arsenat gibi negatif yüklü inorganik iyonları da giderebilmektedir (Brouke vd. 2001, Singer ve Bilyk 2002). Bromür giderimi ile sağlık açısından

oldukça zararlı olan bromür içeren DYÜ'nin oluşum potansiyelinde azalma sağlanır. Bu yüzden MIEX[®] prosesi, su arıtımında geniş bir uygulama alanına sahiptir. Singer ve Bilyk (2002), MIEX[®] reçinesi ile arıtım sonucu THM ve HAA oluşum potansiyeli sadece alüm ile yapılan koagülasyona göre daha az olduğunu bulmuşlardır. MIEX[®] prosesi ile ÇOK'un önemli bir kısmı giderildiği için, MIEX[®]'den bir sonraki arıtma aşaması olan koagülasyonda kullanılan koagülant (Singer ve Bilyk 2002, Cook vd., 2001, Morran vd., 1996) miktarında azalmalar sağlamaktadır. Kullanılan koagülant miktarındaki azalma ile çamur atığı da daha az oluşmakta ve bertarafı maliyetini de oldukça düşürmektedir. Ayrıca MIEX[®] prosesi koagülasyonda ve dezenfeksiyonda kullanılan kostik soda (pH ayarlamaları için) ve dezenfeksiyon kimyasallarının kullanımlarını da azaltır (Delphos vd., 2001).

Bolto vd. (2002) koagülantların ve iyon değiştiricilerin farklı DOM bileşiklerini giderebildiğini göstermişlerdir. Bu yüzden koagülasyon ve iyon değişim proseslerinin birlikte uygulanması ile DOM giderim verimi artırılabilir. Koagülantlar tercihen daha büyük molekülleri giderirken reçinler genellikle daha küçük ve yüklü bileşenleri etkin olarak giderebilirler. MIEX[®] ve koagülasyonun birlikte kullanımı ile organik maddenin azatılımı sonucu klorür talebi azalır ve arıtılmış sudaki bakiye klorun kararlılığı artar (Cook vd., 2001).

Çizelge 2.3. de çalışılan farklı pilot ölçekli tesislerde koagülasyon ve MIEX + Koagülasyon prosesleri sonrasında ÇOK ve UV₂₅₄ giderimleri karşılaştırılmıştır. Elde edilen sonuçlara göre, çalışmaların tümünde koagülasyondan önce uygulanan MIEX prosesi konvansiyonel koagülasyon ile karşılaştırıldığında, MIEX + Koagülasyon prosesi ÇOK ve UV giderim verimlerini artırmıştır.

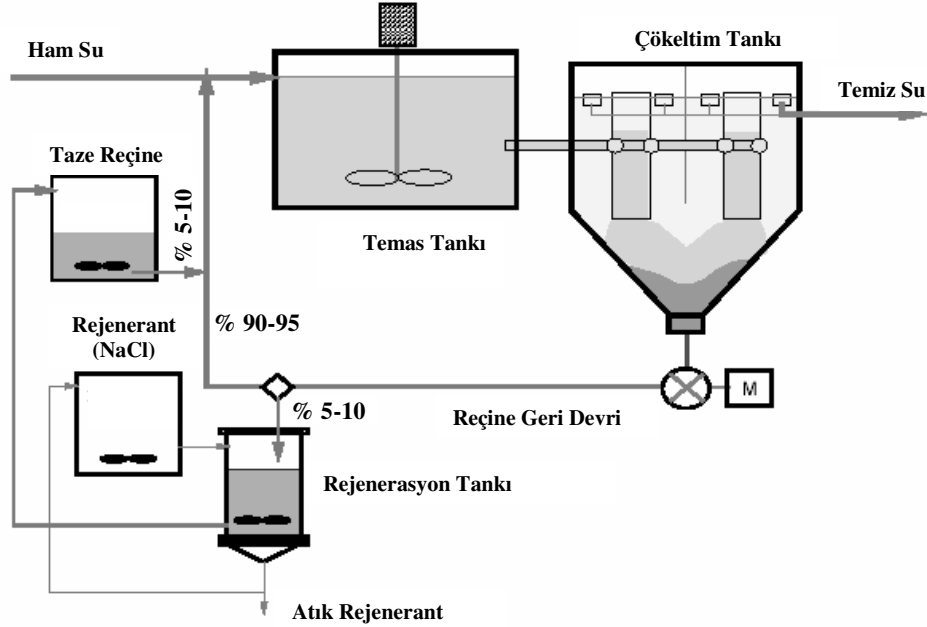
Çizelge 2.3. Koagülasyon ve MIEX + Koagülasyon uygulanan pilot ölçekli tesislerde elde edilen ÇOK ve UV₂₅₄ giderimleri

Aritma Tesisi	SUVA (L mg ⁻¹ m ⁻¹)	Aritma Prosesi	ÇOK Giderimi (%)	UV ₂₅₄ Giderimi (%)	Referanslar
Mount Pleasant	1,32	Alum MIEX [®] +Alum	35 53	49 77	Drikas vd., 2003
Hope Valley	2,4	Alum MIEX [®] +Alum	46 64	46 82	Drikas vd., 2003b
Myponga	3,5	Alum MIEX [®] +Alum	53 76	72 90	Drikas vd., 2003b
Mantee Co	4,5	Alum MIEX [®] +Alum	50 87	78 94	Singer ve Bilyk, 2002
Tampa	4	Alum MIEX [®] +Alum	65 86	80 96	Singer ve Bilyk, 2002
Durham	3,5	Alum MIEX [®] +Alum	39 76	76 92	Singer ve Bilyk, 2002
MWD	3	Alum MIEX [®] +Alum	29 71	41 89	Singer ve Bilyk, 2002
Hackensack	2,7	Alum MIEX [®] +Alum	- -	45 81	Singer ve Bilyk, 2002
Sioux Falls	2,7	Alum MIEX [®] +Alum	44 72	26 76	Singer ve Bilyk, 2002
Austin	2	Alum MIEX [®] +Alum	7 54	27 79	Singer ve Bilyk, 2002
Indianapolis	1,9	Alum MIEX [®] +Alum	- -	23 75	Singer ve Bilyk, 2002
Manchester	1,4	Alum MIEX [®] +Alum	23 46	3 53	Singer ve Bilyk, 2002
Chesapeake	3,96-4,1	Alum MIEX [®] +Alum	63 80	- -	Delphos vd., 2001

Günümüzde MIEX[®] prosesi, sadece Avustralya'da iki tane gerçek ölçekli arıtma tesisinde uygulanmaktadır: 112,5 ML/gün (30 MGD) kapasiteli Batı Avustralya'da bulunan Wanneroo Arıtma Tesisi (Lange, 2001 ve Smith vd., 2002) ve 2,5 ML/ gün (0,66 MGD) kapasiteli Güney Avustralya'da bulunan MT. Pleasant Arıtma Tesisi'nde uygulanmaktadır (Drikas, 2003).

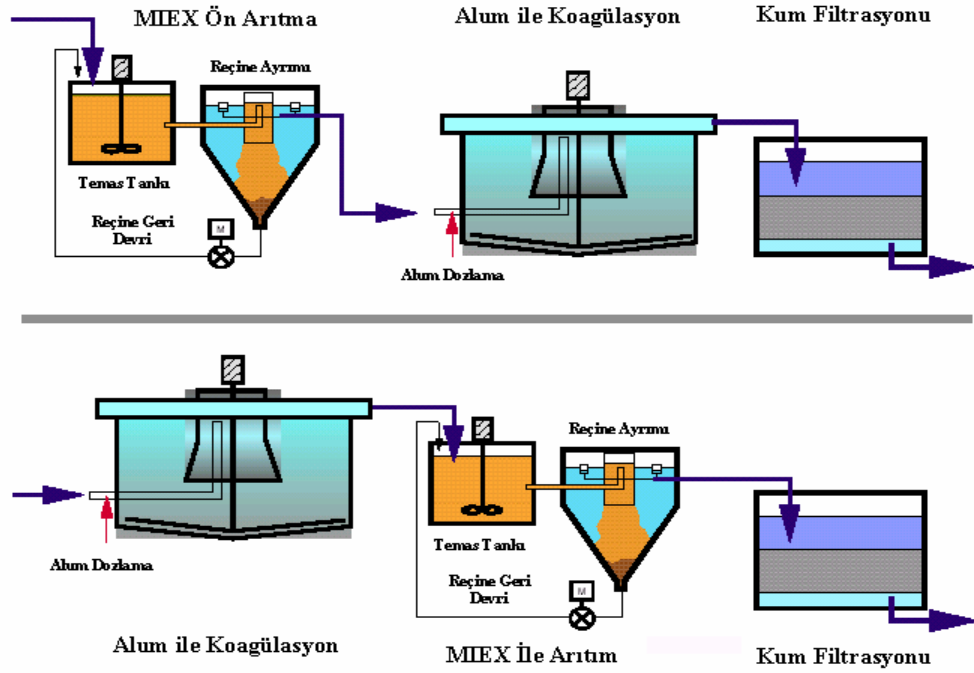
MIEX[®] ÇOK prosesi; su ile reçinenin temasını, reçine ayırımı ve geri kazanımı ve reçine rejenerasyonu aşamalarından oluşmaktadır. Reçine teması ve reçine ayırımı proses içerisinde yer almaktadır. Reçine rejenerasyonu ise proses dışında

gerçekleştirilmektedir (Slunjski vd., 2000a). MIEX[®] ÇOK prosesi akım şeması Şekil 2.4 de gösterilmiştir.



Şekil 2.4. MIEX[®] ÇOK prosesi

MIEX[®] prosesinin avantajlarından birisi direk ham su arıtımı için ön arıtmaya ihtiyaç duymamasıdır. Bundan dolayı proses mevcut konvansiyonel su arıtma tesislerine kolaylıkla adapte edilebilirler (Slunjski vd., 1999). MIEX[®] prosesi, reçine ayırma tankından rejinenin küçük bir kısmının bir sonraki arıtma aşamasına nakledilmesi boyunca askıdaki katılara katkıda bulunur (<1,5 mg/L). Bu nedenle bulanıklık giderimi için ek bir arıtmanın bulunması her zaman ihtiyaçtır (Slunjski vd., 2000b). Çünkü bulanıklık MIEX[®] prosesi boyunca giderilememektedir. Wanneroo Fizibilite Çalışmaları boyunca konvansiyonel alüminyum ile arıtım ve MIEX[®] ÇOK Prosesi arasındaki etkileşimlerinin yüksek düzeyde olduğu sonucuna varılmıştır (Slunjski vd., 2000b). MIEX[®] ÇOK prosesi içme suyu arıtma tesisleri içerisinde kolaylıkla adapte edilebilir. Prosesin arıtma tesisine adapte edilecek değişik alternatifler Şekil 2.5 de gösterilmiştir.



Şekil 2.5. MİEX® prosesinin içme suyu arıtma tesisi içerisindeki yeri

2.4.1.1. MİEX® Reçinesinin Su ile Teması

MİEX® reçinesinin kullanıldığı tesisler, diğer konvansiyonel iyon değişiminin uygulandığı tesislerden oldukça farklıdır (Slunjski vd., 2000b). MİEX® reçinesinin uygulandığı tank, sürekli akışlı tam karışimli bir tanktır (Slunjski vd., 2000b). Tankta sıvı-katı karışımın tam olarak sağlanması amacıyla bir karıştırıcı yerleştirilmiştir. Karışım düşük hızlarda (<5m/sn) gerçekleştirilmektedir (Slunjski vd., 2000a). Tank, iki adet giriş akımına (ham su ve reçine) sahiptir. ÇOK değişimi, reçine tam karışimli tankta askıda iken meydana gelir. (Slunjski vd., 2000b). Tankdaki MİEX® reçine dozu ve temas süresi yaklaşık olarak sırasıyla 10-20 mL/L ve 10-30 dakika arasındadır. Bu süre içerisinde ÇOK, reçine üzerindeki klorür iyonları ile yer değiştirmektedir (Budd vd., 2003). MİEX® reçine tanelerinin manyetik çekimi çok kısa mesafelerle sınırlandırılması nedeniyle çok düşük enerji girişi ile reçinenin askıda kalması sağlanabilmektedir (Slunjski vd., 2000a).

MIEX[®] ÇOK prosesi içerisinde kullanılan reçinenin birçok kısmı reçine ayırıcı sistemlerinden geri kazanılır (%90-95). Küçük bir kısmı rejenerasyon için rejenerasyon tankına iletilir (%5-10) ve aynı oranda taze reçine (rejenerasyon tankından alınmış) karışım tankına eklenir. Bu süreklilik sabit seviyede ÇOK değişim kapasitesini korur, üretilen suyun sabit bir kalitede olmasını sağlar (Slunjski vd., 2000b).

2.4.1.2. Reçine Geri Kazanımı

Reçine temasının gerçekleştiği tank çıkışından reçine artılan su ile birlikte ayırma tankına yerçekimi etkisiyle taşınır (Slunjski vd., 2000b). MIEX[®] reçine tanesinin manyetik özelliğinden dolayı reçineler çok çabuk şekilde bir araya gelip yığın oluşturmasıyla reçinenin yerçekimi ile sudan ayrımı gerçekleşir. Çökelen reçine temas tankına konsantre halinde geri pompalanır. Ayırma tankındaki reçine ayırma verimi % 99,9'a ulaşmaktadır (Slunjski vd., 2000a). Oluşan reçine yığınları, ayırma tankındaki yüksek akılarda dahi (7-15 m³/m²sa) çökeltme yeteneklerine sahiptirler. Bu da sadece ayırma tankı dizaynını küçültmekle kalmayıp aynı zamanda bulanıklığın da oluşmasını engellemektedir (Slunjski vd., 2000b).

Ayırma tankının tabanında çökelen reçine tank girişine geri pompalanır. MIEX[®] reçinesinin küçük boyutlarda ve reçine yapısının özel formülasyonu, reçine geri devri aşamasında reçinenin, istisnai akış karakteristiklerine ve fiziksel yıpranmaya karşı direncini mümkün kılmaktadır (Slunjski vd., 2000b). Ayırma tankında çökelen reçinenin küçük kısmı (%5-10) rejenerasyon için sürekli olarak rejenerasyon tankına alınır ve yerine reçine temas tankına taze reçine (%5-10) eklenir (Slunjski vd., 2000a).

2.4.1.3. MIEX[®] Reçine Rejenerasyonu

Reçine ayırma tankından geri kazanılan reçinenin küçük bir kısmı (%5-10) dönüşüm hattından alınıp yerine rejenerasyon tankına eklenmektedir. Geri devirden alınan reçine tesisten bağımsız olarak ayrı bir tankta rejenerasyon tankına eklenir (Slunjski vd., 2000b). Geri devrettirilen reçine rejenerasyon tankında biriktirilirken taşıyıcı su reçineden

arındırılır ve reçine konsantre tuzlu su çözeltisi (120 g/L) ile temas ettirilir. Rejenerasyondan sonra tuzlu su çözeltisi drene edilir, reçine su ile yıkanır ve taze reçine tankına transfer edilir.

İyon değişiminde bu yaklaşım konvansiyonel sabit yataklı yaklaşımlara göre bazı avantajlara sahiptir. Önemli avantajlarından birisi, tüm yatağın rejenerasyonu yerine küçük yığınlarda rejenerasyonun yapılabilmesini sağlamaktır. Bu da ihtiyaç duyulan rejenerant hacminin kontrolüne ve atık kalıntılarının azaltımına olanak verir.

Reçine rejenerasyonunda ÇOK bağlanan reçinenin, yüksek konsantrasyondaki (120 g/L) NaCl çözeltisi içine konularak reçine bünyesindeki ÇOK, solusyondaki klorür ile yer değiştirmesi sağlanır. Böylelikle klorür bağlanan aktif değişim alanları, tekrar ÇOK giderimi için kullanılabilir (Slunjski vd., 2000a).

Reçine, rejenerasyon süresince asidik ve bazik şartlara maruz kalan geniş bir pH aralığına sahiptir. Asidik koşullar altındaki rejenerasyon, mineral tıkanmasına sebep olabilen metal tortuların giderimini sağlar. Alkalik rejenerasyon, organik maddelerin giderimlerini kolaylaştırmak için geniş molekül ağırlıklı organiklerin çözünürlüklerini artırır (Slunjski vd., 2000b).

3. MATERYAL VE METOT

3.1. Numuneler

İstanbul'un su ihtiyacını karşılayan Ömerli, Elmalı, B. Çekmece, İkitelli ve Kağıthane içme suyu arıtma tesisleri girişlerinden alınan numuneler farklı DOM kaynağı olarak kullanılmıştır. Çizelge 3.1. de test edilen suların karakteristikleri gösterilmiştir.

Numuneler, karanlık koşullarda ve soğutucu kaplarda laboratuvara getirilmiş ve numuneler geldikten sonra analizler yapılana kadar +4°C de saklanmıştır. ÇOK ve UV₂₅₄ analizlerinden önce tüm ham sular 0.45 µm gözenek çapına sahip selüloz asetat filtre ile süzlmüştür. Numuneler filtrelenmeden önce, suya organik madde vermemesi için filtre kâğıdından 500 mL saf su süzlmüştür.

