

ÖNSÖZ

“İçme Sularında Trihalometan Oluşumu ve Organik Maddelerin Giderilmesi” konusunda çalışmama öncü olan ve çalışmalarım süresince yardımını esirgemeyen danışman hocam Prof. Dr. Hasan Zuhuri SARIKAYA’ya, deneysel çalışmalarımda bana imkanlarıyla destek olan İSKİ Kağıthaneler İşletmeler müdürlüğü laboratuvarı çalışanlarına ve çalışmalarımın her aşamasında bilgi ve manevi destekleriyle yanımda olan özverili arkadaşım Çevre Müh.Müge YARDIMUMAR ve ablam Çevre Müh. Nurhan ÖZDEN ve aileme katkılarından dolayı teşekkür ederim.

Ekim, 2002

Seyhan ÖZDEN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
KISALTMALAR	v
TABLO LİSTESİ	vi
ŞEKİL LİSTESİ	viii
ÖZET	x
SUMMARY	xi
1. GİRİŞ	1
1.1. Genel	1
1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2. İÇME SULARINDA ORGANİK MADDE KİRLENMESİ	4
2.1. Organik Maddelerin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	4
2.2. Organik Madde Kaynakları	5
2.2.1. Doğal Organik maddeler	5
2.2.2. Su Dezenfeksiyonu ve İletimi Esnasında Ortaya Çıkan Organik Bileşikler	8
2.2.3. Tarım ve Endüstriyel Faaliyetler Nedeniyle Suya Karışan Organik Kirleticiler	9
2.3. Organik Maddenin Su Kalitesine Etkisi	11
3. İÇME SULARINDA DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİN OLUŞUMU	14
3.1. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşum Mekanizmaları	14
3.2. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Değişimini Etkileyen Faktörler	16
3.2.1. Doğal Organik Madde Tipi ve Konsantrasyonu	16
3.2.2. Klor Dozu ve Klor Bakiyesi	18
3.2.3. Sıcaklık ve Mevsim	18
3.2.4. pH	18
3.2.5. Temas Süresi	19
3.2.6. Bromür gibi İnorganik İyonların Varlığı	19
3.3. Halojenli Dezenfeksiyon Yan Ürünlerin Oluşumunu Kontrol Stratejileri	21
3.3.1. Kaynak Kontrolü	22
3.3.2. Dezenfeksiyon Yan Ürün Öncü Bileşiklerinin Giderimi	23
3.3.3. Alternatif Oksidantlar ve Dezenfektanlar	24
3.4. THM Öncü Bileşiklerini İzlemek İçin Vekil Parametreler	28
3.5. Arıtma ve Dağıtım Sistemlerinde THM Oluşumu	29
3.6. THM'lerin İnsan Sağlığına Etkileri	30
4. İÇME SUYUNDA ORGANİK MADDE GİDERİMİ	33
4.1. Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi	33
4.1.1. Oksidasyon	33

4.1.2. Koagülasyon-Flokülasyon	34
4.2. Koagülasyon-Flokülasyon Mekanizması	35
4.3. Alüm ile Koagülasyon	36
4.4. Alüm Koagülasyonu ile Organik Madde Giderimi	37
4.5. Koagülasyon ile Organik Madde Gideriminde İşletme Koşulları	38
4.5.1. Koagülant Tipi ve Dozu	38
4.5.2. pH Etkisi	39
4.6. İçme Suyu Arıtımında Doğal Organik Maddenin Adsorpsiyonla Giderimi	40
4.6.1. Aktif Karbon	41
4.6.1.1. Toz Şeklinde Aktif Karbon	41
4.6.2. Magnetik İyon Değiştirici (MIEX) Reçine-ÇOK Prosesi ve ÇOK Giderim Kimyası	43
4.6.2.1. MIEX Prosesinin Gelişimi	45
4.6.2.2. MIEX Prosesi Uygulamaları	46
4.7. Membran Prosesler	51
5. KAĞITHANE ÇELEBİ MEHMET HAN İÇME SUYU TASFIYE TESİSİ	53
5.1. İçme Suyu Arıtımına Genel Bir Bakış	53
5.2. Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi	55
5.2.1. Hızlı ve Yavaş Karıştırma	55
5.2.2. Çökelticiler	56
5.2.3. Filtreler	56
5.2.4. Çamur Dengeleme Havuzu	56
6. DENEYSEL ÇALIŞMALAR	58
6.1. Deneysel Çalışmanın Kapsamı	58
6.2. Kullanılan Düzenek ve Ölçüm Yöntemleri	58
6.3. Permanganat Yöntemi ile Organik Madde Tayini	60
6.3.1. Yöntemin Kimyası	60
6.3.2. Deneyin Yapılışı	60
7. SONUÇLAR VE TARTIŞMA	62
7.1. Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde TOK ve Bulanıklık Seviyeleri	62
7.2. Koagülasyonun Geliştirilmesi	64
7.2.1. Alüminyum-sülfat Koagülasyonu	64
7.2.2. Demir-(III)-klorür Koagülasyonu	67
7.3 Aktif Karbon Çalışması	70
7.4. İstanbul İçme Suyu Arıtma Tesislerinde TTHM ve TOK Profilleri	74
7.4.1. THM Profilleri	74
7.4.2. TOK Profilleri	75
8. SONUÇLAR	78
KAYNAKLAR	82
EKLER	85
ÖZGEÇMİŞ	111

KISALTMALAR

TOK	: Toplam Organik Karbon
THM	: Trihalometan
TTHM	: Toplam Trihalometan
THMOP	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
USEPA	: A.B.D.Çevre Koruma Örgütü
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
MKS	: Maksimum Kirlilik Seviyesi
AB	: Avrupa Birliği
DYÜ	: Dezenfeksiyon Yan Ürünleri
HAN	: Haloasetonitril
HAA	: Haloasetikasit
DOM	: Doğal Organik Madde
TOX	: Toplam Organik Halojen
TOXOP	: Toplam Organik Halojen Oluşum Potansiyeli
GAK	: Granüler Aktif Karbon
BGAK	: Biyolojik Granüler Aktif Karbon
UV₂₅₄	: 254 nm’de Ultraviyole absorbansı
HA	: Hümik Asit
FA	: Fülvik Asit
DMST	: Dimetil Trisülfid
UF	: Ultrafiltrasyon
MF	: Mikrofiltrasyon
MIEX	: Magnetic Ion Exchange (Magnetik İyon Değişimi)
AK	: Aktif Karbon

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. Hümik ve Fülvik Asitlerdeki Temel Elementler	7
Tablo 2.2. Doğal Organik Maddelerin Kimyasal Grupları.....	8
Tablo 2.3. Organik Kirleticiler ve İnsan Sağlığına Etkileri.....	10
Tablo 2.4. İçme Sularında Organik Maddeler ve Ürünleri ile İlgili Değerler	13
Tablo 3.1. Klorlama Sonucunda Oluşan Uçucu ve Uçucu Olmayan Organik Bileşikler	21
Tablo 3.2. Alternatif Dezenfektanlar ve Oluşturdıkları Yan Ürünler.....	26
Tablo 3.3. İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde Ön Ozonlamadan Önce ve Sonra THM Türlerinin Dağılımı	26
Tablo 3.4. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri EPA Standartları	27
Tablo 3.5. THM Öncü Bileşiklerinin Ölçümü İçin Vekil Parametreler	28
Tablo 3.6. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Potansiyel Kanseri Faktörü	32
Tablo 4.1. Hope Valley ve Myponga Rezervuarlarında her bir Arıtma Satejisi için Belirlenen Arıtma Şartları	49
Tablo 4.2. Her bir Arıtma Stratejisi için ÇOK Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması.	49
Tablo 4.3. Wanneroo Yeraltısuyu için ÇOK Giderim Proseslerinin Maliyet Karşılaştırılması (Yaklaşık %40-50 ÇOK giderimi).....	50
Tablo 5.1. Su Arıtma Prosesleri	54
Tablo 5.2. İçme Suyu Arıtımında Dikkat Edilmesi Gereken Hususlar	55
Tablo 5.3. Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesis Boyutlandırma Parametreleri	57
Tablo 6.1. Her Seri Deney İçin Çalışılan Hamsu Kalitesi.....	59
Tablo 7.1. 2001 Yılı Ortalama Su Kalite Değerleri.....	62
Tablo 7.2. Geliştirilmiş Koagülasyon İçin Hamsu Alkalinitesi ve TOK'a Bağlı TOK Giderim Yüzdeleri	63
Tablo 7.3. Alüminyum-sülfat ve Demir (III)-klorür Koagülasyonunda Giderim Verimleri.....	70
Tablo 7.4. Aktif Karbon Çalışmasında Permanganat İndeksi ve Bulanıklık Giderim Verimleri.....	73
Tablo C.1. Kağıthane TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları.....	99
Tablo C.2. İkitelli TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları.....	99
Tablo C.3. Büyükçekmece TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları....	100
Tablo C.4. Muradiye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları.....	100
Tablo C.5. Osmaniye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları	101
Tablo C.6. Orhaniye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları	101
Tablo C.7. Kağıthane TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	101
Tablo C.8. İkitelli TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	102

Tablo C.9.	Büyükçekmece TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	102
Tablo C.10.	Ömerli Muradiye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	102
Tablo C.11.	Ömerli Osmaniye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	102
Tablo C.12.	Ömerli Orhaniye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi	103
Tablo C.13.	Kağıthane Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları	103
Tablo C.14.	Büyükçekmece Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları	104
Tablo C.15.	İkitelli Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları	104
Tablo C.16.	Elmalı Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları	104
Tablo C.17.	Ömerli Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları	105
Tablo C.18.	Kağıthane TTHM, Uygulanan Klor ve Bakiye Klor Konsantrasyonu	105
Tablo D.1.	12.12.2001 Tarihli Alüminyum-sülfat Jar-Test Sonuçları	107
Tablo D.2.	04.01.2002 Tarihli Demir(III)-klorür Jar-Test Sonuçları	107
Tablo D.3.	18.01.2002 Tarihli Demir(III)-klorür Jar-Test Sonuçları	107
Tablo D.4.	01.02.2002 Tarihli Alüminyum-sülfat Jar-Test Sonuçları	107
Tablo D.5.	07.03.2002 Tarihli Alüminyum-sülfat + Aktif Karbon Çalışması Sonuçları	108
Tablo D.6.	21.03.2002 Tarihli Demir(III)-klorür + Aktif Karbon Çalışması Sonuçları	108
Tablo D.7.	07.12.2001 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi	108
Tablo D.8.	12.12.2001 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi	109
Tablo D.9.	04.01.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi	109
Tablo D.10.	18.01.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi	109
Tablo D.11.	01.02.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi	110
Tablo D.12.	07.03.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki Permanganat İndeksi, Bulanıklık, pH Değişimi	110
Tablo D.13.	21.03.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki Permanganat İndeksi, Bulanıklık, pH Değişimi	110