Çizelge 3.1. Test edilen içme suyu numunelerinin fizikokimyasal karakteristikleri

Parametreler	Ömerli	Elmalı	Kağıthane	İkitelli	B. Çekmece
ÇOK ^a (mg/L)	4,38	6,89	5,17	4,28	4,20
UV ₂₅₄ ^b Abs. (cm ⁻¹)	0,107	0,220	0,109	0,107	0,086
SUVA (L/mg org-C.m)	2,33	3,19	2,10	2,50	1,99
pH	7,41	7,62	7,63	7,96	7,86
Toplam Çözünmüş Kati Madde (TÇKM) (mg/L)	114,5	139	233	167,5	243
İletkenlik (µS/cm)	229	278	466	335	486
Toplam Sertlik (mg CaCO ₃ /L)	90	110	123,33	136,67	150
Bulanıklık (mg/L)	4,19	21,2	21,5	0,96	1,43
Klorür (mg/L)	20	21	36	20	48
Nitrat (mg/L)	2,7	3,2	4,5	2,4	3,1
Sülfat (mg/L)	23	45	105	26	51
Toplam Demir (mg/L)	0,01	0,11	0,02	0,02	0,01

^a Doğal ham su numunesi deneylerden önce filtrelenmiştir (0.45 µm)

^b Verilen değerler ikili analizlerin ortalamasıdır.

3.2. Kullanılan Malzemeler

Bu tez çalışmasında doğal sulardan DOM giderimi için MIEX[®] reçinesi kullanılmıştır. MIEX[®] Reçinesi, Avustralya'da bulunan Orica Advanced Water Technologies PTY LTD Firması tarafından sulardan DOM giderimi için üretilmiştir. MIEX[®] reçinesinin partikül boyut dağılımı 150-180 µm aralığındadır. Diğer konvansiyonel reçinelerin partikül boyutları ile karşılaştırıldığında 2 ila 5 kat daha küçüktür. MIEX[®] reçinesi diğer reçinelerden farklı olarak, manyetik bir özelliğe sahiptir. Bu özellik sayesinde karıştırma işlemi tamamlandığında MIEX[®] reçine taneleri hızla birbirlerine yapışarak büyük yığınlar oluştururlar ve bu yığınlar sonucunda da daha kolay çökelmeyi sağlarlar (Slunjski vd., 2000a). MIEX[®] ÇOK reçinesi, makroporlu yapıya sahip anyon değişim reçinesidir. Reçine su içerisinde askıda iken reçinenin aktif alanları, kuvvetli bazik karakterinden dolayı tamamıyla iyonlaşmıştır. DOM'ların anyon iyonları reçine tarafından tutularak DOM giderimi sağlanır. MIEX[®] reçinesinin kullanıldığı ÇOK giderim prosesi; reçine ayırımı ve geri kazanımı, su ile reçinenin teması ve reçine rejenerasyonu aşamalarından oluşmaktadır. MIEX[®] ÇOK reçinesinin DOM giderim verimi pH'a bağlı değildir. Tüm pH değerlerinde DOM giderim verimleri eşittir. Ancak suyun içerisinde bulunan iyon özellikleri değiştirilirse, pH ÇOK giderimini etkileyebilir. DOM'lar pH 7'in aşağısında kısmen iyonlaşır. İyonlaşmayan DOM molekülleri üzerinde bulunan fonksiyonel gruplar için iyon değişimi uygun değildir ve MIEX[®] ÇOK reçinesindeki mevcut aktif alanlara tutunamazlar. DOM giderim verimleri MIEX[®] prosesinde karıştırma tankındaki reçine konsantrasyonuna, reçine temas süresine ve de rejine rejenerasyon oranına bağlıdır. Karıştırma tankındaki reçine temas süresi tipik olarak 10–30 dakika arasında değişmektedir.

MIEX[®] ÇOK reçinesi, sürekli işletilen tesislerde 600–2000 BV (bed volume) değerleri arasında uygulanmıştır. Bunun anlamı her 1 mL reçinenin arıttığı 1000 mL (1000 BV) ve 2000 mL (2000 BV) sudur. Tesis istenilen yatak hacmine ulaştığında reçinede saturasyon meydana gelmiş ise reçine rejenerasyona tabi tutulur.

MIEX[®] reçinesi kullanılarak gerçekleştirilen jar testindeki amacımız;

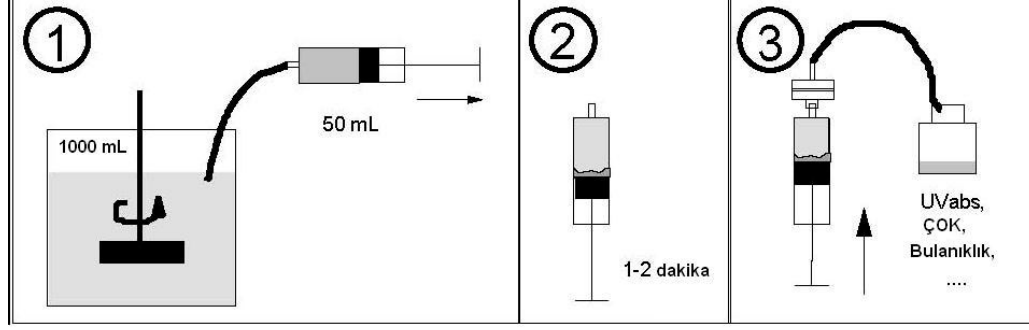
- Kinetik performansları belirleme (reçine konsantrasyonu ve temas süresinin belirlenme aşaması)
- Alınan numunelerin arıtılabilirliklerinin belirlenmesi ve MIEX[®] reçinesi kullanılarak yapılan ön arıtmanın daha sonraki arıtma aşamalarına olan etkilerinin araştırılması

Su numuneleri MIEX[®] reçinesi ile arıtıldıktan sonra Al₂(SO₄)₃.18H₂O (Alüm) (Merck-540 A33702, %99 Saflıkta) kullanılarak koagülasyon işlemine tabii tutulmuştur ve giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Kullanılan alüm 1000 mg/L stok çözelti hazırlanarak elde edilmiştir. 1000 mg/L'lik stok alüm çözeltisi kullanılarak istenilen farklı alüm konsantrasyonları elde edilmiştir.

3.3. Deneysel Prosedürler

3.3.1. Kinetik Deneyle

Birinci aşamada optimum MIEX[®] reçine dozlarını ve temas süresini belirlemek amacı ile kinetik testler yapılmıştır. Sıcaklık ve pH etkileri de bu aşamada belirlenmiştir. Kinetik çalışmalarında tüm numuneler için test edilen MIEX[®] reçine dozları sırasıyla 5, 10, 15 ve 20 mL/L'dir. Temas süreleri ise sırasıyla 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50 ve 60 dakika seçilmiştir. Her bir reçine dozu için ayrı ayrı, belirlenen temas süreleri uygulanmıştır. 1L ham suya önceden belirlenen MIEX[®] reçine dozları uygulanmıştır. Alınan ham sular jar test cihazında 150 devir/dakika'da karıştırılmıştır. Karıştırma devam ederken yukarıda belirlenen her bir temas süresinin sonunda üst sudan 40 mL numune alınarak pH, sıcaklık, iletkenlik, TÇKM parametreleri ölçülmüştür. Ayrıca bu numuneler 0,45 µm çaplı selüloz asetat filtre kağıdından geçirilerek UV₂₅₄ absorbans değeri ölçülmüştür. Elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri ışığında her bir su kaynağı için optimum temas süresi ve MIEX[®] reçine dozu belirlenmiştir. Şekil 3.1 de deney düzeneği gösterilmiştir.



Şekil 3.1. Deney düzeneği

3.3.2. Çoklu Yükleme Deneyleri

Bu aşama deneylerinin amacı, MIEX[®] reçinesi ile seçilen su kaynaklarından ÇOK giderim verimini belirlemektir. Birinci aşama deneyleri sonucunda her bir su kaynağı için elde edilen MIEX[®] reçine dozu ve temas süreleri kullanılarak ÇOK giderim deneyleri yapılmıştır. Daha önce yapılan çalışmalarda, MIEX[®] reçine dozunun arıtabildiği toplam numune miktarları (yatak hacmi) 800 ila 2000 arasında olduğu belirlenmiştir. Çoklu yükleme deneylerinde de uygulanacak yatak hacimleri bu değerler arasında olan; 800, 1200, 1500 ve 2000 seçilmiştir. Yapılan kinetik çalışmalar sonucunda her bir su kaynağı için gerekli MIEX[®] reçine dozu 10 mL/L ve temas süresi ise 10 dakika olarak elde edilmiştir. Bu aşamada alınan her bir su kaynağı numunesine (1 L) 10 mL/L MIEX[®] reçine dozu ilave edilerek 150 devir/dakika'da 10 dakika boyunca jar testi düzeneğinde karıştırılmıştır. Süre bitiminde reçinelerin çökmesi için 5 dakika beklenmiştir. Üst sudan 100 mL alınarak UV₂₅₄, ÇOK, pH, sıcaklık, TÇKM ölçümü için ayrılmıştır. Diğer kalan 900 mL'nin 800 mL'sini seçilen; 800, 1200, 1500 ve 2000 yatak hacimlerini sağlayacak şekilde kompozit numuneler oluşturmak üzere sırasıyla 100 mL, 400 mL, 100 mL ve 200 mL olarak dağıtılmıştır. Kalan 100 mL numune içinde ise dozlanan MIEX[®] reçinesi bulunmaktadır. Reçinenin bulunduğu behere tekrar 1 L ham numune konularak aynı işlemlerden geçirilmiştir. Belirlenen yatak hacimlerini sağlayınca kadar aynı işlemlere devam edilmiştir. 800 yatak hacmini sağlamak için 10 mL/L reçine dozundan 8 L numune, 1200 yatak hacmini sağlamak için 10 mL/L reçine dozundan 12 L numune, 1500 yatak hacmini sağlamak için 10 mL/L reçine dozundan

15 L numune, 2000 yatak hacmini sağlamak için 10 mL/L reçine dozundan 20 L numune geçirilmiştir (yatak hacmi=reçineden geçirilen numune/reçine dozu). 5 dakikalık çökeltim periyodundan sonra numune filtre edilmeden önce pH, sıcaklık, iletkenlik ve TÇKM parametreleri ölçülmüştür. Üst sudan alınan 100 mL numune 0,45 µm çaplı selüloz asetat filtre kağıdından geçirilerek pH, sıcaklık, iletkenlik, TÇKM, UV₂₅₄, ÇOK parametreleri belirlenip, UV₂₅₄, SUVA₂₅₄ ve ÇOK giderim verimleri hesaplanmıştır. Aynı ölçümler farklı yatak hacimlerinde biriktirilen (800, 1200, 1500 ve 2000 yatak hacimleri) kompozit numuneler için de yapılmıştır. Bu biriktirilen kompozit numuneler, üçüncü aşama deneyleri için kullanılacaktır. Bu numunelerde sülfat, klorür, nitrat ve toplam demir parametreleri ölçülmüş ve ham su verileriyle karşılaştırılmıştır.

3.3.3. MİEX + Koagülasyon Deneyleri

Bu çalışmanın amacı, MİEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen suların içme suyu arıtma tesislerinde bir sonraki aşama olan koagülasyon prosesine olan etkisini belirlemektir. Üçüncü aşama deneylerinde, ikinci aşama deneylerinde belirlenen 1500 yatak hacmine göre biriktirilen kompozit numuneler, Al₂(SO₄)₃.18H₂O (Alüm) (Merck-540 A33702, %99 Saflıkta) ile koagülasyon ve flokülasyon işlemine tabii tutulmuştur. Tüm su kaynakları, 0 ila 110 mg/L arasındaki Alüm konsantrasyonları ile koagülasyon yapılmıştır. Koagülasyon öncesi numunelere Alüm'ün eklenmesiyle değişen pH değerleri 0,1 N HCl asitle 5,7-6,2 arasına getirilmiştir. Koagülasyon işlemi, jar test düzeneğinde, 150 devir/dakika'da 1 dakika boyunca karıştırılarak gerçekleştirilmiştir. Daha sonra 35 rpm'de 20 dakika süresince yavaş karıştırmaya tabii tutulmuştur. Yavaş karıştırmanın ardından oluşan flokların çökmesi için numune 60 dakika çökeltme bırakılmıştır. Yavaş karıştırma sürecinin, 10. ve 20. dakikalarda pH ve sıcaklık değişimleri izlenip kaydedilmiştir. 60 dakikalık bekleme periyodunun ardından üst suda TÇKM, iletkenlik ve bulanıklık parametrelerine bakılmıştır. Ayrıca üst sudan alınan numune, 0,45 µm çaplı selüloz asetat filtreden süzdükten sonra UV₂₅₄, TÇKM, iletkenlik, bulanıklık, ÇOK ve SUVA₂₅₄ değerleri belirlenmiştir. Deneysel çalışma sonuçlarına göre ikinci ve üçüncü aşamada elde

edilen sonuçlar değerlendirilerek MIEX[®] reçinesi ile sağlanan ÇOK giderim verimleri, konvansiyonel arıtma tesislerinde uygulanan işlemler ile karşılaştırılmıştır.

3.4. Analitik Metotlar

Su numunelerinin absorbansları, UV-visible spektrofotometre (UV-1601, Shimadzu) kullanılarak 254 nm de ölçülmüştür ve ikili ölçüm yapıp ortalaması alınmıştır. ÇOK ölçümleri yüksek sıcaklıkta yakma metoduna göre çalışan TOC Analyzer (TOC-V_{CPH}, Shimadzu) cihazıyla yapılmıştır. ÇOK belirlemek için cihazda NPOC metodu kullanılmıştır. Numuneler cihaza verilmeden önce pH 2'nin altında olacak şekilde HCl asit ile ayarlanmıştır. Sparge time 5 dakikadır. Şekil 3.2. de Shimadzu TOC-V_{CPH} cihazı gösterilmiştir.



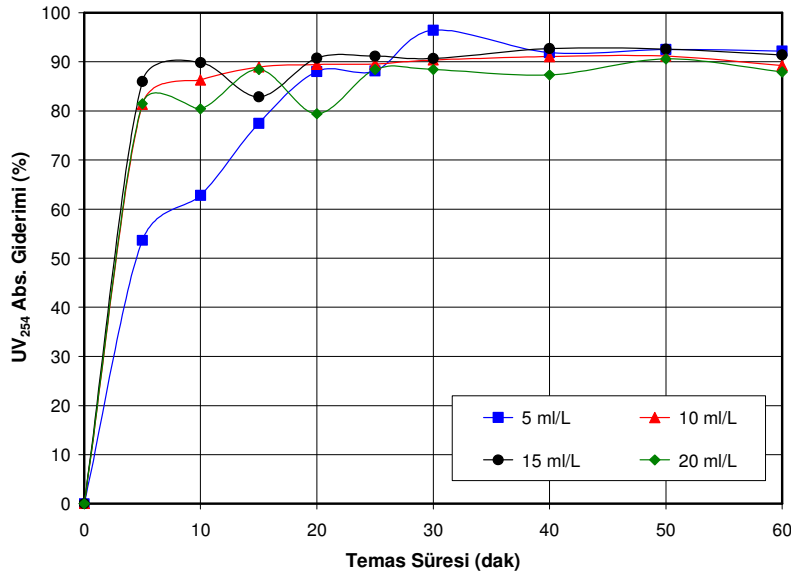
Şekil 3.2. Shimadzu TOC-V_{CPH} cihazı.

Elektriksel iletkenlik ve TÇKM parametreleri WTW marka Inolab Cond. Level1 ile, pH; Schott marka Handylab 1 ile, bulanıklık; WTW marka Turb 550 ile ölçülmüştür. Nitrat, klorür, sülfat ve toplam demir parametreleri; sırasıyla Kadmiyum indirgenme, Civa tiosiyanat, Sulfa Ver4 ve Ferro Ver metodları kullanılarak HACH DR 2000 spektrofotometrede kitlerle ölçümleri gerçekleştirilmiştir. Analizlerde kullanılan diğer kimyasallar analitik safliktadır. Stok çözeltiler ve seyreltmeler için distile su (DS) kullanılmıştır.

4. BULGULAR

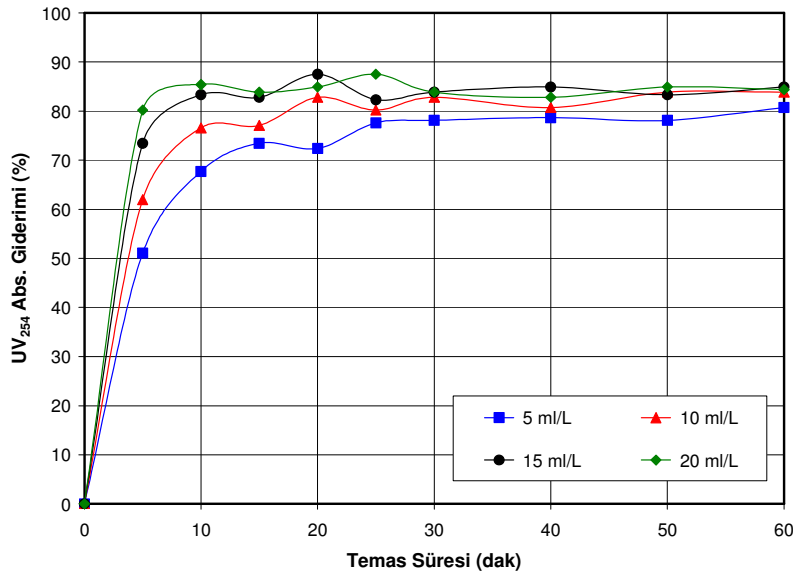
4.1. Kinetik Deneyler

Beş farklı içme suyu kaynağından alınan numunelerdeki ÇOK giderimi için optimum reçine dozu ve optimum temas sürelerini belirlemek amacıyla kinetik deneyler yapılmıştır. Kinetik deneylerde her bir numune için farklı MIEX[®] reçine dozları (5, 10, 15 ve 20 mL/L) ve farklı temas süreleri (0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50 ve 60 dakika) denenmiştir. Optimum reçine dozu ve temas süresi belirlemeleri UV₂₅₄ absorbans giderim verimleri göz önünde bulundurularak belirlenmiştir. Test edilen beş farklı su numunesi için yapılan kinetik deneyler sonucunda Elmalı içme suyu arıtma tesisi girişinden alınan su numunesiyle yapılan kinetik deneylerde MIEX[®] reçine dozu 10 mL/L, reçine temas süresi ise 10 dakika olarak elde edilmiştir. Belirlenen reçine dozu ve temas süresi neticesinde UV₂₅₄ absorbansındaki Elmalı için giderimlerin %75-85 arasında olduğu bulunmuştur (Şekil 4.1). Diğer su kaynakları için de benzer değerler elde edilmiştir (Şekil 4.2, 4.3, 4.4, 4.5).

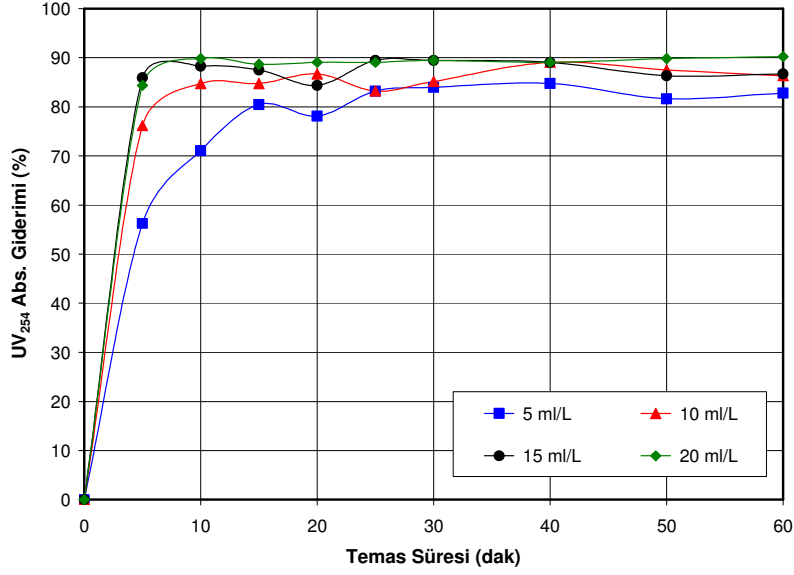


Şekil 4.1. MIEX[®] reçinesi ile arıtılan Elmalı içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderimleri.

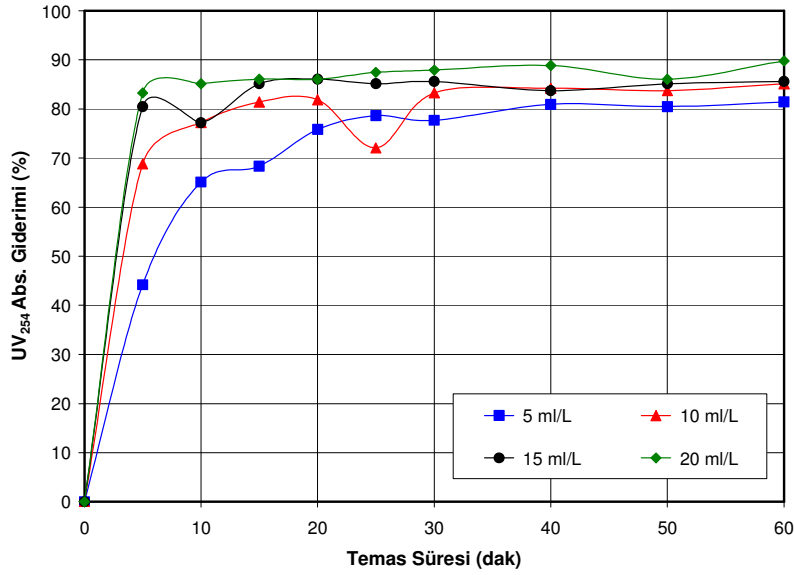
Şekil 4.1, her bir MIEX[®] reçine dozu için Elmalı içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderim oranlarını göstermektedir. MIEX[®] dozu arttıkça, UV absorbansındaki giderim de artmıştır. Treavor vd. 2005 yaptığı çalışmada MIEX[®] dozunun artmasıyla UV₂₅₄ gideriminin arttığını bulmuştur. 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonrasında, 4,32 mg/L olan giriş ÇOK konsantrasyonu <1,5 mg/L'nin altında ve spesifik UV absorbansları ise <2 L/mg-m altında elde edilmiştir. 10 mL/L MIEX[®] reçine dozlamasından sonra iletkenlikteki maksimum artış 30 Mikrosimens/cm'dir. Aynı reçine dozu ve 10 dakika temas süresinde tüm pH değişimleri ($\pm 0,25$) ihmal edilebilecek kadar küçüktür. Sonuçta, Elmalı ham su numunesinde yapılan kinetik deneylerde, su kaynağına ve MIEX[®] dozuna bağlı olarak ÇOK adsorpsiyonu 10 dakikalık temas süresi sonrasında dengeye ulaşmıştır. Tüm sular için herhangi bir temas süresinde 10 mL/L üzerindeki MIEX[®] reçine dozları UV₂₅₄ giderimini önemsiz miktarlarda artırmıştır. Bu yüzden test edilen Elmalı su numunesinde etkin DOM giderimi için, 10 dakikalık reçine temas süresi ve 10 mL/L MIEX[®] reçine dozu optimum değerler olarak seçilmiştir. Humbert vd. 2005, yaptıkları çalışmalarda ÇOK seviyesinin 1-2 mg/L olması için gerekli optimum reçine dozunu 8 mL/L ve temas süresini ise 5 dakika olarak elde etmişlerdir.



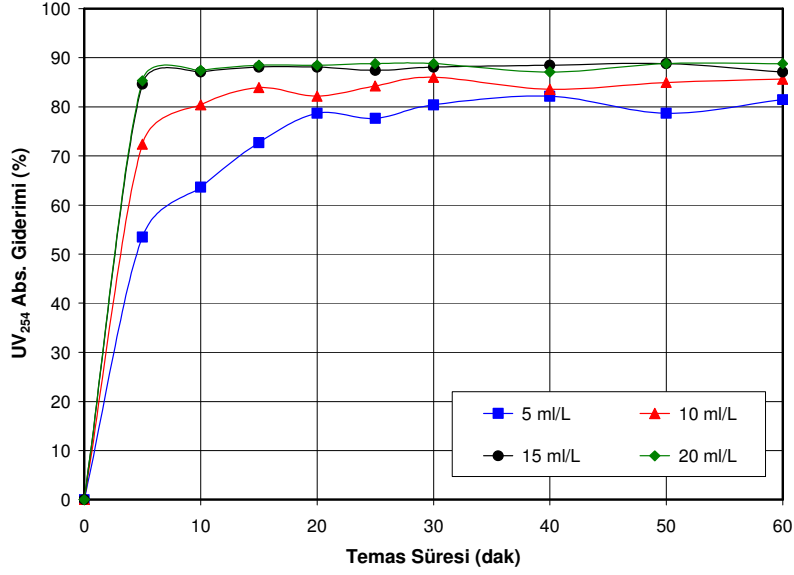
Şekil 4.2. MIEX[®] reçinesi ile arıtılan B. Çekmece içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderimleri.



Şekil 4.3. MIEX[®] reçinesi ile arıtılan Ömerli içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderimleri.

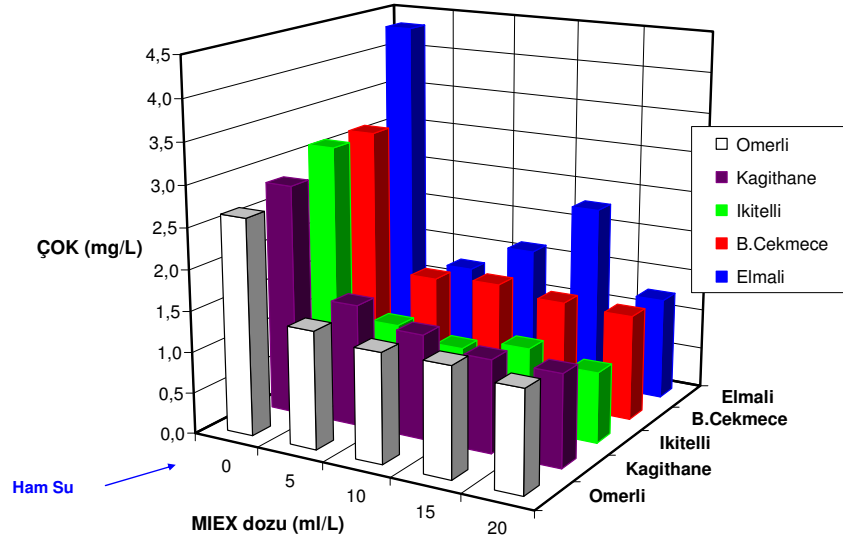


Şekil 4.4. MIEX[®] reçinesi ile arıtılan İkitelli içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderimleri.



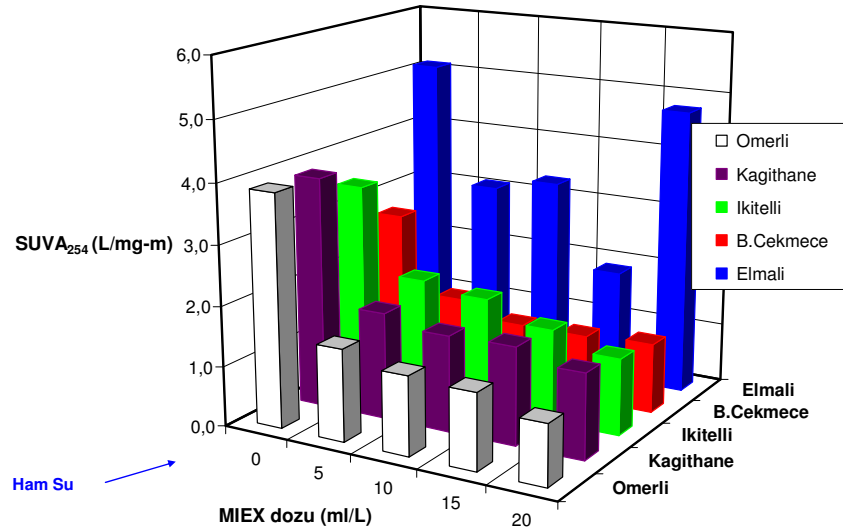
Şekil 4.5. MIEX[®] reçinesi ile arıtılan Kağıthane içme suyu arıtma tesisi ham su numunesindeki UV₂₅₄ giderimleri.

Belirlenen MIEX[®] reçine dozu ve temas süresi sonrasında tüm numuneler için ÇOK konsantrasyonu, 1,5 mg/L'nin altına düştüğü ve SUVA₂₅₄ değerinin de 2 L/mg-m'nin altına düştüğü kinetik deneyler neticesinde gözlenmiştir. Tüm numunelerin MIEX[®] reçinesi ile 60 dakika temas süresi sonrasındaki ÇOK giderimleri Şekil 4.6 da gösterilmiştir.



Şekil 4.6. 60 dakikalık temas süresi sonrasındaki MIEX[®] reçine dozlarına karşılık gelen ÇOK değerleri.

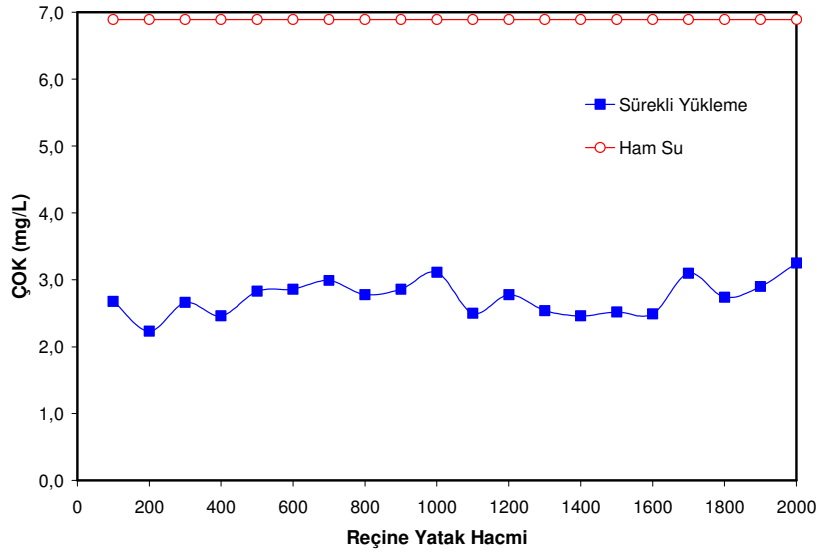
Yapılan kinetik deneyler neticesinde 60 dakikalık temas süresi sonrasında elde edilen SUVA₂₅₄ değerleri Şekil 4.7 de gösterilmiştir.



Şekil 4.7. 60 dakikalık temas süresi sonrasındaki MIEX[®] reçine dozlarına karşılık gelen SUVA₂₅₄ değerleri.

4.2. Çoklu Yükleme Jar Test Deneyleri

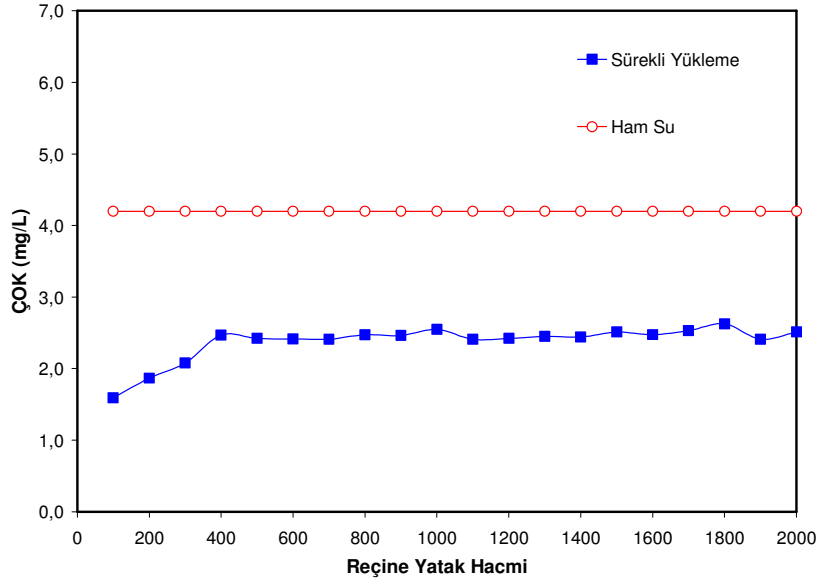
Çoklu yüklemeli jar testleri, kinetik deneyler neticesinde belirlenen reçine dozu ve temas süresinde reçinenin giderebildiği ÇOK miktarının ve reçine yatak hacminin belirlenmesi amacıyla yapılmıştır. Elmalı su numunesi için elde edilen reçine yatak hacmine karşılık gelen ÇOK miktarları Şekil 4.8. de verilmiştir. Benzer eğilimler UV_{254} absorbansında da gözlenmiştir.



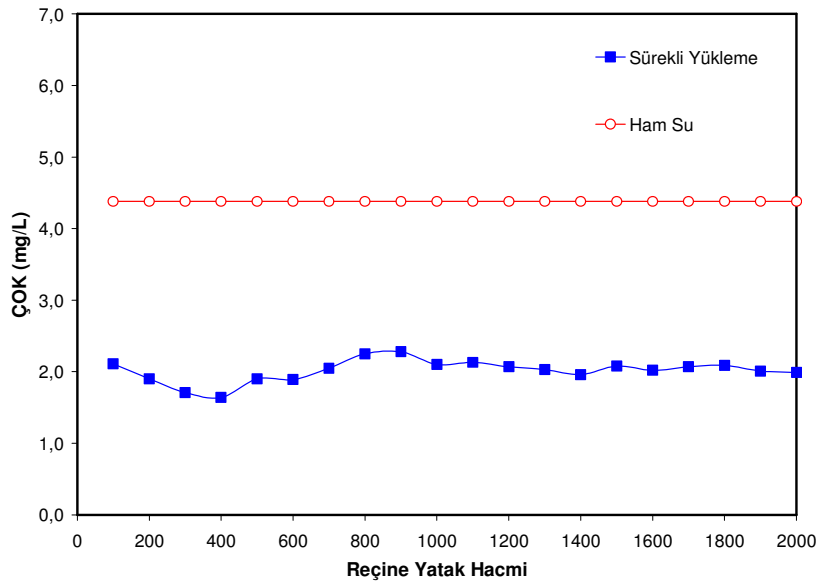
Şekil 4.8. Elmalı su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri

Elmalı su numunesinin MIEX[®] reçinesi ile arıtılabilirlik çalışmaları neticesinde, çok küçük reçine konsantrasyonu (10 mL/L) ile 2000 yatak hacmini sağlamak için reçineden geçirilen toplam ham su miktarının (20 L) tamamını arıtılabildiği ortaya çıkarmıştır. Her yatak hacminde ölçülen ÇOK değerleri 2,32 mg/L ila 2,95 mg/L arasında değişmektedir. Bu aşamada ÇOK miktarında önemli bir artışın olmadığı gözlenmiştir. 10 mL/L MIEX[®] reçine dozu, 10 dk temas süresi ile sürekli yükleme sonucu 2000 reçine yatak hacimlerine kadar reçine doygunluğu sularda gözlenmemiştir. Bu bağlamda 2000 reçine yatak hacminde dahi reçinenin rejenerasyon ihtiyacının bulunmadığı sonucuna varılmaktadır. Bu da MIEX[®]

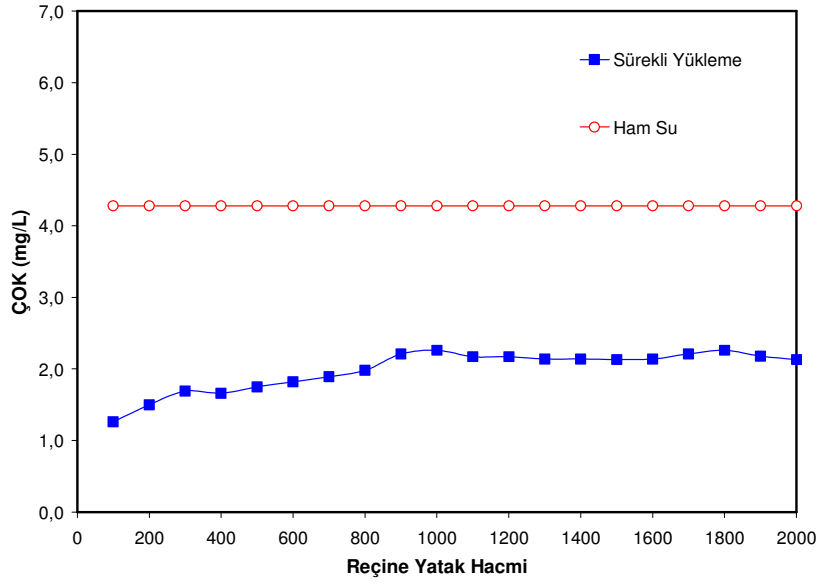
reçinesinin önemli bir avantajı olarak değerlendirilmektedir. Diğer su kaynakları için de benzer eğilimler elde edilmiştir (Şekil 4.9, 4.10, 4.11, 4.12).