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1. : Su Ortamında Humus Oluşumu	6
Şekil 4.1 : MİEX Reçine ile ÇOK Giderim Mekanizması.....	44
Şekil 4.2 : MİEX Reçine ile Ön Arıtma Prosesi	44
Şekil 4.3 : Wanneroo Yeraltı İçme Suyu Arıtma Tesisi	47
Şekil 4.4 : 50.000 m ³ /gün Kapasitedeki bir Tesis İçin Alternatif Proseslerin Maliyet Değerlendirmesi	50
Şekil 6.1 : Jar-Test Düzenegi	61
Şekil 7.1 : Numune Alma Noktaları.....	63
Şekil 7.2 : Alüminyum-sülfat Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi	65
Şekil 7.3 : Alüminyum-sülfat Dozuna Bağlı Bulanıklık Değişimi	65
Şekil 7.4 : TOK'un pH ile Değişimi	66
Şekil 7.5 : Bulanıklığın pH ile Değişimi	67
Şekil 7.6 : Demir (III)-klorür Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi.....	68
Şekil 7.7 : Demir (III)-klorür Dozuna Bağlı Bulanıklık Değişimi.....	68
Şekil 7.8 : TOK'un pH ile Değişimi	69
Şekil 7.9 : Bulanıklığın pH ile Değişimi	69
Şekil 7.10 : Aktif Karbon ve Alüminyum-sülfat Kombinasyonunda Doza Bağlı Permanganat İndeksi Değişimi	71
Şekil 7.11 : Aktif Karbon ve Alüminyum--sülfat Kombinasyonunda Doza Bağlı Bulanıklık Değişimi	71
Şekil 7.12 : Aktif Karbon ve Demir (III)-klorür Kombinasyonunda Doza Bağlı Permanganat İndeksi Değişimi	72
Şekil 7.13 : Aktif Karbon ve Demir (III)-klorür Kombinasyonunda Doza Bağlı Bulanıklık Değişimi	72
Şekil 7.14 : Aktif Karbon ve Alüminyum-sülfat Kombinasyonunda Bulanıklık ve Permanganat İndeksi Giderim Yüzdeleri	73
Şekil 7.15 : Aktif Karbon ve Demir (III)-klorür Kombinasyonunda Bulanıklık ve Permanganat İndeksi Giderim Yüzdeleri	73
Şekil 7.16 : TTHM ve Uygulanan Klor Dozu Arasındaki Korelasyon.....	76
Şekil 7.17 : TTHM ve Kullanılan Klor Dozu Arasındaki Korelasyon	76
Şekil 7.18 : Uygulanan Klor ve TOK Parametrelerine Bağlı Hesaplanan ve Ölçülen TTHM	77
Şekil 7.19 : Kullanılan Klor ve TOK Parametrelerine Bağlı Hesaplanan ve Ölçülen TTHM	77
Şekil A.1 : Büyükçekmece Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi .	87
Şekil A.2 : Büyükçekmece Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi.....	87
Şekil A.3 : Kağıthane Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi	88
Şekil A.4 : Kağıthane Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi.....	88
Şekil A.5 : İkitelli Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi	89
Şekil A.6 : İkitelli Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi.....	89
Şekil A.7 : Ömerli Muradiye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin	

	Değişimi	90
Şekil A.8	: Ömerli Osmaniye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi	90
Şekil A.9	: Ömerli Orhaniye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi	91
Şekil A.10	: İstanbul Ömerli İçme Suyu Arıtma Tesisinde Mevsime Bağlı TTHM Değişimi.....	91
Şekil A.11	: Elmalı Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi.....	92
Şekil A.12	: İstanbul İçme Suyu Arıtma Tesislerinde Mevsime Bağlı TTHM Değişimi	93
Şekil A13	: İstanbul Ömerli İçme Suyu Arıtma Tesisinde Mevsime Bağlı TTHM Değişimi	93
Şekil B.1	: 07.12.2001 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi	95
Şekil B.2	: 12.12.2001 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi	95
Şekil B.3	: 04.01.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi	96
Şekil B.4	: 18.01.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi	96
Şekil B.5	: 01.02.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi	97

ÖZET

İçme suyu kaynakları, özellikle de yüzey suları antropojenik ve doğal kökenli organik maddeler içermektedirler. Suda bulunan organik maddelerin, içme suyu arıtma tesislerinde dezenfeksiyon amaçlı kullanılan klor ile reaksiyona girdikleri ve başlıca trihalometan (THM) olarak adlandırılan klorlu yan ürünlerin oluşmasına neden oldukları 1970'lerden bu yana bilinmektedir. THM'ler kanserojen olup, Amerika Birleşik Devletleri ve Avrupa ülkelerinin İçme suyu yönetmeliklerinde sınırlandırılması gereken maddeler olarak yer almaktadırlar. Türkiye'de THM'lerin sınırlandırılması ve kontrol edilmesi için herhangi bir yönetmelik bulunmamaktadır.

Yapılan çalışma 6 bölümden oluşmaktadır. İlk bölümde, çalışmanın anlam ve önemiyle, amaç ve kapsamına yer verilmiştir. İkinci bölümde, organik maddelerin yapı ve özellikleri incelenmiştir. Üçüncü ve dördüncü bölümde ise, dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşumunun kimyası ve halojenli DYÜ oluşumunun kontrol stratejileri açıklanmış, koagülasyon ve flokülasyonun genel mekanizmasına değinilmiştir. Yapılan deneysel çalışmalar ve elde edilen sonuçların değerlendirilmesi konularına bölüm 7 ve 8'de yer verilmiştir.

Deneysel çalışmalar iki aşamadan oluşmaktadır.

Birinci aşamada, tesis girişinden alınan hamsu numuneleri üzerinde, Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde halen uygulanmakta olan alüminyum-sülfat ve demir(III)-klorür olmak üzere iki farklı koagülant madde ve ileri arıtma alternatiflerinden biri olan toz aktif karbon uygulanmıştır. Doğal organik madde gideriminde demir(III)-klorür verimli bulunmuştur. Ancak korozyon kontrolü için çıkış pH'ı düşünülmesi gereken bir husustur.

İkinci aşamada, İstanbul içme suyu arıtma tesisleri TTHM, organik madde içeriği ve mevsimsel değişimler açısından karakterize edildi. Sonuçlar TTHM seviyelerinin mevsime bağlı değiştiğini göstermektedir. Tüm tesislerde yüksek konsantrasyonlar yaz aylarında gözlenmiştir. Sonuçlar, Büyükçekmece suyunun yüksek miktarlarda bromoform içerdiğini göstermiştir.

TRihalOMETHANE FORMATION AND REMOVAL OF ORGANICS FROM DRINKING WATER

SUMMARY

Drinking waters supplied mainly from the surface water bodies contain organic matter of antropogenic and natural origin. It has been known since 1970's that the organic matter in water reacts with chlorine used for disinfection in drinking water treatment plants, and lead to the formation of chlorinated by-products, mostly the trihalomethans (THMs). The THMs are carcinogenic and are regulated under the National Drinking Water Regulations in USA and Europe. In Turkey, there is no regulation to limit and control THMs.

This thesis includes eight chapters as following :

In the first chapter, the significance and the general objectives of the study were defined in detail.

In the second chapter, the structure and properties of the organic matter were given.

In the third chapter, chemistry of disinfection by-product formation and strategies for controlling formation of halogenated disinfection by-products were described.

In the forth chapter, the general mechanisms of coagulation and flocculation were given.

In the fifth chapter, drinking water treatment objectives and main processes and the issues associated with key processes were explained.

In the six chapter, the experimental techniques were explained.

In the seventh and eigth chapter, the results of the experiments were discussed.

Experimental studies were carried out at two stages.

In the first stage, the removal of THM precursors by enhanced coagulation and flocculation processes was examined for the influent raw water to Kağıthane Çelebi Mehmet Han Drinking Water Treatment Plant in İstanbul. Two coagulants, alum and Ferric-chloride and advanced technologies of powdered activated carbon were tested. Ferric-chloride was effective in removing natural organic matter (NOM). However, when ferric-chloride was used for enhanced coagulation, final pH adjustment was necessary for corrosion control.

In the second stage, raw water of Istanbul city were characterized in terms of organic matter content and TTHM as well as in terms of their seasonal variation. Results indicate that TTHMs vary depending on the season. Higher concentration was observed in summer time. Results indicate that treated water from Büyükçekmece lake contains relatively higher bromoform

1. GİRİŞ

1.1 GENEL

İçme suyu arıtımının başlıca amaçlarından birisi mikrobiyolojik kalite açısından güvenli su teminidir. Suda bulunan virüsler, bakteriler ve parazitler başlıca kirleticiler olarak kabul edilmekte ve klor ile dezenfeksiyon yöntemiyle uzaklaştırılmaktadır. Ancak 1970'lerin başlarında yapılan çalışmalarda, klorun yüzeysel su kaynaklarında doğal olarak bulunan organik maddelerle reaksiyona girerek, kansere neden olan trihalometan (THM) bileşikleri oluşturduğu saptanmıştır. Trihalometanların kanserojenik etkisi keşfedildiğinde, birçok gelişmiş ülke bu toksik bileşiklerin oluşumunu engellemek amacıyla yasal düzenlemeler getirmişlerdir. İlk kez 1979 yılında USEPA tarafından içme sularındaki toplam trihalometan (TTHM) maksimum kirlilik seviyesi (MKS) 0,1 mg/lt olarak belirlenmiştir. Günümüzde EPA I. limit 0,080 mg/lt olup gelecekte ise EPA II. limitin 0,040 mg/lt olması beklenmektedir. Ayrıca, Avrupa Birliği (AB) standartlarına göre ise belirlenen MKS 0,1mg/lt'dir.

THM'lerin keşfinden sonraki çalışmalar THM oluşumunun azaltımı yönünde olmuştur. İçme suyu arıtımında THM'lerin oluşumunu azaltmak için önerilen teknikler ana hatlarıyla,

- 1- THM oluşumuna neden olabilecek humik maddelerin klorlama öncesi giderimi
- 2- Klor yerine alternatif dezenfektanların kullanımı
- 3- THM'lerin ve diğer klorlu organiklerin oluşum sonrası azaltılmasıdır.

THM'lerin oluşumuna neden olan humik maddelerin arıtımı için önerilen alternatifler;

- Koagülasyonun geliştirilmesi
- Aktif karbon adsorpsiyonu
- Membran prosesleri

Koagülasyonun geliştirilmesinin dezavantajları;

- Artan koagülant dozu çamur oluşumunu artırır. Çamur giderimi ve çamur susuzlaştırma sistemlerinin yeniden gözden geçirilmesine neden olur.
- Kimyasal dozlama ve dağıtımı yetersiz kalabilir.
- Optimum bulanıklık giderimi sağlanamayabilir.
- Koagülasyon için kullanılan kimyasal maliyeti ve korozyon kontrolü için çıkışdaki pH kontrolü, ayrıca $\text{pH} < 4$ suda demir ve mangan çözünürlüğüne neden olur.