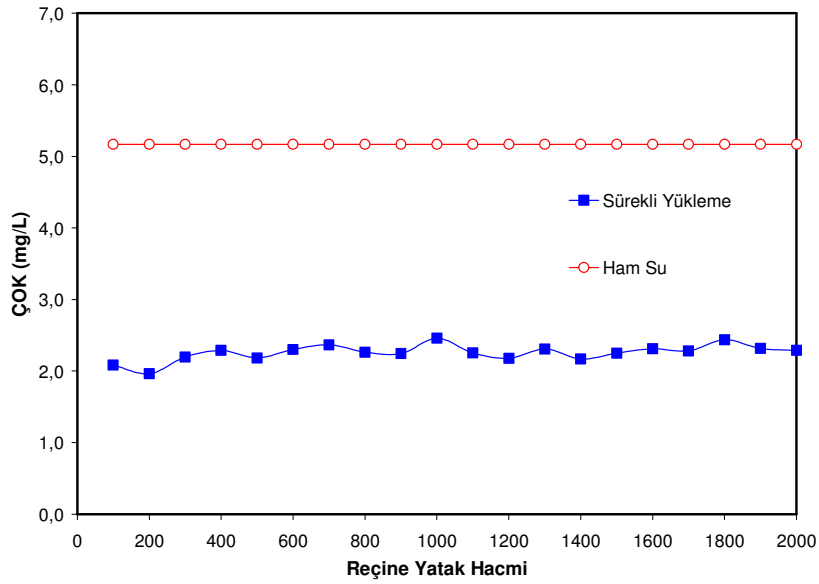
Şekil 4.9. B. Çekmece su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri



Şekil 4.10. Ömerli su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri



Şekil 4.11. İkitelli su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri

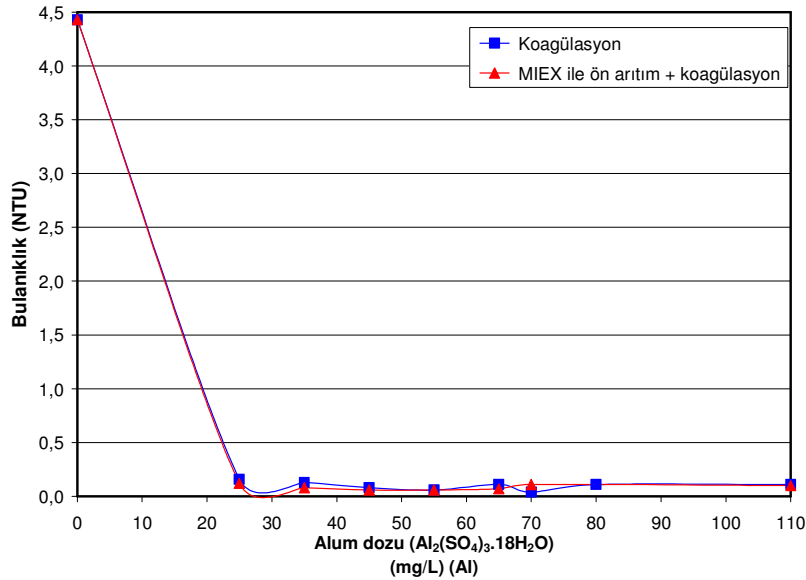


Şekil 4.12. Kağıthane su numunesinin 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonundaki reçine yatak hacimlerine karşı gelen ÇOK değerleri

MIEX[®] reçinesi özellikle ÇOK giderimi için geliştirilmiştir. Giderim mekanizmasının anyon değişimi olması nedeniyle ÇOK ile beraber sudaki diğer anyonları da iyon değişimi yolu ile gidermektedir. Bu aşamada da MIEX[®] reçinesi ile yapılan deneyler sonucunda nitrat ve sülfat konsantrasyonlarında da belirli bir azalma olduğu gözlenmiştir. Nitrat konsantrasyonunda %40'lık bir azalma, sülfat konsantrasyonunda ise %20'lik bir azalma olduğu gözlenmiştir.

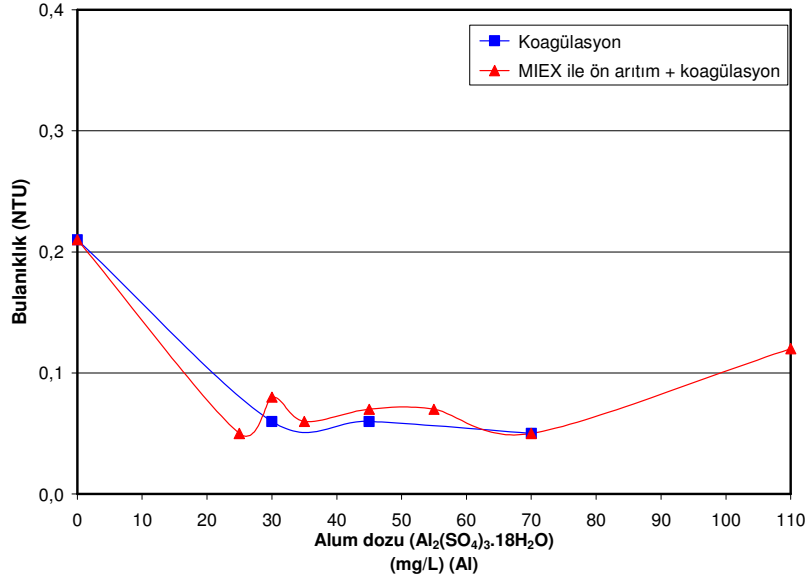
4.3. MIEX[®] + Koagülasyon Jar Test Deneyleri

Bu aşamada bulanıklık ve ÇOK giderim seviyeleri incelenerek değerlendirilmiştir. Üçüncü aşama deneyleri, ham sulara ve MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sulara değişik dozlarda alüm eklenerek bulanıklık ve ÇOK seviyelerinin düşmesi için gerekli koagülant miktarındaki azalmı karşılaştırmak amacıyla yapılmıştır. MIEX[®] ile ön arıtımı yapılan sulara reçine yatak hacmi 1500 sağlayacak şekilde biriktirilen kompozit numuneler kullanılmıştır. Elmalı ham su numunesinin ve MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen numunenin, değişik konsantrasyonlarda alüm ile koagülasyonu sonucu elde edilen bulanıklık değerleri Şekil 4.13 de verilmiştir.



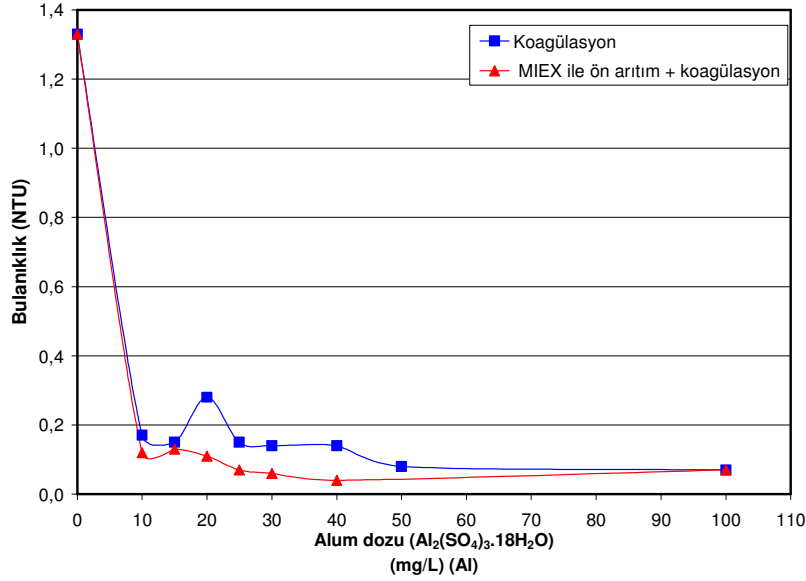
Şekil 4.13. Elmalı su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi.

Elmalı su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MİEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacı 10 mg/L azalmıştır.



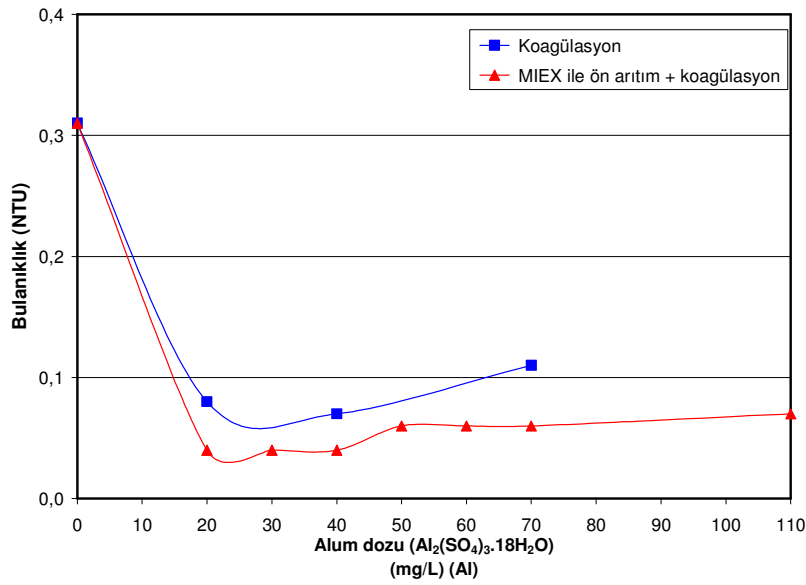
Şekil 4.14. B. Çekmece su numunesinin MİEX[®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi.

B. Çekmece su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MİEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacında bir azalma gözlenmemiştir (Şekil 4.14). Koagülant miktarının azalmamasının nedenini suyun karakteristiğine ve ham su bulanıklık değerinin çok düşük seviyelerde olmasına bağlamak mümkündür.



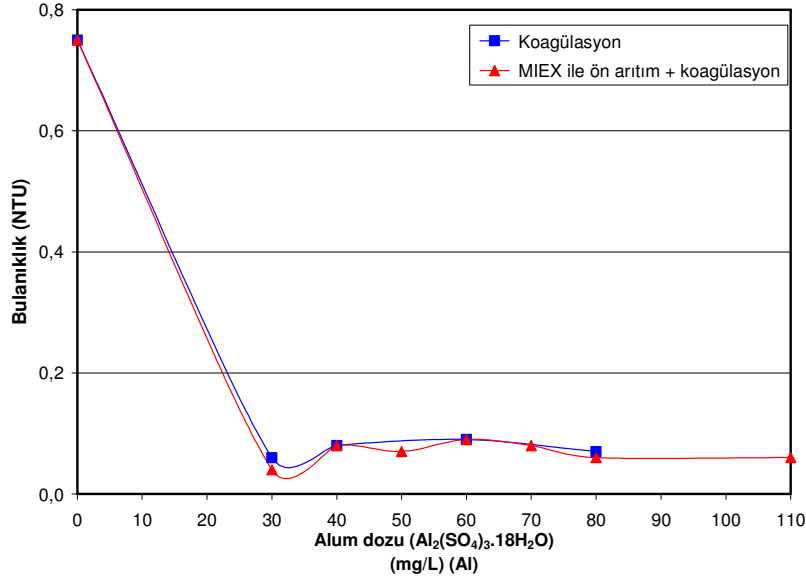
Şekil 4.15. Ömerli su numunesinin MİEX[®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi.

Ömerli su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MİEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacı 30 mg/L azalmıştır (Şekil 4.15).



Şekil 4.16. İkitelli su numunesinin MİEX[®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi.

İkitelli su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacı 5 mg/L azalmıştır (Şekil 4.16).



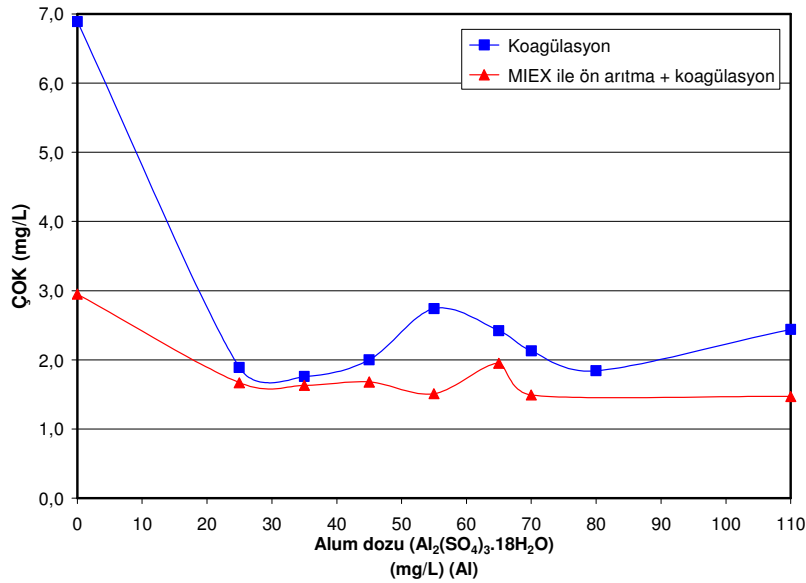
Şekil 4.17. Kağıthane su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un bulanıklığa etkisi.

Kağıthane su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 0,1 NTU bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacında bir azalma gözlenmemiştir (Şekil 4.17). Koagülant miktarının azalmamasının nedenini suyun karakteristiğine ve ham su bulanıklık değerinin çok düşük seviyelerde olmasına bağlamak mümkündür.

Çizelge 4.1. 0,1 NTU Bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak)

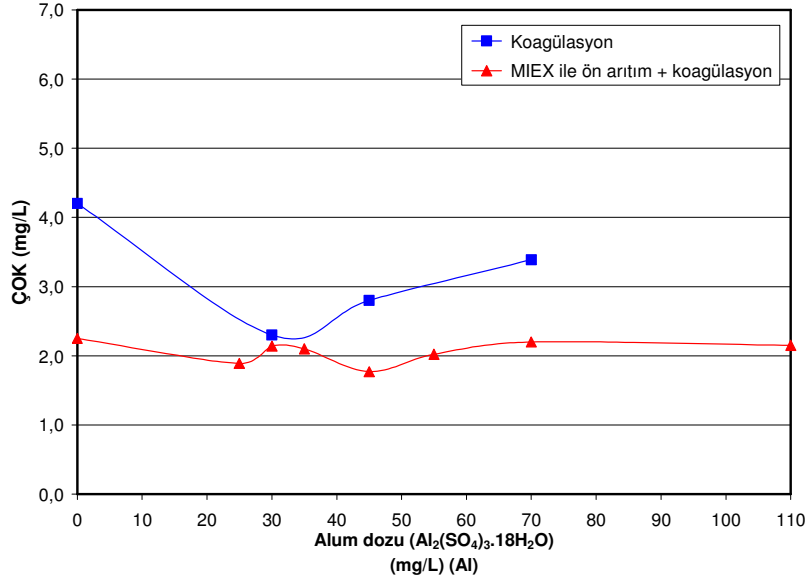
Ham Su	0.1 NTU Bulanıklık değerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak)			
	Sadece Koagülasyon	MIEX [®] + Koagülasyon	MIEX [®] ile koagülant doz azaltımı (mg/L)	MIEX [®] ile koagülant doz azaltımı (%)
Ömerli	50	20	30	60
Elmalı	35	25	10	29
Kağıthane	30	30	0	0
B. Çekmece	20	20	0	0
İkitelli	20	15	5	25

MIEX[®] ile ön arıtılmış sularda 1,5-1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant ihtiyacı 10-20 mg/L azalmıştır. Elmalı ham su numunesinin ve MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen numunenin, değişik konsantrasyonlarda alüm ile koagülasyon sonucu elde edilen ÇOK değerleri Şekil 4.18 de verilmiştir.



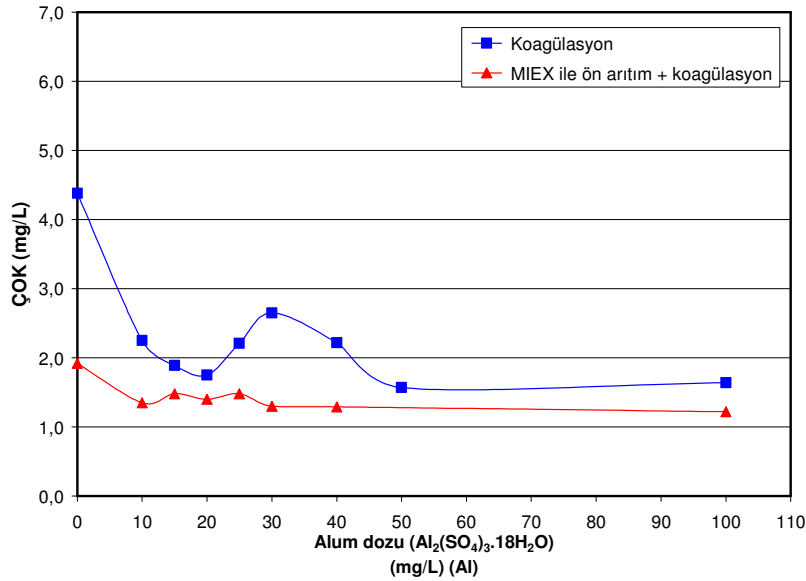
Şekil 4.18. Elmalı su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.

Elmalı su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 1,5-1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sularda koagülant ihtiyacı 10 mg/L azalmıştır.



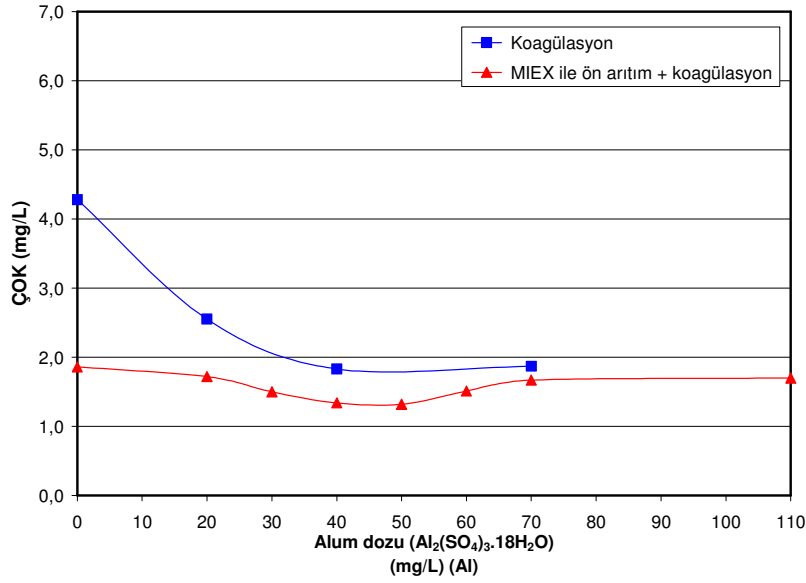
Şekil 4.19. B. Çekmece su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.

B. Çekmece su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, ham suyun alümin ile koagülasyonu neticesinde 1,5-1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak mümkün değildir (Şekil 4.19). Fakat sadece 10 mL/L MIEX[®] reçinesi dozu ile ÇOK giderimi sağlanabildiği gözlenmiştir.



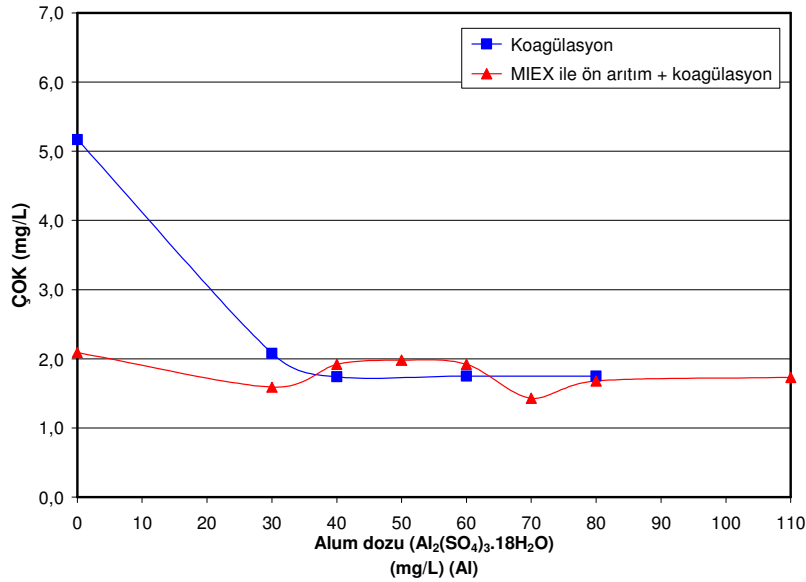
Şekil 4.20. Ömerli su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.

Ömerli su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 1,5–1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sulara koagülant ihtiyacı 10 mg/L azalmıştır (Şekil 4.20).



Şekil 4.21. İkitelli su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.

İkitelli su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 1,5-1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sulara koagülant ihtiyacı 20 mg/L azalmıştır (Şekil 4.21).



Şekil 4.22. Kağıthane su numunesinin MIEX[®] + Koagülasyon'un ÇOK'a etkisi.

Kağıthane su numunesi için su kaynağına bağlı olarak, 1,5-1,8 mg/L çıkış ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant miktarıyla karşılaştırıldığında, MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen sulara koagülant ihtiyacı 10 mg/L azalmıştır (Şekil 4.22).

Çizelge 4.2. 1,5-1,8 mg/L ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak)

Ham Su	1,5-1,8 mg/L ÇOK seviyelerine ulaşmak için gerekli koagülant (Alüm) dozları (mg/L Al olarak)			
	Sadece Koagülasyon	MIEX [®] + Koagülasyon	MIEX [®] ile koagülant doz azaltımı (mg/L)	MIEX [®] ile koagülant doz azaltımı (%)
Ömerli	20	10	10	50
Elmalı	35	25	10	29
Kağıthane	40	30	10	25
B. Çekmece	ulaşamaz	45		+
İkitelli	40	20	20	50

MIEX[®] ile arıtma Alüm ile koagülasyondan daha fazla miktarda UV adsorplayıcı madde ve ÇOK gidermektedir. MIEX[®] reçinesi ile arıtılmış suların alüm ile koagülasyonu UV absorblayan madde veya ÇOK giderimine ek olarak gösterilmez.

Genellikle MIEX[®] ile arıtma yüksek suya ve düşük anyonik şiddete sahip ham sularda UV ve ÇOK giderimi oldukça etkilidir. Düşük suya ve yüksek anyonik şiddete sahip ham sularda giderimler mümkün değildir. Sadece koagülasyon prosesi ise yüksek SUVA'ya ve düşük alkaliniteye sahip sularda etkili olmaktadır (Boyer, T. H., Singer P. C., 2005).

Mt. Pleasant arıtma tesisinde MIEX[®] ön arıtımı + Koagülasyon ile sadece koagülasyonun tek başına kullanılması sonucu elde edilen giderimler karşılaştırıldığında MIEX[®] ön arıtımı + Koagülasyon aşamalarının ardından daha düşük ÇOK seviyeleri elde edilmiştir. Sadece koagülasyona tabii tutularak yapılan deneylerde %35'e varan ÇOK giderimi elde edilmiştir. Fakat MIEX[®] + Koagülasyon sonucunda ise ÇOK giderimi %60'lara kadar çıkmıştır. Buna ek olarak MIEX[®] ile arıtma sonucunda koagülant ihtiyacı yaklaşık %75 oranında azalmıştır. Mt. Pleasant arıtma tesisinde MIEX[®] ile arıtım olmadan uygulanan alüm ve katyonik polimer dozları sırasıyla 40 mg/L ve 0,6 mg/L dir. MIEX[®] ile ön arıtmadan geçirilen sular alüm ile koagülasyona tabii tutulduğunda ise gerekli alüm ve katyonik polimer dozları sırasıyla 10 mg/L ve 0,2 mg/L olduğu görülmüştür. MIEX[®] + koagülasyon sonrası çıkış suyu kalitesi sadece alüm ile yapılan koagülasyondan daha üstündür (Morran vd., 2004).

Bourke vd. 2004, yaptıkları çalışmalarda diğer sonuçlara benzer olarak koagülasyondan önce MIEX[®] ile ön arıtım yapılan gerçek ölçekli bir tesiste alüm dozu 40 mg/L den 10 mg/L ye (%75 azalma) düştüğünü bulmuşlardır.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Tezin birinci aşaması olan kinetik deneylerin ana amacı, beş farklı içme suyu kaynağından alınan numunelerdeki DOM giderimi için optimum reçine dozu ve optimum temas sürelerinin belirlenmesidir. Laboratuarda yapılan çalışmalar neticesinde beş içme suyu kaynağı için de benzer sonuçlar elde edilmiştir. Deneyler sonucunda düşük MIEX[®] reçine dozları (10 mL/L) ve kısa temas süreleri (10 dakika) elde edilmiştir. Belirlenen reçine dozu ve temas süresinde optimum DOM giderimi ve UV₂₅₄ absorbans giderimleri %85'lere varan giderim verimleri elde edilmiştir. Tüm su numunelerinde 10 mL/L reçine dozu ve 10 dakika temas süresi sonunda ÇOK konsantrasyonu, 1,5 mg/L den (giriş ÇOK konsantrasyonları 4,2-6,89 mg/L) daha düşük seviyelere gelmiştir.

Tezin ikinci aşaması olan çoklu yüklemeli jar testi deneyleri, birinci aşama deneyleri neticesinde belirlenen reçine dozu ve temas süresinde reçinenin giderebildiği ÇOK miktarının ve reçine yatak hacminin belirlenmesi amacıyla yapılmıştır. Bu aşamada 2000 reçine yatak hacmine kadar numuneler test edilmiştir. Yapılan deneyler neticesinde MIEX[®] reçinesinin içme suyu numunelerinin 2000 yatak hacmine kadar arıtılabildiği tespit edilmiştir. Bu da bize reçinenin 2000 yatak hacminde bile reçine porlarının tıkanmadığını göstermektedir. MIEX[®] reçinesi, ÇOK giderimi için spesifik olarak geliştirilmiştir. Giderim mekanizması anyon değişimi olması nedeniyle ÇOK yanında sudaki diğer anyonları da iyon değişimi ile gidermektedir. Bu aşamada da MIEX[®] reçinesi ile yapılan deneyler sonucunda nitrat ve sülfat konsantrasyonlarında da belirli bir azalma olduğu gözlenmiştir. Nitrat konsantrasyonunda %40'lık bir azalma, sülfat konsantrasyonunda ise %20'lik bir azalma olduğu gözlenmiştir.

Tezin üçüncü aşaması olan MIEX + koagülasyon jar testi deneylerinin ana amacı, ikinci aşama neticesinde MIEX[®] reçinesi ile ön arıtmadan geçirilen ve 1500 yatak hacmini sağlayacak şekilde biriktirilen kompozit numuneler, değişik konsantrasyonlardaki alüm ile koagülasyona tabi tutulup ÇOK giderimleri ve bulanıklık giderimlerini belirlemek ve ham suyun alüm ile koagülasyonu neticesinde

elde edilen bulanıklık ve ÇOK giderimlerinin karşılaştırılarak alüm miktarındaki azalmayı tespit etmektir. MIEX[®] ön arıtımı sonucu, bulanıklık ve ÇOK parametreleri açısından Ömerli ve Elmalı içme sularında 30 mg/L'ye kadar varan alüm doz azaltımları sağlanmıştır. Yapılan çalışma sonucunda % 85'lere varan UV absorban giderimleri elde edilmiştir. Bu yüzden, bu yüksek giderimler ve DOM'un DYÜ oluşturan bileşenlerinin genellikle UV absorblayan bileşenler olduğu göz önüne alındığında, içme suyu arıtımında DYÜ kontrolü için MIEX[®] alternatif bir arıtma prosesi olabilir.

DOM'ların klor gibi oksidantlar/dezenfektanlar ile reaksiyonu sonucu mutajenik ve karsinojenik olmalarından şüphelenilen DYÜ oluşturmaktadır (Bellar vd., 1974; Reckhow vd., 1990; Oxenford, 1996). Günümüzde birçok gelişmiş ülkelerdeki mevzuatlar DYÜ'lerin halk sağlığı üzerindeki etkilerini en aza indirmek için daha da sıkı hale getirilmektedir. Daha da sıkılaştırılmakta olan içme suyu DYÜ mevzuatlarının baskısıyla, DOM giderimi ve DYÜ azaltılması konusundaki araştırma çalışmaları son yıllarda hızlandırılmıştır. Global tüm bu etkin çalışmalara rağmen çoğu içme suyu arıtma tesislerinde çıkış suyu DYÜ mevzuatlarına uyum sorunu devam etmektedir. Ülkemizde de yeni uygulamaya konulan DYÜ mevzuatlarıyla su arıtma tesislerimiz benzer problemlerle karşı karşıya kalabilecektir. Dolayısıyla, ham içme suyu kaynaklarındaki çeşitli DOM türlerini etkin ve fizibil olarak giderecek ve dezenfeksiyon sonucu oluşan DYÜ'leri en aza indirecek yeni arıtma teknolojilerinin araştırılmasına ihtiyaç vardır. Bu bağlamda %96 gibi elde edilen yüksek miktarlarda UV absorblayan DOM fraksiyonlarını tercihen giderdiği için içme suyu arıtımı sırasında DYÜ'nin oluşumunun kontrolünde de MIEX[®] etkili olabilir.

İstanbul'un içme sularındaki mevcut yüksek DOM seviyeleri, içme sularının arıtımında yüksek koagülant ihtiyacına, yüksek DYÜ konsantrasyonlarına, tat koku problemlerine ve dağıtım elemanlarında mikrobiyal büyümenin meydana gelmesine neden olabilir. MIEX[®] prosesi bu işletme problemlerini ortadan kaldırmak için DOM gideriminde etkin proses olarak uygulanabilir. Lab analizleri sonucu, MIEX[®] reçine teknolojisinin ilk aşamada Ömerli ve/veya Elmalı tesislerinde pilot-ölçek test edilmesi tavsiye edilmektedir.

6. KAYNAKLAR

- Afcharian A., Levi Y., Kiene L. ve Scribe P., 1997. Fractionation of dissolved organic matter from surface water using macroporous resins, *Water Research*, 31(12), 2989-2996.
- Aiken G. R., 1988. A critical evaluation of the use of macroporous resins for the isolation of aquatic humic substances, In: *Humic Substances and Their Role in the Environment*, eds., F. H. Frimmel and R. F. Christman, pp. 15-30, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Aiken G. R., McKnight D. M., Thorn K. A., ve Thurman E. M., 1992. Isolation of hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resin, *Organic Geochemistry*, 18(4), 567-573.
- 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.
- Aiken G. ve Cotsaris E., 1995. Soil and hydrology: their effect on NOM, *J. of AWWA*, 87(1), 36-45.
- Aiken G. ve Leenheer J., 1993. Isolation and chemical characterization of dissolved and colloidal organic matter, *Chemistry and Ecology*, 8, 135-151.
- Amy G. L., 1993. Using NOM characterization for the evaluation of treatment, *Proc. of NOM Workshop sponsored by Lyonnaise des Eaux-Dumez and AWWA Research Foundation, Chamonix, France*.
- Amy G. L., Chadik P. A. ve Chowdhury Z., 1987b. Developing models for predicting THM formation potentials and kinetics, *J. of AWWA*, 79, 89-97.
- Amy G. L., Thompson J. M., Tan L., Davis M. K. ve Krasner S. W., 1990. Evaluation of THM precursor contributions from agricultural drains, *J. of AWWA*, 82(1), 57-64.
- Amy, G.L. ve Cho, J. 1999. Interactions between Natural Organic Matter (NOM) and Membranes: Rejection and Fouling. *Water, Science and Technology* 40 (9), 131-139.
- Anderson H. A., Bick W., Hepburn A. ve Stewart M., 1989. Nitrogen in humic substances, In: *Humic Substances II: In Search of Structure*, eds., M. H. B. Hayes, P. MacCarthy, R. L. Malcolm ve R. S. Swift, pp. 223-253, John Wiley & Sons, New York, NY.

- Anderson C.T. ve Maier W.J. 1979. Trace Organics Removal by Anion Exchange Resins, *Jour. AWWA*, 71(5), 278.
- Becher G., Ovrum N. M. ve Christman R. F., 1992. Novel chlorination by-products of aquatic humic substances, *The Science of the Total Environment*, 117/118, 509-520.
- 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.
- Bezbarua B. ve Reckhow D. A., 1997. Modeling ozone consumption by natural organic matter, *Proc. of AWWA Annual Conference, Atlanta, GA*.
- Bloom P. R. ve Leenheer J. A., 1989. Vibrational, electronic and high-energy spectroscopic methods for characterizing humic substances, In: *Humic Substances II: In Search of Structure*, eds., H. B. Michael, P. MacCarthy, R. L. Malcolm ve R. S. Swift, pp.409-446, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Boening, P.H., D.D. Beckmann, ve V.L. Snoeyink. 1980. Activated Carbon Versus Resin Adsorption of Humic Substances, *Jour. AWWA*, 54.
- 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.
- Bose P., 1994. Selected physico-chemical properties of natural organic matter and their changes due to ozone treatment: implications for coagulation using alum, Ph.D. Dissertation, University of Massachusetts, Amherst, MA.
- Bourke, M., S. Harrison, B. Long ve T. Lebeau. 2001. MIEX[®] Resin Pretreatment Followed by Microfiltration as an Alternative to Nanofiltration for DBP Precursor Removal, *Membrane Technology Conference Proceedings*.
- Boyer T. H. ve Singer P. C., 2005. Bench-scale testing of a magnetic ion exchange resin for removal of disinfection by-product precursors, *Water Research* 39 (7), 1265-1276
- Brattebo H., Odegaard H. ve Halle O., 1987. Ion Exchange for the Removal of Humic Acids in Water Treatment, *Water. Research* 21 (9), 1045-1052.
- Bruchet A., Rousseau C. ve Mallevalle J., 1990a. Pyrolysis-GC-MS for investigating high-molecular-weight THM precursors and other refractory organics, *J. of AWWA*, 82(9), 66-74.
- Budd G., Hargette P. H., Edwards J. ve Black & Veatch Corporation, 2003. Magnetized Ion Exchange (MIEX[®]) An Emerging Process for Control of Disinfection Byproducts and Optimizing Coagulation.