Aktif karbon, pestisit giderimi ve organik kimyasallar, biyolojik aktivite sonucu oluşan tad ve koku bileşiklerinin gideriminde tercih edilen bir metoddur. Ancak toz aktif karbonun yeniden kullanılamaması ve bazı ülkelerde toksik olduğunun düşünülmesi dezavantajıdır. Granüler aktif karbonda ise, doğal organik madde (DOM) giderimi yüksekse karbonun hızlı bir şekilde tıkanması ve ilave rejenerasyon maliyeti kullanımını sınırlandırmaktadır. [1]

Membran filtrasyon teknolojisi, son yirmi yıldır su arıtımındaki önemli gelişmelerden birisidir. Gün geçtikçe maliyeti aşağılara çekilmekte ve performansı geliştirilmektedir. Mikrofiltrasyon, gelecekte patojen giderimindeki performansı ve düşük enerji tüketimi nedeniyle içme suyu arıtımında yaygın kullanılacak proseslerden birisidir. Ancak mikrofiltrasyon renk gidermez ve tıkanma problemi ile karşılaşılır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Çalışmanın amacı, öncelikle İstanbul içme suyu arıtma tesislerinde TOK ve THM miktarları açısından mevcut durumun tespit edilerek TOK giderimi için alternatif proseslerin değerlendirilmesidir. Bu amaçla her bir tesis ayrı ayrı incelenerek TOK ve THM parametrelerinin zamana bağlı değişimleri verilmiştir.

Deneyisel çalışmalar için Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi seçilmiştir. Standart jar test deneyleri en yüksek TOK ve aynı zamanda en yüksek bulanıklık gidermek amacıyla gerçekleştirilmiş olup en iyi koagülant dozu ve en iyi arıtma pH değeri belirlenmiştir. İlk aşamada tesis girişinden alınan hamsu numunelerine, Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde halen uygulanmakta olan alüminyum-sülfat ve alternatifi demir(III)-klorür olmak üzere iki farklı koagülant madde denenmiş ve elde edilen arıtma verimleri karşılaştırılmıştır.

Deneysel çalışmaların ikinci aşamasında ise, koagülasyon prosesine ilaveten ileri arıtma teknolojilerinden birisi olan aktif karbonun kullanımı durumunda TOK giderimi konuları incelenmiştir. Aktif karbon ve alüminyum -sülfat ile aktif karbon ve demir(III)-klorür kombinasyonları denenmiş olup elde edilen sonuçlar permanganat indeksi ve bulanıklık giderimleri açısından değerlendirilmiştir.

Son olarak, Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nden elde edilen veriler değerlendirilerek TTHM ile uygulanan ve kullanılan klor dozu arasındaki korelasyon araştırılmıştır. Ayrıca multi-liner regresyon analizi kullanılarak uygulanan ve kullanılan klor dozu ve TOK parametrelerinin TTHM oluşumuna etkileri gösterilmiştir.

2. İÇME SULARINDA ORGANİK MADDE KİRLENMESİ

2.1 Organik Maddelerin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

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

Organik madde terimi başlangıçta canlı organizmalardan kaynaklanan bileşikleri belirlerken bugün sentetik olarak elde edilen ve sülfür, fosfor, florür, brom, klor, iyot gibi maddeleri de ihtiva eden çok çeşitli türde organik madde mevcuttur. C,H,O,N atomlarını içermesine rağmen, inorganik madde sınıfına giren bileşiklerde vardır. (CO,CO₂,CO₃⁻², HCO₃⁻¹,CN⁻¹) Organik maddeyi inorganik maddeden ayıran temel özellik, kuvvetli karbon-karbon bağlarıdır.

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

Moleküler boyut: Organik bileşiklerin moleküler boyutu geniş bir aralıkta değişmektedir. Kloroform gibi basit bileşikler için < 1 nm iken; kompleks hümitik asit bileşikler için 1 µm'dir.

Moleküler ağırlık: Organik bileşiklerin moleküler ağırlığı çok geniş bir aralıkta değişim göstermektedir. Metan (CH₄) için 16 gr.iken, polimerler için 10⁶ gr/mol'dür.

Uçuculuk: Organik maddelerin uçuculuğu kaynama noktası veya buhar basıncıyla ifade edilmektedir. Yüksek uçuculuğa sahip organik bileşiklere örnek olarak vinil klorür (kaynama noktası - 13.6 °C) verilebilir. Uçucu olmayan poliniklik aromatik hidrokarbon türü olan Chrysene'in kaynama noktası ise 448 °C' dir.

2.2 Organik Madde Kaynakları

Doğal sularda bulunan organik maddeler üç ana kaynaktan doğmaktadır.

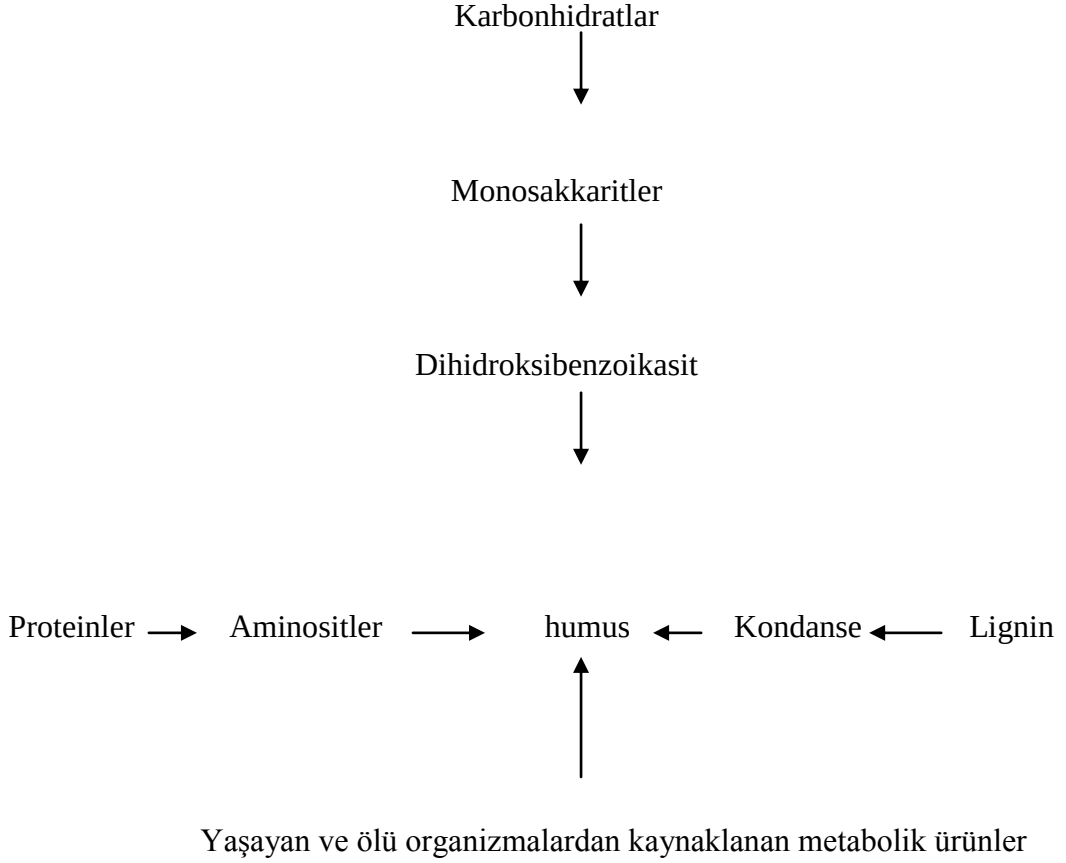
- Su ortamında doğal olarak oluşan organik maddeler
- Suların arıtılması, dezenfeksiyonu ve dağıtımı esnasında ortaya çıkan organik maddeler
- Su kaynaklarının endüstriyel ve tarım faaliyetleriyle kirlenmesi sonucu ortaya çıkan kirleticiler.

Su arıtımı konusundaki çalışmalar esas olarak ilk iki kaynaktan gelen bileşikler üzerine yoğunlaşmıştır. Antropojenik kaynaklı kirleticiler toplam organik maddenin küçük bir yüzdesini oluşturmaktadır. Sudaki organik maddelerin ölçümünde en yaygın kullanılan parametre olan TOK ppm birimi ile ifade edilirken; antropojenik kaynaklı kirleticiler ppb olarak ifade edilmektedir. Özellikle vurgulanması gereken konu antropojenik kaynaklı kirleticilerin düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığına zararlı olabilmesidir.

2.2.1 Doğal Organik Maddeler

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

Dünyadaki toplam organik karbon rezervlerinin %25'i hümik içeriklidir ve organik maddenin %50'si okyanuslarda ve tatlı sulardadır. Aküatik hümikler, doğal organik maddeler ve çözünmüş organik maddeler olarak tanımlanan organiklerin en önemli kısmını teşkil etmektedir.