- Cabaniss S. E., Zhou Q., Maurice P. A., Chin Y-P. ve Aiken G. R., 2000. A log-normal distribution model for the molecular weight of aquatic fulvic acids, *Environmental Science and Technology*, 34(6), 1103-1109.
- Chin Y. P, Aiken G., ve O'Loughlin E., 1994. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances, *Environmental Science and Technology*, 28(11), 1853-1858.
- Christman R. F., Johnson J. D., Pfaender F. K., Norwood D. L., ve Webb M. R., 1980. Chemical identification of aquatic humic chlorination products, In: *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, eds., R. L. Jolley et al., Vol:3, pp. 75-83, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Cognet L., Courtois Y. ve Mallevalle J., 1986. Mutagenic activity of disinfection by-products, *Environmental Health Perspectives*, 69, 165-175.
- 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.
- Croue J. P., Labouyrie-Rouillier L., Violleau D., Lefebvre E. ve Legube B., 1996. Isolation and characterization of natural organic matter from surface water: comparison of resin adsorption and membrane filtration isolation procedures, *Proc. of IHSS Natural Organic Matter Workshop: Influence of NOM Characteristics on Drinking Water Treatment and Quality*, Poitiers, France.
- Croue J. P., Martin B., Deguin A. ve Legube B., 1993. Isolation and characterization of dissolved hydrophobic and hydrophilic organic substances of a reservoir water. *Proc. of the Natural Organic Matter in Drinking Water Workshop*, AWWA Research Foundation and Lyonnaise des aux, Chamonix, France, pp. 43-51.
- Croue J-P., Violleau D. ve Labouyrie L., 2000a. Disinfection by-product formation potentials of hydrophobic and hydrophilic natural organic matter fractions: a comparison between a low and high-humic water, In: *Natural Organic Matter and Disinfection by-Products: Characterization and Control in Drinking Water*, eds., S. E. Barrett, S. W. Krasner ve G. L. Amy, pp. 139-153, American Chemical Society, Washington, DC.
- Croué J., Lefebvre P., Martin E. B., ve Legube B., 1993. Removal of Dissolved Hydrophobic and Hydrophilic Organic Substances during Coagulation/Flocculation of Surface Waters, *Water Science and Technology* 27 (11), 143-152.
- Croue, J-P., Korshin G. V., Leenheer J. ve Benjamin M. M., 2000b. Isolation, fractionation and characterization of natural organic matter in drinking water, AWWA Research Foundation, Denver, CO

- Crozes G., White P. ve Marshall M. 1995. Enhanced Coagulation: its effect on NOM removal and chemical costs, *Journal of the American Water Works Association* 87 (1), 78-89.
- De Laat J., Merlet N. ve Dore M., 1982. Chlorination of organic compounds: chlorine demand and reactivity in relationship to the trihalomethane formation, *Water Research*, (16)10, 1437-1450.
- De Leer E. W. B., Sinnighe D. J. S., Erkelens C. ve De Galan L., 1985. Identification of intermediates leading to chloroform and C4 diacids in the chlorination of humic Acid, *Environmental Science and Technology*, 19, 512-522.
- Delphos P., Harr K. ve Bianco T., 2001. Selective DBP Precursor Removal with an Innovative Ion Exchange Process, *Water Quality Technology Conference Proceedings*.
- Dennett K. E., Amirtharajah A., Studstill A., Moran T. F. ve Gould J. P., 1995. Humic Substance Removal and Minimization of Trihalomethanes by Ferric Chloride Coagulation, AWWA Research Foundation (AWWARF), Report no. 90655, CO, USA.
- 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.
- Eberle S. H. ve Beuerstein W., 1979. On the pK spectrum of humic acid from natural waters, *Naturwissenschaften*, 66, 572-573.
- 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., Becker W. C., ve Wattier K. L., 1985. Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors, *J. of AWWA*, 77(4), 122-132.
- Edzwald J.K., 1993. Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Water, Science and Technology* 27 (11), 21-35.
- Fettig J., 1999. Removal of Humic Substances by Adsorption/Ion Exchange. *Wat. Sci. Tech.*, 40, (9), 173.

- Frimmel F. H. ve Abbt-Braun G., 1989. Comparison of aquatic humic substances of different origin, In: *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, eds., B. Allard, H. Boren, and A. Grimvall, Vol:33 of *Lecture Notes in Earth Sciences*, pp.37-46.
- Fu P. L. K. ve Symons J. M., 1990. Removing Aquatic Substances by Anion Exchange Resins, *Journal of the American Water Works Association*, 82 (10), 70-77.
- Fu P. L. K., Ruiz H., Thompson K. ve Spangenberg C., 1994. Selecting Membranes for Removing NOM and DBP Precursors, *Journal of the American Water Works Association*, 86 (12), 55-72.
- 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.
- Gjessing E. T., 1976. *Physical and Chemical Characteristics of Aquatic Humus*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Glaze W. H., Andelman J. B., Bull R. J., Conolly R. B., Hertz C. D., Hood R. D. ve Pegram R. A., 1993b. Determining health risks associated with disinfectants and disinfection by-products: research needs. *J. of AWWA*, 85(3), 53-56.
- Goel S., Hozalski R. M. ve Bouwer E. J., 1995. Biodegradation of NOM: Effect of NOM Source and Ozone Dose, *Journal of the American Water Works Association*, 87 (1), 90-105.
- Gottlieb M., 1996. The Reversible Removal of Naturally Occuring Organics Using Resins Regenerated with Sodium Chloride, *Ultrapure Water*, Nov 1996, p53-58
- Hanna J. V., Johnson W. D., Quezada R. A., Wilson M. A. ve Xiao-Qiao L., 1991. Characterization of aqueous humic substances before and after chlorination, *Environmental Science and Technology*, 25(6), 1160-1164.
- Harrington G. W., Bruchet A., Rybacki D., ve Singer P.C., 1996. Characterization of natural organic matter and its reactivity with chlorine, In: *Water Disinfection and Natural Organic Matter: Characterization and Control*, eds., R. A. Minear and G. L. Amy, pp. 138-158, Lewis Publishers, FL.

- Hautala K., Peuravuori J. ve Pihlaja K., 2000. Measurement of aquatic humus content by spectroscopic analysis, *Water Research*, 34(1), 246-258.
- Hayes M. H. B., MacCarthy P., Malcolm R. L. ve Swift R. S., 1989. Structures of humic substances: the emergence of forms, In: *Humic Substances II: In Search of Structure*, eds., H. B. Michael, P. MacCarthy, R. L. Malcolm, and R. S. Swift, pp.689-733, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Hoehn R. C., Barnes D. B., Thompson B. C., Randall C. W., Grizzard T. J. ve Shaffer P. T. B., 1980. Algae as sources of Trihalomethane precursors, *J. of AWWA*, 72(6), 344-350.
- Holmbom B., 1989. Mutagenic compounds from chlorination of humic substances, In: *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, eds., B. Allard, H. Boren, and A. Grimvall, Springer-Verlag, Berlin.
- Hongve D. ve Akesson G., 1996. Spectrophotometric determination of water colour in Hazen units, *Water Research*, 30(11), 2771-2775.
- Hoyer O., Lüsse B., ve Bernhardt H., 1986. Isolation and characterization of extracellular organic matter (EOM) from algae, *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.*, 18, 76-90
- Huang W-J. ve Yeh H-H., 1999. Reaction of chlorine with NOM adsorbed on powdered activated carbon, *Water Research*, 33(1), 65-72.
- Huffman E. W. D. Jr. ve Stuber H. A., 1985. Analytical methodology for elemental analysis of humic substances, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, and P. MacCarthy, pp. 433-455, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Humbert H., Hervé Gallard, Hervé Suty ve Jean-Philippe Croué, 2005. Performance of selected anion exchange resins for the treatment of a high DOC content surface water, *Water Research* 39(9), 1699-1708
- Jacangelo J. G., DeMarco J., Owen D. M. ve Randtke S. J., 1995. Selected Processes for Removing NOM: an overview, *Journal of the American Water Works Association*, 87 (1), 64-77.
- Johnson J. D., Christman R. F., Norwood D. L. ve Millington D. S., 1982. Reaction products of aquatic humic substances with chlorine, *Envir. Health Perspectives*, 46, 63-71.
- Karanfil T. K., Kilduff J. E., Schlautman M. A. ve Weber W. J., 1996. Adsorption of organic macromolecules by granular activated carbon: 1. Influence of molecular properties under anoxic solution conditions, *Environmental Science and Technology*, (30)7, 2187-2194.

- Karimi A. A. ve Singer P. C., 1991. Trihalomethane formation in open reservoirs, *J. of AWWA*, 83(3), 84-88.
- Kim P. H. S. ve Symons J. M., 1991. Using Anion Exchange Resins to Remove THM Precursors, *Jour. AWWA*, 83(12):61.
- Kitis M., Karanfil T., Kilduff J.E. ve Wigton A., 2000. Probing the reactivity of natural organic matter to disinfection by-product formation using different separation processes, *Proc. of the American Water Works Association Annual Conference*, June 11-15, Denver, CO, USA.
- Kitis M., 2001. Probing chlorine reactivity of DOM for DBP formation: Relations with SUVA and development of the DBP reactivity profile, *Ph.D.Dissertation*, Clemson University, Clemson, ABD.
- Kitis M., Karanfil T. ve Kilduff J.E., 2001c. The Disinfection By-product (DBP) Reactivity Profiles, *Proc. of Water Quality Technology Conference*, American Water Works Association, November 11-15, Nashville, Tennessee, USA.
- Kitis M., Karanfil T. ve Kilduff J.E., 2001d. The Disinfection By-product (DBP) Reactivity Profiles, *Proc. of Water Quality Technology Conference*, American Water Works Association, November 11-15, Nashville, Tennessee, USA.
- Kitis M., Karanfil T., Kilduff J.E. ve Wigton A., 2001a. 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., Kilduff J. E. ve Karanfil T., 2001b. Isolation of dissolved organic matter (DOM) from surface waters using reverse osmosis and its impact on the reactivity of DOM to formation and speciation of disinfection by-products, *Water Research*, 35(9), 2225-2234.
- Korshin G. V., Benjamin M. M. ve Sletten R S. 1997a. Adsorption of natural organic matter (NOM) on iron oxide: Effects on NOM composition and formation of organo-halide compounds during chlorination, *Water Research*, 31(7), 1643-1650.
- Krasner S. W., Croue J. P., Buffle J. ve Perdue E. M., 1996b. Three approaches for characterizing NOM, *Jour. of AWWA*, 88(6), 66-79.
- Kronberg L., Holmbom B., Reunanen M. ve Tikkanen L., 1988. Identification and quantification of the Ames mutagenic compound 3-chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone and of its geometric isomer (E)-2-chloro-3-(dichloromethyl)-4-oxobutenoic acid in chlorine-treated humic water and drinking water extracts, *Environmental Science and Technology*, 22(9), 1097-1103.

- Kunin R., ve Yarnell P, 1997. Four Decades of Macroreticular (Macroporous) Resins, *Ultrapure Water*, p58-64
- Lange A., 2001. Design and Construction of World's First Large Scale MIEX[®] Water Treatment Plant, *Proceedings of 19th Federal Convention, Australian Water & Wastewater Association, Canberra, Australia.*
- Langvik V., Hormi O., Kronberg L., Tikkanen L., ve Holmbom B., 1991. Formation of 3-chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX) and mutagenic activity by chlorination of phenolic compounds, In: *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, eds., B. Allard, H. Boren, and A. Grimvall, pp. 459-465, Springer-Verlag, Berlin.
- Larson R. A. ve Weber E. J., 1994. *Reaction Mechanisms in Environmental Organic Chemistry*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lawrence J., 1980. Semi-quantitative determination of fulvic acid, tannin and lignin in natural waters, *Water Research*, 14(4), 373-377.
- Leenheer J. A. ve Huffman E. W. D. Jr., 1976. Classification of organic solutes in water by using macroreticular resins, *U.S. Geol. Surv. J. Res.*, 4, 737-751.
- Leenheer J. A. ve Noyes T. I., 1984. A filtration and column adsorption system for on site concentration and fractionation of organic substances from large volumes of water, *U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper*, 2230.
- Leenheer J. A., 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters, *Environmental Science and Technology*, 15(5), 578-587.
- Leenheer J. A., 1996. Fractionation, isolation, and characterization of hydrophilic constituents of dissolved organic matter in water, *Proc. of IHSS Natural Organic Matter Workshop: Influence of NOM Characteristics on Drinking Water Treatment and Quality*, Poitiers, France.
- Li C-W., Benjamin M. M. ve Korshin G. V., 2000. Use of UV spectroscopy to characterize the reaction between NOM and free chlorine, *Environmental Science and Technology*, 34(12), 2570-2575.
- Liao W., Christman R. F., Johnson J. D., ve Millington D. S., 1982. Structural characterization of aquatic humic material, *Environmental Science and Technology*, 16, 403-410.
- Lin, C.-F., Huang, Y.-J. ve Hao, O.J. 1999. Ultrafiltration Processes for Removing Humic Substances: Effect of Molecular Weight Fractions and PAC Treatment. *Water Research* 33 (5), 1252-1264.

- MacCarthy P. ve Rice J. A., 1985. Spectroscopic methods (other than NMR) for determining functionality in humic substances, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, P. MacCarthy, 527-559, John Wiley & Sons, New York, NY.
- MacCarthy P. ve Suffet I. H., 1989. Aquatic humic substances and their influence on the fate and treatment of pollutants, In: *Aquatic Humic Substances, Influence on Fate and Treatment of Pollutants*, eds., I. H. Suffet and P. MacCarthy, American Chemical Society, *Advances in Chemistry Series 219*, pp. xvii-xxx, Washington DC.
- Malcolm R. L. ve MacCarthy P., 1992. Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water, *Environment International*, 18, 597-607.
- Malcolm R. L., 1985. Geochemistry of stream fulvic and humic substances, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, and P. MacCarthy, pp. 181-209, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Malcolm R. L., 1990. Variations between humic substances isolated from soils, stream waters, and groundwaters as revealed by ¹³C-NMR spectroscopy, In: *Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings*, eds., P. MacCarthy, C. E. Clapp, R. L. Malcolm, and P. R. Bloom, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, pp. 12-35.
- Malcolm R. L., 1991. Factors to be considered in the isolation and characterization of aquatic humic substances, In: *Humic Substances in the Aquatic and Terrestrial Environment*, eds., B. Allard, H. Boren, and A. Grimvall, pp. 9-36, Springer-Verlag, Berlin.
- Martin D. F. ve Pierce R. A., 1975. A convenient method of analysis of humic acids in freshwater, *Environment Letters*, 1, 49-52.
- McCarty P. L. ve Aieta E. M., 1984. Chemical indicators and surrogate parameters in water treatment, *J. of AWWA*, 76(10), 98-106.
- 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.
- McKnight D. M., Klein J. ve Wissmar R. C., 1985. Changes in the organic material in lakes in the blast zone of Mt. St. Helens, Washington, U.S. Geol. Surv. Circ., 850.

- Meier J. R., Ringhand H. P., Coleman W. E., Schenck K. M., Munch J. W., Streicher R. P., Kaylor W. H. ve Kopfler F. C., 1986. Mutagenic by-products from chlorination of humic acid, *Environmental Health Perspectives*, 69, 101-107.
- Meyers, P. 1995. Operating Experiences with a New Organic Trap Resin, *Proceedings of the International Water Conference*, Paper#IWC95-1. Pittsburg, PA, USA. pp 7.
- Morran J., Bursil D., Drikas M. ve Nguyen H., 1996. A New Technique for the Removal of Natural Organic Matter, *Proceedings of 26th AWWA Water Quality Technology Convention*, Denver, CO.
- Morris J. C., 1975. Formation of Halogenated Organics by Chlorination of Water Supplies, EPA 600/1-75-002, Cincinnati, OH.
- Mulholland P. J., 1990. Group report "What are the temporal and spatial variations of organic acids at the ecosystem level?", In: *Organic Acids in Aquatic Ecosystems*, eds., E. M. Perdue and E. T. Gjessing, pp. 315-329, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Najm I. N., Patania N. L., Jacangelo J. G. ve Krasner S. W., 1994. Evaluating surrogates for disinfection by-products, *J. of AWWA*, 86(6), 98-106.
- Norwood D. L. ve Christman R. F., 1987. Structural characterization of aquatic humic material. 2. phenolic content and its relationship to chlorination mechanism in an isolated aquatic fulvic acid, *Environmental Science and Technology*, 21(8), 791-798.
- Norwood D. L., Johnson J. D., Christman R. F. ve Millington D. S., 1983. Chlorination products from aquatic humic material at neutral pH, *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, eds., R. L. Jolley et al., Vol:4, pp. 191-200, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Norwood D. L., Johnson J. D., Christman R. F., Hass J. R. ve Bobenrieth M. J., 1980. Reactions of chlorine with selected aromatic models of aquatic humic material, *Environmental Science and Technology*, 14(2), 187-190.
- Novak J. M., Mills G. L. ve Bertsch P. M., 1992. Estimating the percent aromatic carbon in soil and aquatic humic substances using ultraviolet absorbance spectroscopy, *J. of Environmental Quality*, 21(1), 144-147.
- Orica Watercare., (1998). MIEX[®] DOC Process Brochure.
- Owen D. M., Amy G. L., Chowdhury Z. K., Paode R., McCoy G. ve Viscosil K., 1995. NOM characterization and treatability, *J. of AWWA*, (87)1, 46-63.