Şekil 2.1 Su Ortamında Humus Oluşumu [2]

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

- Bazık ortamda çözünen ve asidik ortamda çökelen hümik asit
- Düşük pH'da çözünmüş olarak kalan fülvik asit

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

Tablo 2.1 Hümik ve Fülvik Asitlerdeki Temel Elementler [3]

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

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

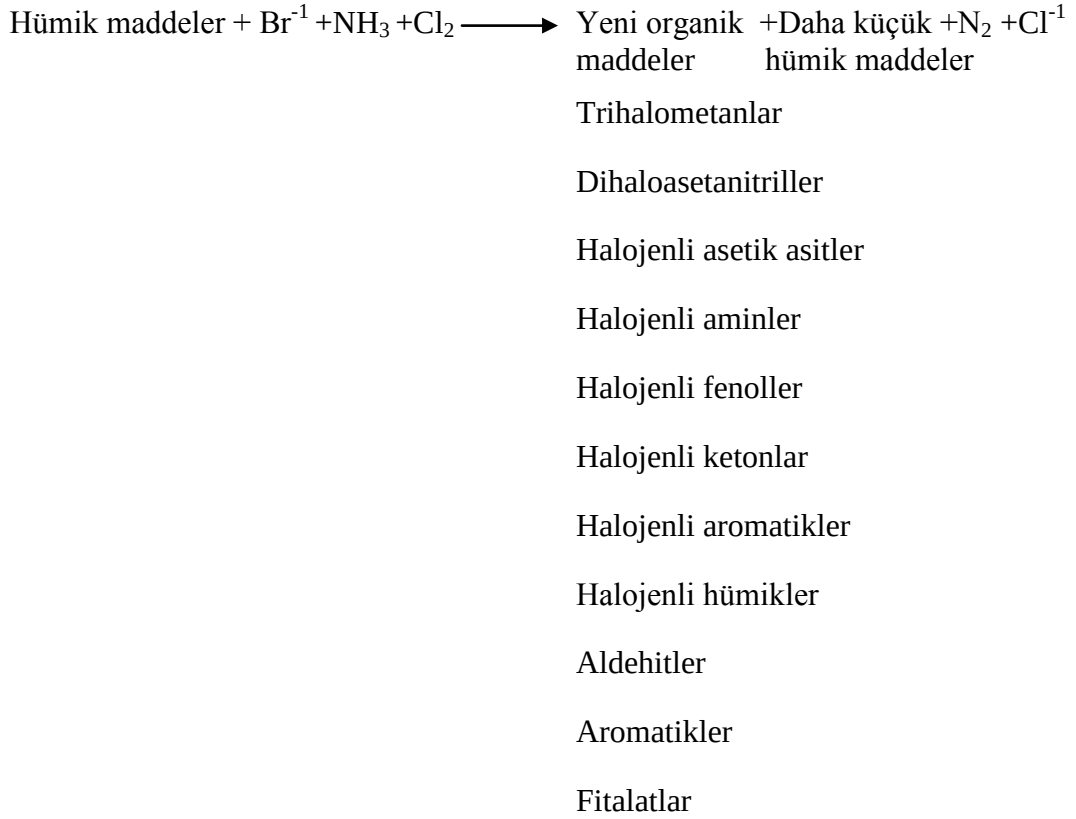
Doğal organik maddelerin diğer önemli kaynağı da mikroorganizmalardır. Algler, bakteriler, aktinomisetler yüzeysel sularda en yaygın bulunan mikroorganizmalardır. Bu organizmaların popülasyonlarının geliştiği dönemler alg patlamalarının olduğu dönemlerdir ki, hücre kütleleri hemen hemen suyun toplam TOK miktarını oluşturur. Bunun dışında mikroorganizmaların su ortamına verdiği metabolik ürünler özellikle önemlidir. Örneğin metilisobernoel ve geosnin sudaki koku ve tadın en önemli nedeni olup mavi-yeşil algler ötrofik sulardaki baskın alg türüdür ve onların metabolik artıkları olan hidroksiaminasid çözünmüş demiri bağlamaktadır. Biyolojik orijinli maddeler dışında petrol bazlı maddeler su ortamlarında nadiren bulunmaktadır. Doğal gaz ve benzin depolarının olduğu bölgelerde yüksek molekül ağırlıklı alifatik ve aromatik hidrokarbon kirleticiler yeraltı sularına karışarak su ortamlarına taşınmaktadır.

Tablo 2.2 Doğal Organik Maddelerin Kimyasal Grupları [3]

	Kimyasal Grup
Hidrofobik	
Kuvvetli asit	Hümik ve fülvik asitler, yüksek molekül ağırlıklı alkiller, monokarboksilik ve dikarboksilik asitler, aromatik asitler
Zayıf Asit	Fenoller, taninler, araürün yüksek molekül ağırlıklı alkiller ile monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Proteinler, aromatik aminler, yüksek molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Hidrokarbonlar, aldehitler, yüksek molekül ağırlıklı metil karbonlar ve alkil alkoller, eterler, furanlar
Hidrofilik	
Asitler	Hidroksi asitler, şekerler, düşük molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Aminoasitler, purinler, pyrimidinler, düşük molekül ağırlıklı alkil aminler
Nötraller	Polisakkaritler, düşük molekül ağırlıklı alkiller ile alkol ve ketonlar

2.2.2 Su Dezenfeksiyonu ve İletimi Esnasında Ortaya Çıkan Organik Bileşikler

Su dezenfeksiyonu esnasında doğal organik maddelerden kimyasal reaksiyonlarla yeni organik bileşikler oluşmaktadır. Örneğin klor doğal organik maddeyi trihalometan ve diğer organohalojen oksidasyon ürünlerine çevirmektedir. Klor, su ve atıksu dezenfeksiyonunda kullanılan en yaygın kimyasal maddedir. Sudaki kloroformun 1974’de keşfinden sonra klorlamanın organik maddenin kimyasal kompozisyonu üzerine etkisi önemli bir çalışma alanı olmuştur. Aşağıda su klorlaması esnasında ortaya çıkan bileşikler gösterilmiştir. Aşağıda belirtilen bileşiklerden THM’ler en yaygın klorlama yan ürünleridir. Halojenli karboksilik asitler ve halojenli aminlerin ise düşük yüzdelerde bulunduğu tespit edilmiştir. Çıkış suyunun toplam organik halojen miktarı, THM’den üç veya dört kat daha fazladır.



2.2.3 Tarım ve Endüstriyel Faaliyetler Nedeniyle Suya Karışan Organik Kirleticiler

Endüstriyel ve evsel atıksular ile tarım sahalarından karışan kirleticiler su kalitesini etkileyen önemli kirleticilerdir. Belli bir kaynaktan suya karışan kirleticiler noktasal kaynaklı kirleticiler, geniş bir alandan kaynaklanan kirleticiler ise noktasal kaynaklı olmayan kirleticiler olarak tanımlanmaktadır. Yeraltı suları daha çok noktasal kaynaklı kirlenmeye maruz kalmaktadır.

Endüstride üretim proseslerinde kullanılan çok çeşitli miktarlardaki kimyasal maddeler su ortamındaki organik kirleticilerin ana kaynağıdır. Merkezi atıksu arıtma tesisleri ikinci önemli noktasal kirleticiler kaynağını oluşturmaktadır. Bu arıtma tesislerinde tespit edilen başlıca organik maddeler ile sağlık etkileri Tablo 2.3’de verilmiştir.

Tablo 2.3 Organik Kirleticiler ve İnsan Sağlığına Etkileri [2]

Uçucu Organik maddeler	
Benzen	Kronik etkilenmede anemi, Kromozom sayısı ve yapısında değişimler Kanserojenik
Karbontetraklorid	Akut etkilenmede akciğer yapısında değişimler Akut etkilenmede siroz, Kan enzimlerinde değişimler, Kanserojenik
Monoklorobenzen	Böbrek rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları Merkezi sinir sistemi rahatsızlıkları
Diklorobenzen	Merkezi sinir sistemi rahatsızlıkları Kan zehirlenmesi Akciğer, karaciğer ,böbrek rahatsızlıkları, Kanserojenik değil
1,2 Dikloreten(Etilendiklorid)	Sinir sistemi tahribat , Karaciğer ve böbreklerde zedelenme , Mutajenik
1,2 Dikloroetilen (Vinilklorid)	Akut etki durumunda karaciğer enzim seviyesinde yükselme ve böbrek zehirlenmesi
Metilenklorid (Diklorometan)	Çok yüksek konsantrasyonlarda karaciğer tahribatı
Tetrakloroetilen (Perkloretilen)	Karaciğer tahribatı , Mutajenik , Kanserojenik (grup B2)
1,1,1 Trikloroetilen (Trikloroetan)	Yüksek konsantrasyonda sinir sisteminde ve karaciğerde zedelenme
Sentetik Organik Maddeler	
Alaklor	Toksik Kronik olarak akciğerlerde tümör oluşumu Kanserojenik (Grup B2)
Aldikarb	Toksik Kanserojenik
Atrazin	Yüksek dozlarda kalp rahatsızlıkları Kanserojenik
Klordan	Nörotik rahatsızlıklar Karaciğer rahatsızlıkları Mutajenik Kanserojenik
2,4 D	Akut etki durumunda kas sisteminde bozukluklar Kanserojen değil
1,2 Dibromokloropropan	Böbrek rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları Kanserojenik (Grup B2)
Dinoseb	Yorgunluk, terleme,psikolojik rahatsızlıklar
Endrin	Yağ dokularında birikim , Toksik, Sinir sistemi rahatsızlıkları
Epiklorhidrin	Mutajenik, kanserojenik Böbrek karaciğer,kalp, sinir sistemi rahatsızlıkları Pankreas ve dalakta birikme Solunum güçlüğü, alyuvar sayısında değişim
Etilbenzen	Sinir sistemi rahatsızlıkları Böbrek rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları

Tablo 2.3 Organik Kirleticiler ve İnsan Sağlığına Etkileri [2] (devam)

Etilendibromid	Akut etki durumunda yüksek toksisite Kanserojen (Grup B2)
Heptaklor	Sinir sistemi rahatsızlıkları,Kanserojenik
Lindan	Böbrek rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları Sinir sistemi rahatsızlıkları Kanserojenik
Metoksiklor	Sinir sistemi bozukları
Polinükleer Aromatik Hidrokarbonlar	Akciğer kanseri Bağımsızlık sistemine olumsuz etkiler
Poliklorbifenil	Düşük toksik etki Kanserojen (grup B2)
Pentaklorfenol	Karaciğer rahatsızlıkları Böbrek rahatsızlıkları Sinir sistemi rahatsızlıkları Karaciğer enzimlerinde değişim Üreme sisteminde rahatsızlıklar
Vinilbenzen	Kilo değişimi Karaciğer ve böbrek ağırlığında artış Mutajenik
Dioksin	Kilo değişimi Karaciğer tahribatı Kanserojen (Grup B2)
Toksafen	Sinir sistemi rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları Mutajenik,Kanserojenik
Ksilen	Sinir sistemi rahatsızlıkları Karaciğer rahatsızlıkları

Tarım alanında kullanılan pestisitler de noktasal olmayan kaynaklı kirleticileri oluşturmaktadır. Tarım alanında giderek organofosfatlar gibi, biyolojik olarak ayrışabilir pestisitlerin kullanımına gidilmektedir.

2.3 Organik Maddenin Su Kalitesine Etkisi

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

Sudaki organik maddeler, birçok durumlarda istenmeyen problemlere neden olmaktadır.

- Doğal sularda bulunan organik maddeler renk problemine yol açarlar.

- Bazı organik maddeler içme suyu sistemlerinde tad ve koku problemlerine yol açarlar.
- Arıtılmış sularda bulunan organik maddeler dağıtma sistemlerinde ayrıışarak mikrobiyolojik kalite değışikliklerine yol açarlar.
- İçme sularında organik maddelerin varlığının dağıtma sistemlerinde korozyon problemlerine yol açtığı düşünölmektedir.
- Organik bileşiklerin varlığı, konvansiyonel arıtma sistemlerinde anyon değıştirici, membran ve demineralizasyon prosesleri gibi ilave arıtma ünitelerine ihtiyaç duyulmasına yol açmaktadır.
- Sularda bulunan organik bileşiklerin, demir ve mangan giderimi ve oksidasyonuna olumsuz etkide bulunduğı belirtilmiştir.
- Dezenfeksiyon amacı ile suya verilen klorun suda bulunan hümik maddeler veya diğör antropojenik bileşiklerle reaksiyona girmesi sonucunda halojenler ve diğör halojenli organik bileşikleri oluşturmaktadır.
- Bazı organik bileşiklerin toksik ve kanserojen olduğı ve düşük konsantrasyonlarda bile insan sağlığı için zararlı olduğı bilinmektedir. Hümik maddeler kendi başlarına zararsız olsalar bile, suda bulunan pestisit, ağır metal ve diğör benzeri maddelerle zararlı bileşikler oluşturabilmektedir.

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

ABD çevre koruma örgütü (USEPA), organik maddeleri eldeki bulgulara dayanarak etkilerine göre sınıflandırmıştır.

Grup A: İnsanlar için kesin kanserojen etkiye sahip grup (epidemiolojik çalışmalar yeterli)

Grup B: Kanser riski yüksek grup

Grup B1: Kanser için sınırlı kanıtlar

Grup B2: Hayvan deneylerinde yeterli bulgular var. İnsanlar için bulgular sınırlı

Grup C: Muhtemel kanserojen grup. Hayvan deneylerinde sınırlı bulgu, insanlar için kanıt yok.)

Grup D: Hayvan deneylerinde yeterli kanıt yok. (Kanserojen değil)

Grup E: İnsan için kanserojen bulgu yok.

Nisan 1997’de Türk Standartları 266 organik maddeler ve değişik türlerini de kapsayacak şekilde yeniden düzenlenmiştir.(Tablo 2.4)

Tablo 2.4 İçme Sularında Organik Maddeler ve Ürünleri ile ilgili Değerler [2]
(Türk Standartları 266 /Nisan 1997)

Madde	Tavsiye Edilen Değer	Müsaade Edilen Değer
Pestisitler ve ilgili ürünler, toplam($\mu\text{g}/\text{lt}$)	-	0,5
Organoklorlu İnektisitler, her bir madde ayrı ayrı($\mu\text{g}/\text{lt}$)	-	0,1
Poliklorlu bifeniller (PCB’ler), her bir madde ayrı ayrı, ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	-	0,1
Herbisitler, her bir madde ayrı ayrı, ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	-	0,1
Permanganat İndeksi (KMnO_4 ile yüksetgenebilir mad.) (mgO_2/lt)	2	5
Kloroformla extrakte edilebilen maddeler, (mgkuru kalıntı/lt)	0,1	0,5
Çözünmüş veya emülsiyeye hidrokarbonlar (petrol eteri eksraksiyondan sonra), Mineral yağlar, ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	-	2000 10
TTHM ($\mu\text{g}/\text{lt}$)	100	100
Fenoller ,fenol indexi olarak ($\mu\text{g C}_6\text{H}_5\text{OH}/\text{lt}$)	-	0,5

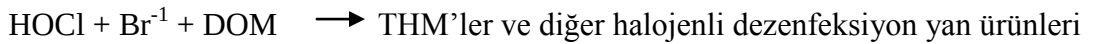
3. İÇME SULARINDA DEZENFEKSİYON YAN ÜRÜNLERİN OLUŞUMU

3.1 Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Oluşum Mekanizmaları

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

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

THM'lerin ve diğer halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin genel oluşum denklemi şu şekilde verilebilir.



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

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

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

Tanım olarak, THM'ler metanın türevleri olarak adlandırılan organohalojen bileşikleridir. Dört hidrojen atomunun üçü klor, brom ve iyot gibi halojenlerin üç atomu ile yerdeğıştirir. Bir hidrojen atomu ve bir karbon atomu ile üç halojenli atomların olası kombinasyonları sonucunda on farklı bileşik oluşabilir. Ancak bu bileşiklerden dördü içme suyunda sık oluşan THM'lerdir. THM'lerden sonra en çok rastlanılan tür haloasetik (HAA) asitlerdir. Temel halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri aşağıda verilmiştir.

Temel halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri; [4]

Trihalometanlar (THM'ler) Haloasetonitriller (HAN'ler)

Kloroform	Dikloroasetonitril
Bromodiklorometan	Trikloroasetonitril
Dibromoklorometan	Dibromoasetonitril
Bromoform	Tribromoasetonitril

Haloasetikasitler (HAA'ler) Halopikrinler

Monokloroasetikasit	Kloropikrin
Dikloroasetikasit	Bromopikrin
Trikloroasetikasit	<i>Haloketonlar</i>
Monobromoasetikasit	<i>Haloaldehitler</i>
Dibromoasetikasit	<i>Halofenoller</i>
Tribromoasetikasit	<i>MX3-kloro-4-(diklorometil)-5-</i>
Bromokloroasetikasit	<i>hidroksi-2(5H)-furanone</i>
Bromodikloroasetikasit	<i>Siyanür halojenler</i>
Dibromokloroasetikasit	Siyanür klorür
	Siyanür bromür

Doğal organik maddeler (DOM) halojenlerle reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerini oluştururlar. Bromür iyonunun (Br^-) suda mevcut olması durumunda serbest klor (hipokloröz asit) hızlı bir şekilde bromürü hipobromöz aside (HOBr) okside eder. Oluşan HOBr, DOM ile reaksiyona girerek bromlu türleri oluşturur. Bromun yan ürünlere dönüşümü sudaki bromür iyonunun konsantrasyonuna ve uygulanan klor dozuna bağlıdır. 1 mg/l'ten büyük bromür konsantrasyonu içeren sularda (bromür konsantrasyonu yüksek olan sular) ilk olarak bromoform, dibromoasetik asit gibi bromlu türlerin oluşumu mümkündür. [4]

Krasner et al. yaptığı çalışmalarda ortalama THM konsantrasyonunu 36 µg/L olarak bulurken HAA konsantrasyonunu ise trihalometanların yaklaşık yarısı 17 µg/L olarak bulmuştur. Daha ileri yıllarda Cowman ve Singer, düşük bromür konsantrasyonu içeren sularda dahi (< 0,05 mg/L) önemli miktarlarda bromodikloro ve dibromokloroasetik asit konsantrasyonu bulmuştur. 1992’de Singer et al., di ve trikloroasetik asit içeren HAA konsantrasyonlarını THM konsantrasyonlarından daha fazla bulmasında pH’ın daha düşük olması etkili olmuştur. (HAA oluşumu düşen pH ile artarken THM oluşumu artan pH ile artar.) [4]

3.2 Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Değişimini Etkileyen Faktörler

Dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) oluşumunu etkileyen önemli faktörlerden bazıları aşağıda irdelenmiştir.

1-Doğal organik madde tipi ve konsantrasyonu

2-Klor dozu ve klor bakiyesi

3-Sıcaklık ve mevsim

4-pH

5-Temas süresi

6-Bromür gibi inorganik iyonların varlığı

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

3.2.1 Doğal Organik Madde Tipi ve Konsantrasyonu

Doğal organik madde dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu için başlıca öncül maddedir. Dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu DOM konsantrasyonu ile doğru orantılıdır. Ayrıca DOM karakteristiği dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumunu etkiler. Rechow et al (1990), halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumunun DOM’in aktif aromatik içeriği ile arttığını göstermiştir. DOM, alg gibi bitkisel maddenin ayrışmasından meydana gelen hidrofobik ve hidrofilik maddelerden oluşur. Sudaki alg türlerine ve havzadaki bitki türüne bağlı olarak hidrofobik ve hidrofilik maddelerin dağılımı farklıdır. TOK konsantrasyonu ve ultroviyole absorbansı dezenfeksiyon yan ürün (DYÜ) öncü bileşiklerinin konsantrasyonu için vekil parametre olarak görev görür. [4]

Çoğu su kaynağında hümik maddenin %90'ından fazlası fülvik asit olmasına rağmen Bobcock ve Singer, hümik fraksiyonu klor ile daha kolay reaksiyona girdiğinden hümik fraksiyonunun fülvik fraksiyonundan daha fazla THM oluşturduğunu göstermişlerdir. [5]

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

Bromür/uygulanan kor dozu oluşan THM'lerin dağılımını etkilemektedir. Düşük organik karbon konsantrasyonu hedef edilen klor bakiyesine ulaşmak için daha az miktarlarda klor dozu uygulanmasını gerektirir. Organik karbon miktarının düşmesiyle bromür/klor oranının artması sonucunda bromlu türlerinin oluşumu artar. Bu nedenle klor dezenfeksiyonundan önce sudaki organik karbon miktarı azaltıldığında dört türün toplam konsantrasyonu (TTHM) azalır. Ancak aynı giderim bromlu THM türlerinin oluşumunu artırabilir. Ayrıca düşük miktarlarda bromür içeren sularda TOK konsantrasyonu yüksekse kloroform türü baskındır. [6]

Hamsudaki TOK ve bromür konsantrasyonunun teorik kanser riski üzerine etkisini inceleyen Block et al (96) göstermiştir ki TOK konsantrasyonu azalmasıyla toplam risk azalır. Ancak kloroform konsantrasyonunun fazla olmasına rağmen bromodiklorometan kanser potansiyel faktörünün daha fazla olması nedeniyle taşıdığı risk daha fazladır.[6]

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

3.2.2 Klor Dozu ve Klor Bakiyesi

Çoğu araştırmalar sonucunda, dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşum hızı, miktarı ve dağılımının klor dozu ve serbest klordan etkilendiği, klor dozu arttıkça arttığı bulunmuştur. [4]

Trussel ve Umphres çalışmaları neticesinde aşağıdaki sonuçları bulmuşlardır. Suyun klorlanması ilk klor ihtiyacı tamamlandıktan sonra ilave klor mevcut organik madde ile reaksiyona girmeye başlar. Bu reaksiyon esnasında klor dozu ile THM miktarı arasında hemen hemen liner bir ilişki mevcuttur. Bu kısa dönem organik klor talebi tamamlandığında serbest klor bakiyesi elde edilir. Bundan sonra THM oluşumu oldukça yavaştır. Bu nedenle serbest klor bakiyesi oluşumundan sonra klor dozunu azaltmak THM oluşumunu azaltmaz. [5]

Young ve Singer 1979, Durham ve Chapel Hill hamsuyunda yaptıkları çalışmalarda benzer sonucu bulmuşlardır. Oluşan kloroform dozu, ilave edilen klor miktarı serbest klor bakiyesi oluşturmaya yeterli olana kadar klor dozu ile artmış, bu noktadan sonra verilen klor kloroform oluşumunu azaltarak serbest klor bakiyesini artırmıştır. [5]