- Owen D. M., Amy G. L. ve Chowdhury Z. K., 1993. Characterization of NOM and its Relationship to Treatability, AWWA Research Foundation (AWWARF), Report no. 90631, CO, USA.
- 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.
- Perdue E. M., 1985. Acidic functional groups of humic substances, In: Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, P. MacCarthy, 493-526, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Peuravuori J. ve Pihlaja K., 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances, *Analytica Chimica Acta*, 337, 133-149.
- Ranville J. F., Harnish R. A. ve McKnight D. M., 1991. Particulate and colloidal organic material in Pueblo Reservoir, Colorado: Influence of autochthonous source on chemical composition, In: Organic Substances and Sediments in Water, Vol:1 Humics and Soils, ed., R. A. Baker, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Rashid M. A., 1985. Geochemistry of Marine Humic Compounds, Springer-Verlag, New York, NY.
- Reckhow D. A. ve Singer P. C., 1985. Mechanisms of organic halide formation during fulvic acid chlorination and implications with respect to preozonation, In: Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects, eds., R. L. Jolley et al., Vol:5, pp. 1229-1257, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Reckhow D. A. ve Singer P. C., 1990. Chlorination by-products in drinking waters: from formation potentials to finished water concentrations, *Jour. of AWWA*, 82(4), 173-180.
- Reckhow D. A., Singer P. C., ve Malcolm R. L., 1990. Chlorination of humic materials: byproduct formation and chemical interpretations, *Environmental Science and Technology*, 24(11), 1655-1664.
- Reinhard M. ve Stumm W., 1980. Kinetics of chlorination of p-xylene in aqueous solution, In: Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects, eds., R. L. Jolley et al., Vol:3, pp. 209-218, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Riffaldi R. ve Schnitzer M., 1972. Effects of 6 N HCl hydrolysis on the analytical characteristics and chemical structure of humic acids, *Soil Science*, 115, 349-356.

- Rook J. J., 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters, *Water Trtmt. Exam.*, 23 part 2, 234-243.
- Rook J. J. ve Evans S., 1979. Removal of Trihalomethane Precursors from Surface Waters Using Weak Base Resins, *Jour. AWWA*, 71, 520.
- Schnitzer M. ve Khan S. U. eds., 1972. *Humic Substances in the Environment*, Marcel Dekker, Inc., New York, NY.
- Schnitzer M. ve Khan S. U. eds., 1978. *Soil Organic Matter*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Seeger D. R., Moore L. A. ve Stevens A. A., 1985. Formation of acidic trace organic by-products from chlorination of humic acids, In: *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, eds., R. L. Jolley et al., Vol:5, pp. 859-873, Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Shuman M. S., 1990. Carboxyl acidity of aquatic organic matter: Possible systematic errors induced by XAD extraction, In: *Organic Acids in Aquatic Ecosystems*, eds., E. M. Perdue and E. T. Gjessing, pp. 97-109, John Wiley & Sons, New York, NY
- Singer P. C. ve Chang S. D., 1989. Correlations between trihalomethanes and total organic halides formed during water treatment, *J. of AWWA*, 81(8), 61-65.
- 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. ve Bilyk K., 2002. Enhanced Coagulation using a Magnetic Ion Exchange Resin, *Water Research*, 36 (16), 4009-4022.
- Sinha S., Amy G. L. ve Sohn J., 1997. Reactivity of NOM fractions in forming chlorinated DBPs, *Proc. of AWWA Annual Conference*, Atlanta, GA.
- Slunjski M., Cadee K. ve Tattersall J., 2000a. MIEX[®] Resin Water Treatment Process, Amsterdam 2000 Proceedings, 26-29 September 2000, Amsterdam, Netherlands
- Slunjski M., Bourke M. ve O'Leary B., 2000b. MIEX[®] DOC Process for Removal of Humics in Water Treatment, IHSS - Australian Chapter Seminar, Australia
- Slunjski M., Bourke M., Nguyen H., Ballard M., Morran J. ve Bursill D., 1999. MIEX[®] DOC Process - A New Ion Exchange Process. *Proceedings of the 18th Federal Convention*.

- Smith P., Botica C., Long B. ve Allender B., 2002. Design, Construction, Commissioning and Operation of the World's First Large Scale MIEX[®] Water Treatment Plant, Proceedings of 2002 Annual Conference, AWWA, New Orleans, LA.
- Stabel H. H., 1977. Gebundene kohlenhydrate als stabile komponenten im schoehsee und in scenedesmus-kulturen, Arch. Hydrobiol. Supply, 53, 159-254.
- Steinberg C. ve Muenster U., 1985. Geochemistry and ecological role of humic substances in lakewater, In: Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, and P. MacCarthy, pp. 105-145, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Stevens A. A., Moore L. A., Slocum C. J., Smith B. L., Seeger D. R. ve Ireland J. C., 1989a. Chlorinated humic acid mixtures, criteria for detection of disinfection by-products in drinking water, In: Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants, eds., I. H. Suffet and P. MacCarthy, American Chemical Society, Advances in Chemistry Series, 219, pp. 681-695, Washington, DC.
- Stevenson F. J., 1982. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions, Wiley, New York, NY.
- Stuermer D. H., 1975. The characterization of humic substances in seawater, Ph.D. Dissertation, Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, MA.
- Sweet M. S. ve Perdue E. M., 1982. Concentration and speciation of dissolved sugars in river water, Environmental Science and Technology, 16, 692-698.
- Symons J. M., Krasner S. W., Simms L. A. ve Scilimenti M., 1993. Measurement of THM and precursor concentrations revisited: The effect of bromide ion, J. of AWWA, 85(1), 51-62.
- Symons J., Fu P. ve Kim P., 1995. Sorption and Desorption Behaviour of Natural Organic Matter onto Strong-Base Anion Exchangers, Ch 4 in Ion Exchange Technology edited by Sengupta A., Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster, PA, USA
- Symons J. M., Krasner S. W., Scilimenti M. J., Simms L. A., Sorensen H. W. Jr., Spietel G. E. Jr., ve Diehl A. C., 1996. Influence of bromide ion on trihalomethane and haloacetic acid formation, In: Disinfection By-products in Water Treatment: The Chemistry of Their Formation and Control, eds., R. A. Minear and G. L. Amy, pp. 91-130, Lewis Publishers, FL.

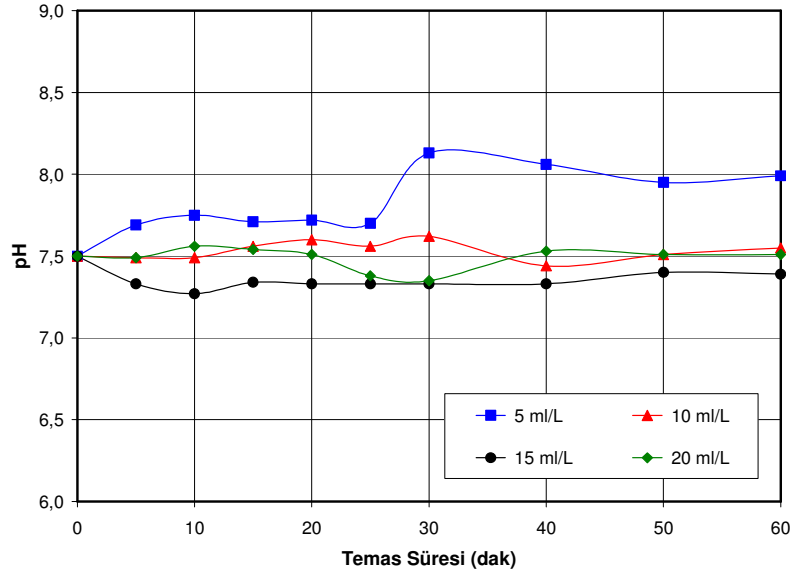
- Thurman E. M. ve Malcolm R. L., 1983. Structural study of humic substances: New approaches and methods, In: *Aquatic and Terrestrial Humic Materials*, eds., R. F. Christman and E. T. Gjessing, pp. 1-23, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Thurman E. M. ve Malcolm R. L., 1995. Nitrogen and amino acids in fulvic and humic acids from the Suwannee River, In: *Humic Substances in the Suwannee River, Georgia: Interactions, Properties, and Proposed Structures*, eds., R. C. Averett, J. A. Leenheer, D. M. McKnight, and K. A. Thorn, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2373, pp. 55-65, USGS, Denver, CO.
- Thurman E. M., 1985a. *Organic Geochemistry of Natural Waters*, Martinus Nijhoff - Dr. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Thurman E. M., 1985b. Humic substances in groundwater, In: *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization*, eds., G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw, P. MacCarthy, pp. 87-103, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Traina S. J., Novak J. ve Smeck N. E., 1990. An ultraviolet absorbance method of estimating the percent aromatic carbon content in humic acids, *J. of Environmental Quality*, 19(1), 151-153.
- Volk C., Bell K., Ibrahim E., Verges D., Amy G. ve 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), 3247-3257.
- Wardlaw V. E., Perry R. ve Graham N. J. D., 1991. Role of algae as trihalomethane precursors-a review, *Aqua*, 40(6), 335-345.
- Watt B. E., Malcolm R. L., Hayes M. H. B., Clark N. W. E. ve Chipman J. K., 1996. Chemistry and potential mutagenicity of humic substances in waters from different watersheds in Britain and Ireland, *Water Research*, 30(6), 1502-1516.
- Westerhoff P., Aiken G., Amy G. ve Debroux J., 1999. Relationships between the structure of natural organic matter and its reactivity towards molecular ozone and hydroxyl radicals, *Water Research*, 33(10), 2265-2276.
- White G. C., 1992. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*, 3rd edition, Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- 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.

- Wilson M. A., Collin P. J., Malcolm R. L., Perdue E. M., ve Cresswell P., 1988. Low molecular weight species in humic and fulvic fractions, *Organic Geochemistry*, 12(1), 7-12.
- Wu W. W., Chadik P. A., Davis W. M., Delfino J. J., ve Powell D. H., 1998. Using chemical characterization of humic substances to predict disinfection by-product formation, *Proc. of AWWA Annual Conference*, Dallas, TX.
- Xu X., Huixian Z. ve Jinqi Z., 1997. Formation of strong mutagen [3-chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone] MX by chlorination of fractions of lake water, *Water Research*, 31(5), 1021-1026.
- Zumstein J. ve Buffle J., 1989. Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in an eutrophic lake, *Water Resources*, 23(2), 229-239.

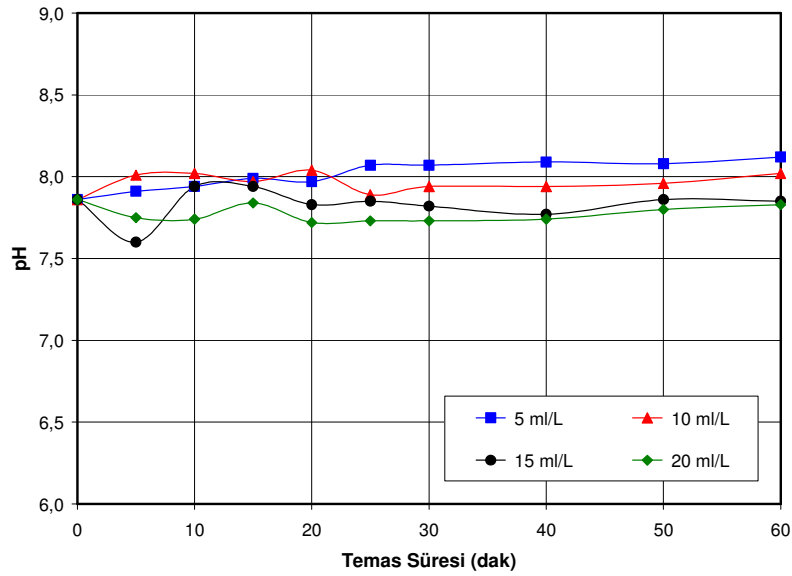
7. EKLER

EK kısmında tez çalışmasında uygulanan deneysel aşamalarda elde edilen diğer grafikler yer almaktadır.

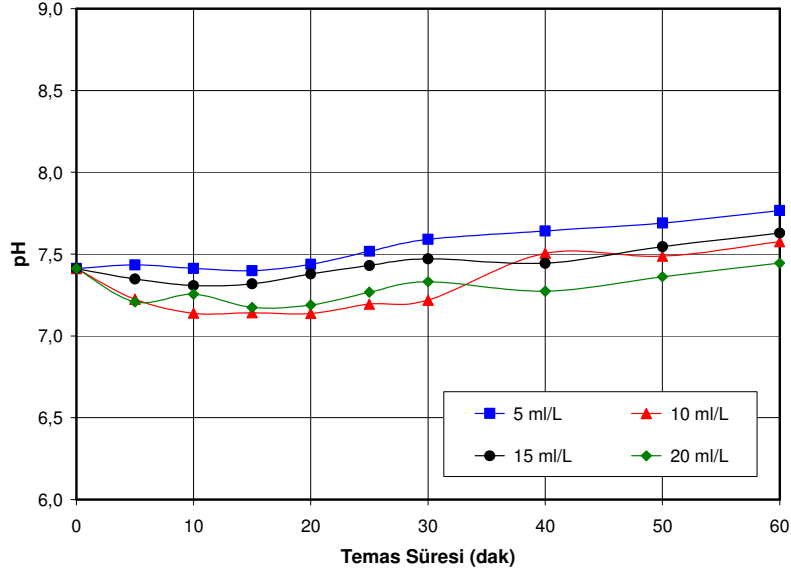
7.1. Kinetik Deneyler



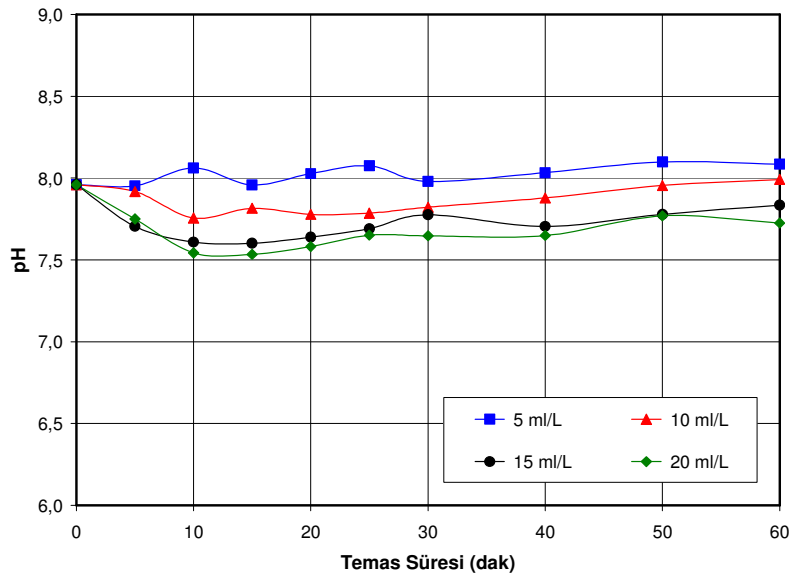
Şekil 7.1. Elmalı ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri



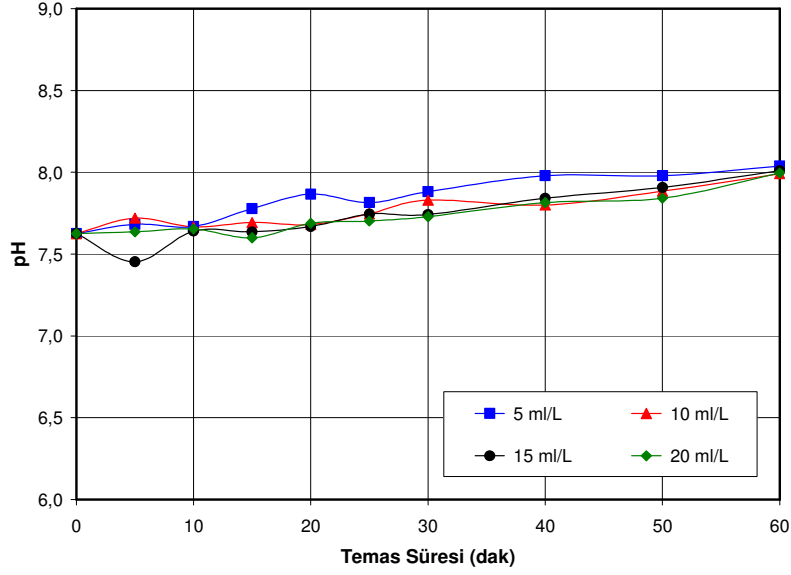
Şekil 7.2. B. Çekmece ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri



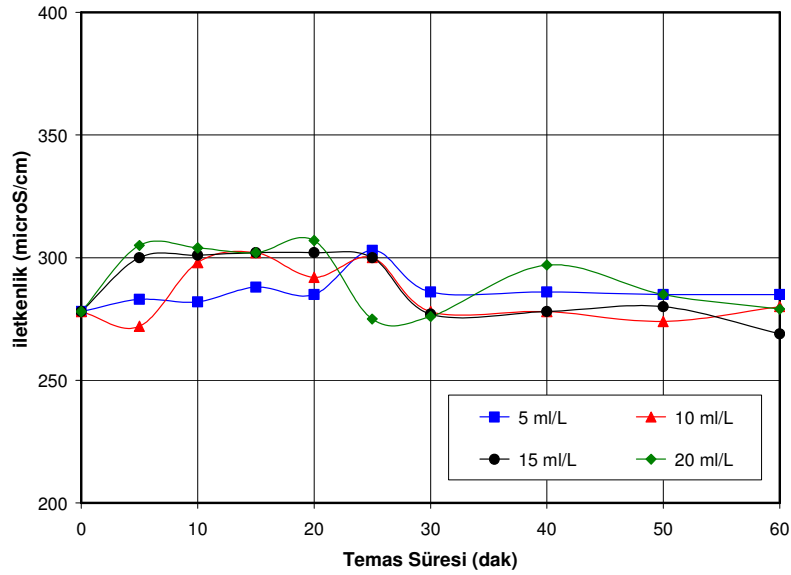
Şekil 7.3. Ömerli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri



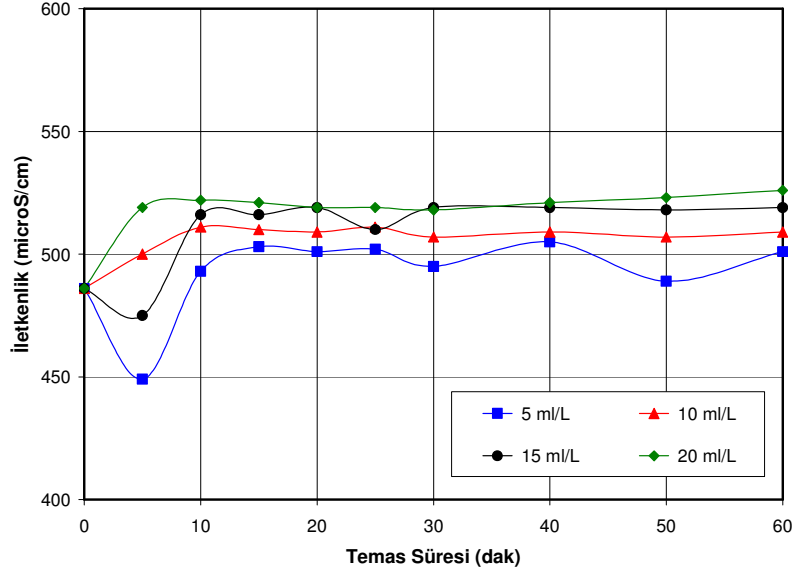
Şekil 7.4. İkitelli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri



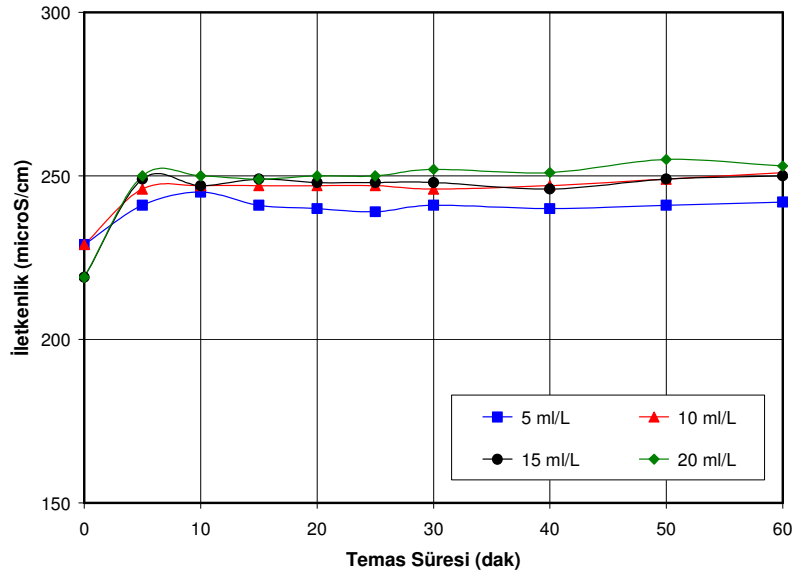
Şekil 7.5. Kağıthane ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki pH değişimleri



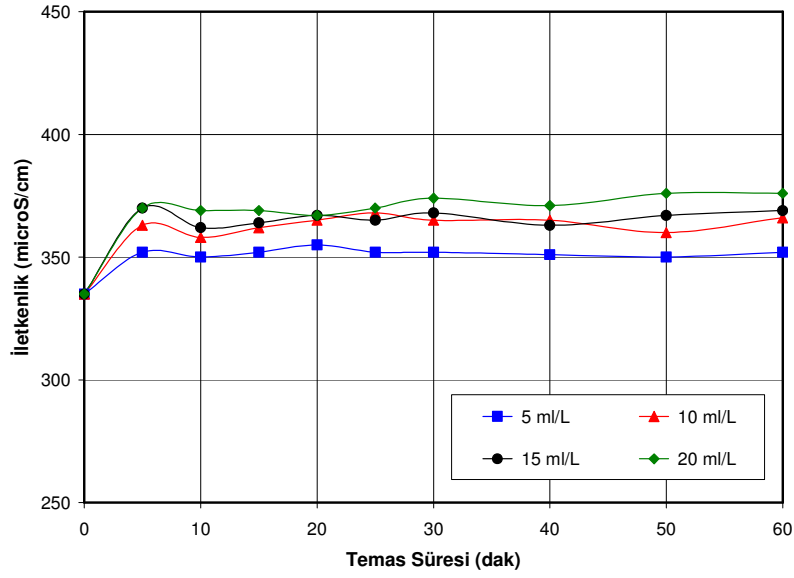
Şekil 7.6. Elmalı ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri



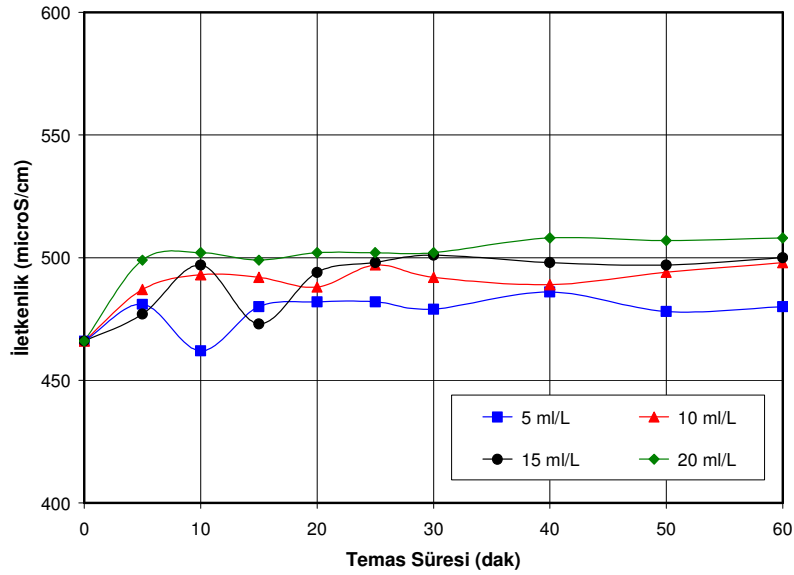
Şekil 7.7. B. Çekmece ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri



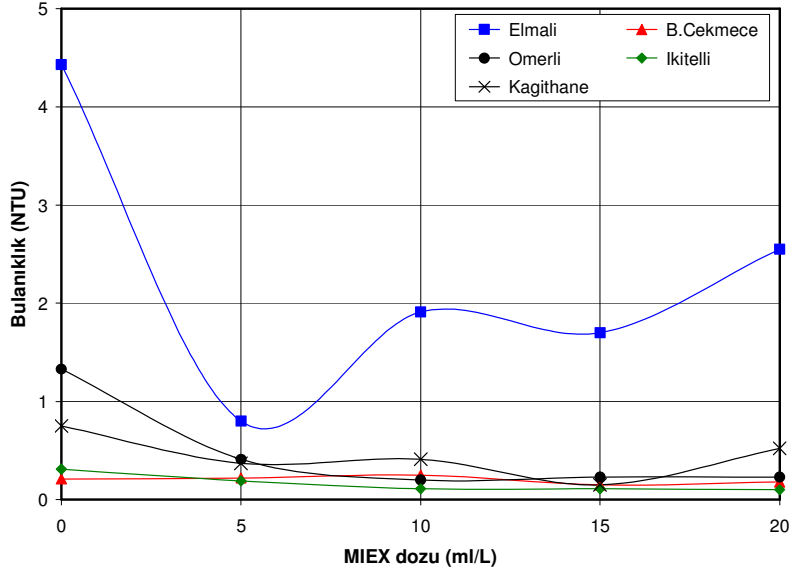
Şekil 7.8. Ömerli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri



Şekil 7.9. İkitelli ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri

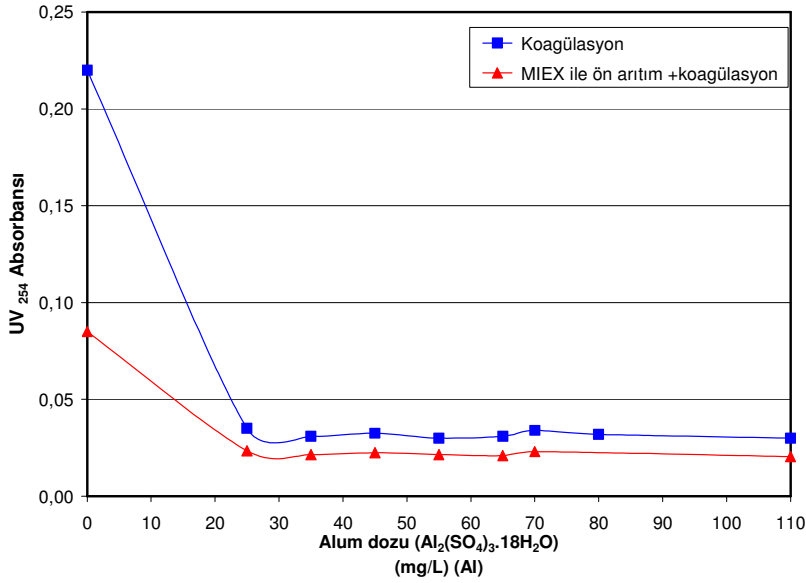


Şekil 7.10. Kağıthane ham suyunun farklı MIEX dozlamaları sonucundaki iletkenlik değişimleri

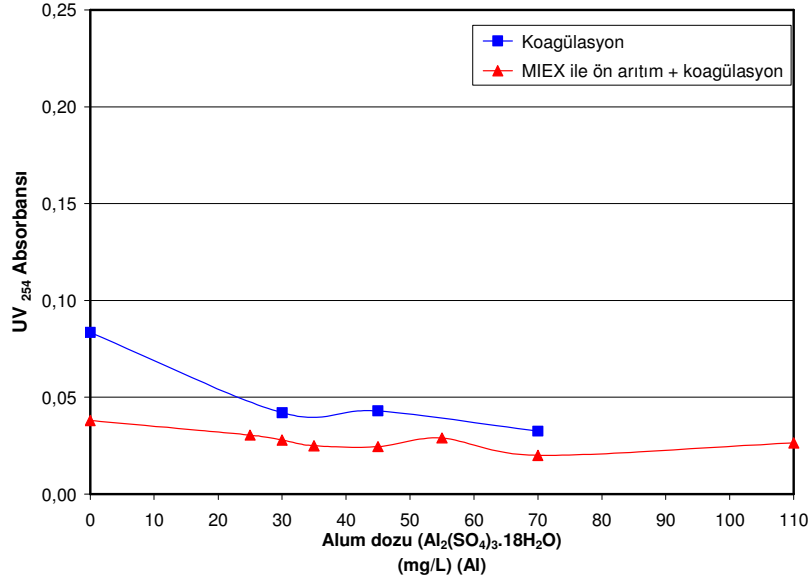


Şekil 7.11. Farklı MIEX dozlarının ham su ile 60 dakikalık temas süresi sonucundaki bulanıklık değerleri

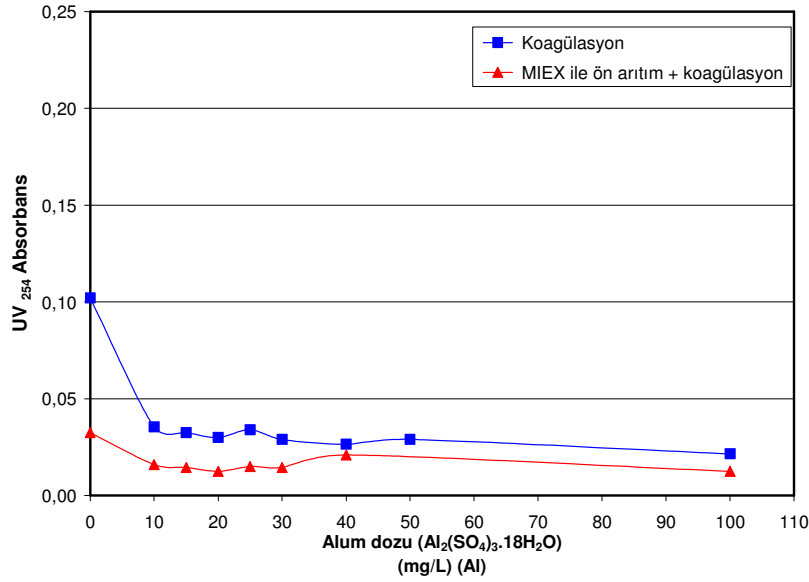
7.2. MIEX + Koagülasyon Jar Test Deneyleri



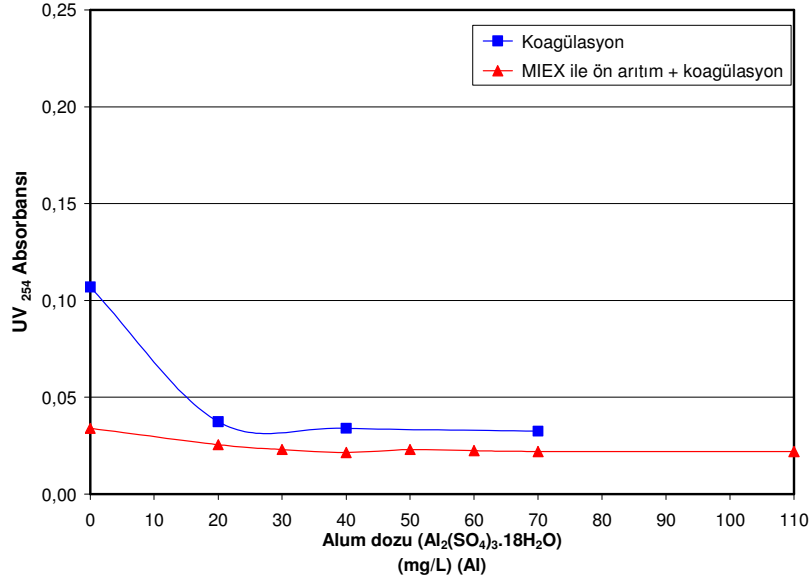
Şekil 7.12. Elmali ham suyunun ve MIEX ile ön arıttıktan geçirilen Elmali numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri



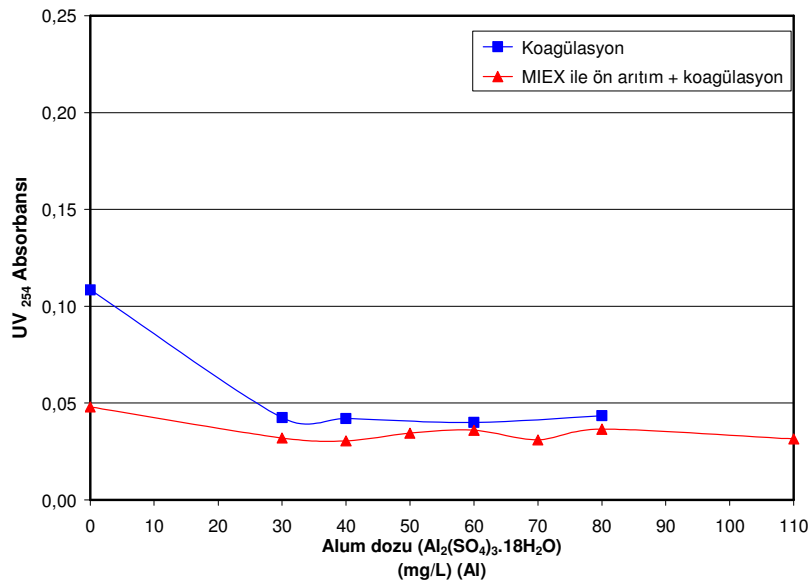
Şekil 7.13. B. Çekmece ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen B. Çekmece numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri



Şekil 7.14. Ömerli ham suyunun ve MIEX ile ön arıtmadan geçirilen Ömerli numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri



Şekil 7.15. İkitelli ham suyunun ve MIEX ile ön arıttımdan geçirilen İkitelli numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri



Şekil 7.16. Kağıthane ham suyunun ve MIEX ile ön arıttımdan geçirilen Kağıthane numunesinin alum ile koagülasyonu sonucu elde edilen UV₂₅₄ absorbans değerleri

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Bilgehan İlker HARMAN
Doğum Yeri : Çumra/Konya
Doğum Tarihi : 01.08.1980
Medeni Hali : Bekar

Eğitim ve Akademik Durumu

Lise	1995-1998	Çumra Anadolu Lisesi
Lisans	1999-2003	Süleyman Demirel Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü

Yabancı Dil: İngilizce

İş Deneyimi:

2005- : Öğretim Görevlisi, Süleyman Demirel Üniversitesi