3.2.3 Sıcaklık ve Mevsim

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

3.2.4 pH

pH'ın artmasıyla THM oluşumu artarken HAA ve toplam organik halojen (TOX) oluşumu artan pH ile azalır. Bu sonuçlardan klor reaksiyonunun pH'a bağlı olarak meydana geldiği anlaşılmaktadır. Çoğu halojenli dezenfeksiyon yan ürünleri alkali pH değerlerinde (örneğin pH>8) hidrolize olurlar. Yapılan araştırmalardan ve THM

oluşum denklemlerinden pH değerinin önemi görülmektedir. Çalışmalar pH'daki artışın çıkış suyunda daha yüksek miktarlarda THM konsantrasyonu oluşumuna neden olduğunu göstermiştir. pH değerinin 9'dan 7'ye düşürülmesi ile THM oluşumunda %50'lik bir azalma temin edilebileceği çeşitli araştırmacılar tarafından tespit edilmiştir. Trussel ve Umphres (1978a) Rook (1979), 8-10 pH değerleri arasında reaksiyon hızında büyük bir artış olduğunu göstermiştir. Bu araştırmacı, yüksek pH değerlerinde, reaksiyon hızının artmasını ortamdaki fenol ürünlerinin artmasıyla açıklamıştır. Urano et al. (1983) THM oluşumunun hidroksit iyonunun logaritmik konsantrasyonu ile doğru orantılı olduğunu göstermiştir. [5]

3.2.5 Temas Süresi

THM ve HAA oluşumu artan temas süresi ile artar. Bu nedenle serbest klor olduğu sürece dağıtım sisteminde oluşmaya devam eder. Yapılan araştırmalarda THM oluşumunun zamanla önemli ölçüde arttığı gözlenmiş, ilk birkaç saatde hızlı bir artış sonraları yavaş bir artış tespit edilmiştir. [4]

3.2.6 Bromür Gibi İnorganik İyonların Varlığı

THM oluşumunun kontrolünde son parametre bromür iyonudur. Bromür iyonu içeren içme sularının klorlanması esnasında bromlu THM türleri oluşur. Serbest klor bromürü hipobromöz aside (HOBr) okside eder. Oluşan hipobromöz asit DYÜ öncü bileşikleri ile reaksiyona girerek klorlu bromo türlerini oluşturur. Bromür iyon konsantrasyonunun uygulanan klor dozuna oranı arttıkça bromlu THM oluşumu artar. Ancak birçok araştırmacı model hesaplamalarında brom konsantrasyonunu en düşük seviyede (0.05-0.1 mg/l) almış olup oluşan THM konsantrasyonunun büyük bir kısmının kloroform olduğunu kabul etmiştir.

Yukarıda özetlenen faktörlerin DYÜ oluşumuna etkisini gösteren, EPA ve Regney grubu tarafından kullanılan eşitliklerden bazıları aşağıda verilmiştir. [4]

$$TTHM = 0,00309 [(TOK) (UV-254)]^{0,440} (Cl_2)^{0,409} (t)^{0,265} (T)^{1,06} (pH-2,6)^{0,715} (Br + 1)^{0,036} \quad (1)$$

$$CHCl_3 = 0,278 [(TOK) (UV-254)]^{0,616} (Cl_2)^{0,391} (t)^{0,265} (T)^{1,15} (pH-2,6)^{0,800} (Br + 1)^{-2,23} \quad (2)$$

$$\text{CHBrCl}_2 = 0,863 [(\text{TOK}) (\text{UV-254})]^{0,177} (\text{Cl}_2)^{0,309} (\text{t})^{0,271} (\text{T})^{0,720} (\text{pH}-2,6)^{0,925} (\text{Br} +1)^{0,722} \quad (3)$$

$$\text{DCAA} = 0,605 (\text{TOK})^{0,291} (\text{UV-254})^{0,726} (\text{Cl}_2)^{0,480} (\text{t})^{0,239} (\text{T})^{0,665} (\text{Br} +1)^{-0,568} \quad (4)$$

$$\text{TCAA} = 87,182 (\text{TOK})^{0,355} (\text{UV-254})^{0,901} (\text{Cl}_2)^{0,881} (\text{t})^{0,264} (\text{pH})^{-1,732} (\text{Br} +1)^{-0,679} \quad (5)$$

TTHM = Toplam THM konsantrasyonu (µmol/L)

CHCl_3 = Kloroform “ (µg/L)

CHBrCl_2 = Bromodiklorometan “ (µg/L)

DCAA = Dikloroasetik asit “ (µg/L)

TCAA = Trikloroasetik asit “ (µg/L)

TOK = Toplam organik karbon “ (mg/L)

(UV-254) = 254 nm de Ultraviyole absorpsiyonu (cm^{-1})

Cl_2 = Klor dozu (mg/L)

t = zaman (saat), T = Sıcaklık $^{\circ}\text{C}$, Br = Bromür iyon kons.(mg/L)

TOK konsantrasyonu ve (UV-254) organik dezenfeksiyon yan ürün öncü bileşikleri için vekil parametre olarak kullanıldı.

$$\text{UV}_{254} = 0,0248 \text{ TOK} - 0,0189$$

Litaratürde verilen modeller İkitelli Fatih Sultan Mehmet İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde 7 ay süresince toplanan verilere uygulandığında ölçülen TTHM türleri ile hesaplanan TTHM verileri benzerlik göstermemiştir. Bunun üzerine TTHM değerleri ve TOK, pH, NH_3 , sıcaklık, uygulanan klor dozu, reaksiyon süresi ve bromür konsantrasyonu gibi bağımsız parametrelerin logaritmalarına liner regresyon analizi uygulanarak yeni bir model geliştirilmiştir.

$$\text{TTHM} = 5\text{TOK}^{0,2} (\text{Uygulanan } \text{Cl}_2 - 7,6\text{NH}_3 - \text{N}) \text{ t}^{0,7} (1 + \text{Br})^{+3} (\text{pH} - 2,6)^{0,8} \text{T}^{0,1} \quad (6)$$

Yukarıdaki model kullanılarak hesaplanan TTHM değerleri ölçülen THM değerlerine karşılık grafik üzerinde işaretlendiğinde regresyon katsayısı 0,69, liner regresyon eğimi 1,06 olarak bulunmuştur. [7]

3.3 Halojenli Dezenfeksiyon Yan Ürünlerin Oluşumunu Kontrol Stratejileri

Halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumunu kontrol stratejileri aşağıda özetlenmiştir.

- Kaynak kontrolü
- DYÜ öncü bileşiklerinin giderimi
 - Koagülasyonun geliştirilmesi
 - Aktif karbon adsorpsiyonu
 - Membran filtrasyon
- Alternatif oksidantlar ve dezenfektanlar
 - Monokloramin
 - Ozon
 - Klordioksit
 - Permanganat
 - UV ışığı
- Gaz sıyırma

Son seçenek olan gaz sıyırma, uçucu THM türlerinin oluşuktan sonra giderilmesini içerir. Bu teknoloji sadece dezenfeksiyon yan ürünleri uçucu ise uygulanabilir. Klorlanma sonucu oluşan uçucu ve uçucu olmayan organik bileşikler Tablo 3.1’de gösterilmiştir. Bu proses uçucu olmayan halojenli dezenfeksiyon yan ürünlerini kontrol için kullanılamaz. Bu nedenle gaz sıyırma arzu edilen arıtma stratejisi olarak tavsiye edilmez. Ayrıca THM’lerin oluşuktan sonra giderim maliyeti oldukça yüksektir.

Tablo 3.1 Klorlanma Sonucu Oluşan Uçucu ve Uçucu Olmayan Organik Bileşikler
[8]

Uçucu Organik Bileşikler	Uçucu Olmayan Organik Bileşikler	
1,1 Dikloroetan	Urasil	2-Klorobenzoik asit
1,2 Dikloroetan	Üridin	Simazin
Tetraklorometan	5-Klorourasil	Monolinuron
1,1,1-Trikloroetan	5-Metilüridin	4-Klorobenzoik asit
Kloroform	Ftalik asit	Atrazin

Tablo 3.1 Klorlanma Sonucu Oluşan Uçucu ve Uçucu Olmayan Organik Bileşikler
[8] (devam)

Bromodikloroetan	4-Klororesorsinol	5-Klorosalisilik asit
Trikloroetilen	6-Kloroguanin	2,3,6 -Triklorofenol
1,2 – Dikloroetilen	3-Klorobenzoik asit	2,3,4 -Triklorofenol
1,2 Dikloropropan	3- Kloro-4-hidroksibenzoik asit	linuron
Tetrakloroetilen	Salisilik asit	Diisopropil ftalat
Bromodiklorometan	Fenuron	2,4,5 Trikorofenol
1,1,2- Trikloroetan	2-Hidroksi-3 metoksisinnamik asit	3,4,5 Triklorofenol
Klorodibromometan	Benzoik asit	Di-n Propil ftalat
Bromoform	Pirazon	Kloroksuron
	Dimetilftalat	2,6 – Di-t butil –4 metilfenol
	2-Hidroksibenzotiazol	Di-n –pentil ftalat
	Dietil ftalat	Di-n –oktil ftalat
	2-Hidroksibenzimidazol	Di-n –nonil ftalat
	Diisopropildifenilamin	Dietilhekzil ftalat
	4-Klorofenilasetik asit	Diisodesil ftalat

3.3.1 Kaynak Kontrolü

Bir çok kaynakda söz edildiği gibi alg büyümesi dezenfeksiyon yan ürün öncü bileşiklerinin oluşumuna neden olur. Dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumunu kontrol için bir yaklaşım, içme suyu kaynağındaki alg büyüme potansiyelini azaltmak için bu sulara nütrient girişinin kontrolüdür. Bir diğer kaynak kontrolü stratejisi, su kaynağına tuzlu su girişini kontrol ederek bromür miktarının kontrolünü amaçlar. Nütrient yönetim programı ve su kaynağına tuzlu su girişinin kontrol edilmesi gibi önlemler arıtma esnasında THM oluşumunun azaltımı için etkili olacaktır.

İkitelli İçme Suyu Arıtma Tesisi'nde yapılan bir çalışmada hamsuyunu Sazlıdere'den temin eden tesisin kaynağını Terkos olarak değiştirmesinden sonra düşen TOK miktarına bağlı olarak TTHM değerlerinde düşme gözlenmiştir. [7]

3.3.2 Dezenfeksiyon Yan Ürün Öncü Bileşiklerinin Giderimi

Dezenfeksiyon yan ürün öncü bileşiklerinin giderimi için temel teknolojiler; koagülasyonun geliştirilmesi, granüler aktif karbon adsorpsiyonu ve membran filtrasyondur. Alüminyum ve demir tuzları ile DOM kolaylıkla koagüle olur. Alüm için optimum pH 5,5-6,0' dır. Düşük alkaliniteli sularda örneğin 50 mg/lit CaCO_3 'dan düşük, alüm ilavesi pH'ı optimum sınıra düşürür. Böylece verimli DOM koagülasyonu gerçekleşir. Düşük alkaliniteli sularda, pH'ı istenen seviyede tutmak için kireç veya kostik soda ilavesi gerekebilir. Yüksek alkaliniteli sularda örneğin >100 mg/lit CaCO_3 , pH'ı istenilen düzeye getirebilmek için daha fazla alüm uygulanabilir. Alternatif olarak optimum DOM giderimini sağlamak için alüm ile birlikte sülfürik asit eklenebilir. [4]

Hümik maddeler gibi hidrofobik organik karbon koagülasyona hidrofilik organik karbondan daha duyarlıdır. Hidrofobik/hidrofilik dağılımı çoğu su kaynağında bilinmez fakat içme su temini için kullanılan doğal su kaynaklarının çoğunun hidrofobik fraksiyonunun TOK içeriğinin % 30-70 arasında olduğuna inanılır. Ayrıca koagülasyon ile TOK giderim verimliliği, hamsuyun alkalinitesi ve TOK içeriği, TOK'un hidrofobik/hidrofilik dağılımı ve koagülasyon pH'ına bağlıdır.

Dezenfeksiyon yan ürünlerin oluşumuna neden olan organik maddelerin giderimi için koagülasyonun geliştirilmesi stratejisi uygulanırken çamur oluşumu önemli bir hususdur. Koagülant dozu arttıkça demir ve alüminyum iyileştirme teknolojileri de düşünülmelidir.

Granüler aktif karbon (GAK) adsorpsiyonu ve membran filtrasyonu DOM giderimi için alternatif teknolojilerdir. Ancak her ikisi de oldukça pahalı proseslerdir. Ön arıtma esnasında alüm dozajını yükselterek ve suyun pH'ını düşürerek, GAK adsorpsiyonu ile DOM gideriminin maliyeti azaltılabilir.

%75'in üzerinde TOK giderimini sağlamak için membran filtrasyonu nanofiltrelerin kullanımını gerektirir. Çoğu uygulamalar, membranların tıkanmasını önlemek için ön arıtma gerektirir. Teknoloji oldukça pahalıdır. Yeni teknolojik gelişmelerle maliyet azaltılsada oluşan tuz atığı nanofiltrasyon kullanımını sınırlandırmaktadır. [1]

3.3.3 Alternatif Oksidantlar ve Dezenfektanlar

Monokloramin

Klordioksit

Ozon

Permanganat

UV Işığı

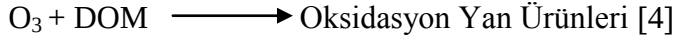
Kloraminler ve bağlı klor bakiyeleri sudaki organik azot, amonyak ve HOCl (serbest klor) arasındaki reaksiyonlar ile oluşur. Monokloramin serbest klordan daha yüksek klor konsantrasyonu *temas süresi (C.T) değerine sahip olması nedeniyle arıtma tesisinde kullanılan zayıf bir dezenfektan ve oksidanttır.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

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

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

Ozon, DOM ile reaksiyona girerek oksidasyon yan ürünlerini oluşturur. Aşağıda listelenen tüm oksidasyon yan ürünleri sudaki biyolojik olarak parçalanabilen organik karbon veya asimile olabilen organik karbon içeriğine yardımcı olurlar. Bu

organik maddeler flokülasyon, çökeltme tanklarında, filtrelerde ve dağıtım sisteminde biyolojik büyümeye neden olurlar. Bu büyümeyi kontrol etmenin etkili yollarından biri biyolojik aktif filtrasyonun kullanımıdır. Ozon ayrıca biyolojik olarak ayrışmayan diğer oksidasyon yan ürünlerini de oluşturur.[4]



Oksidasyon yan ürünleri,

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

Bromür içeren sular ozanlandığında bromlu dezenfeksiyon yan ürün oluşur.



Bromlu yan ürünler ,

- Bromat
- Bromoform
- Bromlu asetikasitler
- Bromlu asetonitriller

Permanganat (MnO_4^-) demir ve mangan oksidasyonu, tad ve koku kontrolü için verimli bir oksidanttır. Ancak zayıf bir dezenfektan olması nedeniyle dezenfeksiyon amaçlı kullanıma uygun değildir. Permanganat tüketimi sonucu oluşan çözilemeyen mangandioksit $MnO_2(s)$ dağıtım sisteminde işletme problemlerine neden olur.

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

Tüm alternatif dezenfektanlar oluşturdukları dezenfeksiyon yan ürünleri nedeniyle sağlık riski oluştururlar.

Bilinen dezenfeksiyon yan ürünleri Tablo 3.2’de özetlenmiştir.

Tablo 3.2 Alternatif Dezenfektanlar ve Oluşturdukları Yan Ürünler [5]

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

Dezenfeksiyon yan ürün oluşumu konusunda yapılan bir çalışmada 2000'den önce dezenfektan olarak klor uygulayan İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde ön ozonlamanın devreye girmesiyle TTHM değerleri sırasıyla 487 µg/L ve 231 µg/L'den 80 ve 55 µg/L'ye düşürülerek %89 ve %65 THM giderimi tespit edilmiştir. Ayrıca İkitelli de ön ozonlama uygulaması trihalometan türlerinin dağılımını değiştirmiştir. Tablo 3.3'de İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde ön ozonlamadan önce ve sonra THM türlerinin dağılımı görülmektedir. Ayrıca ön ozonlamanın kullanılması ile TOK gideriminde de artma kaydedilmiştir. [9]

Tablo 3.3 İkitelli ve Elmalı İçme Suyu Arıtma Tesislerinde Ön Ozonlamadan Önce ve Sonra THM Türlerinin Dağılımı [9]

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

CHCl₃ : Bromoform, CHBrCl₂:Diklorobromometan, FSM: Fatih Sultan Mehmet
CHBr₂Cl: Dibromoklorometan, CHBr₃:Bromoform

Dezenfeksiyon yan ürünleri için EPA tarafından belirlenen standartlar Tablo 3.4'de verilmiştir. Dünya Sağlık Teşkilatı standartları ise TTHM için 460 µg/L olup bromoform, dibromoklorometan, bromodiklorometan ve kloroform için sırasıyla 100,100,60,200 µg/L'dir.

Tablo 3.4 Dezenfeksiyon Yan Ürünleri EPA standartları [4]

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

3.4 THM Öncü Bileşiklerini İzlemek için Vekil Parametreler

Vekil parametreler, kolay ölçülemeyen parametrelerin konsantrasyonlarının liner orantılı olduğu parametreler olarak tanımlanmıştır. Vekil parametreler daha hızlı ve ucuz ölçülebilirliği nedeniyle su arıtma tesislerinin performansının ve işletiminin izlenmesinde tercih edilmişlerdir.

Hamsuda THM öncü bileşiklerinin konsantrasyonunu belirlemek için yaygın olarak kullanılan parametreler Tablo 3.5’de listelenmiştir.

Tablo 3.5 THM Öncü Bileşiklerin Ölçümü İçin Vekil Parametreler [5]

Vekil Parametre	Ölçüm
Renk	Hümik maddenin ölçümü için estetik parametre
TOK	Organik maddenin grup veya ortak ölçümü
TTHMOP	THM öncü bileşiklerinin indirekt ölçümü
UV(A) ₂₅₄	THM öncü bileşikleri ve TOK ölçümü için vekil parametre
TOX	Halojen içeren potansiyel olarak zararlı organik bileşiklerin ölçümü

DOM ışığı geniş dalga boyu aralığında absorblar. Oysa inorganik kimyasallar $\lambda > 230$ nm de ışığı önemli ölçüde absorblamazlar. Doğal sular tarafından ışığın absorblanması sudaki DOM konsantrasyonunun indikatörü olarak tanımlanmıştır. Çoğu araştırmacı, çözünmüş organik karbon (ÇOK) konsantrasyonunun göstergesi olarak ışık absorbansını 254 nm de UV(A)₂₅₄ tercih eder. Ayrıca hümik maddenin UV spektrasında absorbans genellikle artan dalga boyu ile azalır. PH’ın UV üzerine etkisi konusunda yapılan çalışmada pH 2-3 deki UV absorbansının pH 6-8’ den daha düşük sonuç verdiği bulunmuştur. [5]

Diğer vekil parametre trihalometan oluşum potansiyeli (THMOP), suyun klorlanması sonucu oluşan maksimum THM miktarını tayin etmek için teorik olarak kullanılabilir. Su kaynağındaki THM öncüllerinin indirekt ölçümüdür. 20⁰C sıcaklıkta ve pH 7’de suyun 7 gün klorlanmasından sonra mg/l olarak ölçülür.

Vekil parametre toplam organik halojen (TOX), sudaki organik olarak bağlı halojenleri (X= C, Br, ve I) temsil eder. THM’ler gibi sadece uçucu organikleri değil halojen içeren molekül ağırlığı yüksek bileşikleri de temsil ettiğinden önemlidir. THM oluşumunda olduğu gibi TOX oluşumunda hümik maddelerle ilgilidir.

Çoğu araştırmalar tek bir parametreden ziyade vekil parametreler arasındaki korelasyon üzerinde yoğunlaşmıştır. Edzwald et al. (1985), tek bir su kaynağında yaptığı çalışmada TOK ve THMOP oluşumu arasında mükemmel bir korelasyon yakalamıştır. Farklı su kaynaklarını kapsayan çalışmalarda organik madde içeriği açısından su karakterinin ve THM türlerinin değişimi nedeniyle korelasyon kötüye gidebilir. Farklı arıtma teknikleri kullanan çeşitli su kaynaklarında yapılan çalışmada TOX ve THM oluşumu arasındaki oran 3-10 olarak bulunmuştur. Singer ve Chang (1989) çalışmaları sonucunda, THMOP ve toplam organik halojen oluşum potansiyeli (TOXOP) arasında $r=0,964$ korelasyon tespit etmişlerdir. THMOP, TOXOP'nin %30'unu temsil eder. TOXOP ve TOK arasındaki korelasyon $r=0,825$ olarak düşük olsada önemlidir. THMOP ve $UV(A)_{254}$ ölçümü arasında da $r=0,894$ önemli bir korelasyon gözlenmiştir. [5]

Bu parametrelerin yanısıra THM oluşumu için vekil parametre olarak Rechow ve Edzwald (1991,) bromoform ve iodoform oluşum potansiyel testlerini geliştirmişlerdir. Halojenlerin kimyasal benzerlikleri nedeniyle iodoform ve bromoform oluşumu kloroform oluşumuna paraleldir. Ayrıca bu iki bileşiğin ölçümü UV spektrometre içeren bir metoda dayalı olduğundan kloroform ölçümü için kullanılan gaz kromatografiden daha kolaydır. [5]

3.5 Arıtma ve Dağıtım Sistemlerinde THM Oluşumu

Dezenfekte edilmiş içme suyunda organizmaların yeniden büyümesini önlemek için dağıtım sisteminde bakiye klor bırakılması istenir. Su dağıtım sisteminde serbest klor dezenfeksiyon yan ürün oluşturabilir. Ön klorlamadan sonra arıtma boyunca çeşitli noktalarda uçucu halojenli organiklerin miktarı üzerine bir çalışma yapılmıştır. Suyun klorlanmasından sonra oluşan uçucu organik bileşikler en yaygını kloroform olmak üzere diklorobromometan, klorodibromometan olarak tespit edilmiştir. Klorun su ile temas süresinin artması sonucunda dağıtım sisteminde uçucu halojenli organiklerin konsantrasyonu artmıştır. Ancak bu artış çok yüksek değildir. Uçucu halojenli organiklerin oluşumu arıtma tesisinde tamamlanmıştır. Uçucu halojenli organiklerin nihai konsantrasyonu için aşağıdaki sıralama tespit edilmiştir. Dağıtım sisteminde>çıkış suyu rezervuar>son klorlama rezervuarı> filtrasyon yatakları>koagülasyon kanalları. [5]

THM konsantrasyonlarının ılık aylarda soğuk aylardan daha fazla olduğu ve dezenfeksiyon yan ürün konsantrasyonunun kontrolünde en önemli parametrelerin bakiye klor ve sıcaklık olduğu tespit edilmiştir. [5]

3.6 THM'lerin İnsan Sağlığına Etkileri

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

Uçucu klorlu organik bileşiklerin her birisi sudan havaya transfer olabilir. Yapılan çalışmalar , bu durumun evlerde sürekli olduğunu göstermiştir. Kapalı bir banyoda duş esnasında 20-30 kg su harcandığında bu bileşikler havaya geçmektedir. Duş yapan şahıs banyodayken bu bileşiklerle zengin bir havayı teneffüs etmektedir.

Normal bir ev havasında uçucu organik bileşiklerin konsantrasyonu hakkında elde edilebilir veri çok azdır. Ev havasında radon miktarını araştıran çalışmalar yapılmış ve radon miktarının uçucu organik bileşiklerle yaklaşık aynı etkiye sahip olduğu sanılmaktadır.

Aşağıdaki bölümde her bileşiğin sağlık etkileri ayrı ayrı verilmektedir.

Kloroform: Kloroform uçucu ve az çözünen bir maddedir. Bu madde soğutucu, hububat dezenfektanı ve genel olarak yapıştırıcılarda, pestisitlerde, yağlarda petrolde alkollerde, reçinelerde çözücü olarak kullanılmaktadır. Öksürük şuruplarında, diş macunlarında kullanılan bir maddedir. Buna rağmen 1976 yılında Food ve Drug Administration (ABD besin ve İlaç Danışma Kurulu) insanlar için yapılan ilaçlarda ve kozmetik ürünlerinde kloroformun kullanımını yasaklamıştır. 1970'lerin ortalarında USEPA'nın yaptığı araştırmada ABD'deki arıtılmış su sistemlerinde

%95-100 oranında kloroform kirlenmesi tespit edilmiştir. Ortalama konsantrasyon 21 µg/L ve en yüksek konsantrasyon 311 µg/L olarak tespit edilmiştir.

İnsanlarda 30-100 ml alınması halinde öldürücü etkisi olmayıp zehirlenme söz konusudur; fakat 200 ml alınması halinde öldürücü olmaktadır. Kobayların kronik olarak maruz kalması halinde kandaki albumin ve kan enzim aktivitesinde azalma söz konusu olmuştur. Sonraki kısa dönemli (< 90 gün), uzun süreli (>2 yıl) yüklemeler ile yapılan araştırmalarda düşük seviyede olumsuz etkiler gözlenmiştir. Özellikle fareler, sıçanlar ve köpekler yapılan deneylerde kan enzimlerinde akciğer ağırlığında ve yağ konsantrasyonunda artış gibi önemli problemler görülmüştür. S.typhimurium üzerinde yapılan testlerde de mutajeniklik etkisi negatif çıkmıştır. Kloroform ile yapılan kanserojenik testlere 1945 yılında başlanmıştır. Jorgenson ve onun asistanları tarafından fareler ve sıçanlar üzerinde 104 haftalık bir test yapılmıştır. Sıçanlara 0-160 mg/kg ve fareler ise 0-263 mg/kg konsantrasyonunda kloroform verilmiştir. Yüksek doz, erkek sıçanlarda renal tüplerde kanserojenik bir takım kitlelerin oluşmasına sebep olmuştur. Bu süre uzadıkça kanserojenik kistlerde artış gözlenmiştir.

Dibromoklorometan: Dibromoklorometan suyun klorlanması esnasında nadir olarak az miktarda oluşmaktadır. Bu madde yangın söndürücülerde, soğutucularda ve pestisitlerde kullanılmaktadır. Akut yüklemelerde farelerde yatıştırıcı özelliğe rastlanmıştır. Ayrıca karaciğerde yağlanma, böbreklerin işlevlerinde azalma etkileri de mevcuttur. Dibromoklorometan'ın S.typhimuriumlar üzerinde yapılan testlerde mutajenik özelliğe sebebiyet verdiği tespit edilmiştir. İki yıl boyunca süren bir kanserojeniklik testinde sıçan ve fareler 104-105 hafta bu maddeye maruz bırakılmıştır. Sıçanlara 0-80 mg/kg farelere ise 0-100 mg/kg dozunda dibromoklorometan verilmiştir. Sonuç olarak sıçanlarda karaciğerler ile ilgili problemler gözlenmiştir. Erkek farelerde önemli miktarda kanserojenik kistler rastlanmıştır. Dişilerinde ise adenomas oluşumu söz konusu olmuştur. Ayrıca her iki türde de karaciğer lezyonları oluşmuştur. Dibromoklorometan insanlar için kanserojenik risk taşıyan gruba dahil edilmiştir.

Diklorobromometan: Su içinde çözünmeyen bu maddenin birkaç sağlık açısından olumsuz özelliği bilinmektedir. Subakut maruz kalındığı taktirde farelerde karaciğerde yağlanma, böbreklerde işlevini yapamama gibi durumlar söz konusu olmaktadır. S.typhimuriumlar ile yapılan mutajeniklik testleri pozitif çıkmıştır.

Kanserojenikliğini tespit amacıyla yapılan ve farelere karından enjekte edilen bu madde herhangi bir kanserojenik etkiye sebebiyet vermemiştir.

Bromoform: Bromoform çok yaygın kullanımı olmayan bir dezenfektan maddedir. Ticari olarak bromoform eczacılıkta, yanmaya karşı dayanıklı kimyasallarda mumlarda, yağ ve gresde çözücü olarak kullanılmaktadır. Biyolojik olarak parçalanmaz bir maddedir. Farelerin akut olarak maruz kalması halinde karaciğerde yağlanma, böbreklerde süzme ile ilgili problemler gözlenmiştir. S.typhimurium ile yapılan mutajenik testler pozitif çıkmıştır. Kanserojenikliğı tespit amacıyla farelere karından enjeksiyon yolu ile bromoform verilmiştir. Üç hafta boyunca ve haftada 3 kez 48 mg/kg olarak verilmesi halinde akciğerlerdeki kistlerde önemli derecede artış gözlenmiş, fakat 100 mg/kg olarak verildiğinde bir artış sözkonusu olmamıştır. Alınan karar broformun kanserojenik risk taşımamakta olduğu yönündedir.

Her bir THM türünün taşıdığı risk farklıdır. Tablo 3.5’de her bir türün potansiyel kanser faktörü verilmiştir. Teorik risk = THM türleri * Risk faktör

Tablo 3.6 Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Potansiyel Kanser Faktörü [6]

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

4. İÇME SUYUNDA ORGANİK MADDE GİDERİMİ

4.1 Konvansiyonel Arıtma Sistemlerinde Organik Madde Giderimi

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

-Çözünmüş organik maddeler (Organik makromoleküller)

- Hümik maddeler
- Hümik asit
- Fülvik asit
- Proteinler
- Polisakkaritler

-Mikroorganizma-Partiküler Organikler

- Canlı hücreler
- Hücre parçaları

-Organik makromoleküller tarafından kaplanmış partiküller

-Yağ emülsiyonları

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

4.1.1 Oksidasyon

İçme sularında oksidasyon amaçlı ozon, klor, klordioksit, permanganat, hidrojenperoksit gibi değişik oksidantlar kullanılmaktadır. Bu maddeler sadece

oksidasyon amacı ile değil, arıtma tesisi başlangıcında mikroorganizma dezenfeksiyonunu sağlamak amacıyla da uygulanmaktadır. Oksidasyon ile organik maddelerin yapısının bozulması sağlanmakta böylece koagülasyonun etkisi artmaktadır. Organik bileşikler karbondioksit ve su içerisinde tamamen veya ara ürünleriyle kısmen oksitlenebilirler. Oksidasyon organik maddenin ve sudaki diğer kirleticilerin giderilecek forma dönüştüğü bir ön arıtma prosesidir.

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

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

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

4.1.2 Koagülasyon -Flokülasyon

Koagülasyon flokülasyon prosesleri içme suyu arıtımında kolloidal veya partiküler formda organik ve inorganik kirleticileri gidermek amacıyla uygulanan en yaygın proseslerdir. Bu prosesler içme suyu arıtımında temel parametre olan bulanıklık gideriminde etkili olmakla beraber, organik madde giderimine etkisi düşüktür.

Koagülasyon genellikle hidrofobik asidik yapıdaki organikler üzerinde etkilidir. Bu prosesler ile sudaki organik maddelerin yarısından az miktarı giderilmektedir. Tüm koagülantlar özellikle makromoleküller olmak üzere bazı organikleri giderir. Bununla beraber, bulanıklık giderme verimleri eşit olan farklı koagülantların farklı organik kirleticileri giderme meyilleri vardır.

4.2. Koagülasyon-Flokülasyon Mekanizması

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

Çöktürmek amacı ile birleşmesi istenen ve suda bulanıklılık yaratan maddeler 3 grupta incelenir. Bunlar;

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

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

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

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

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

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

Kolloidal danelere etkiyen kuvvetler :

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

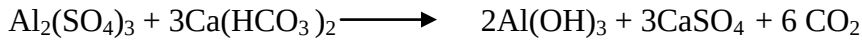
Yapılması gereken işlem danecik üzerindeki itme kuvvetini düşürmektir. Böylece sadece çekme kuvveti kalacak, danecikler birbirlerini çekip birleşecek ve büyüyerek

çökelecektir. Bu elektriksel kuvvet yani itme kuvvetini düşürmek, suyun pH'sını ayarlamak, suya zıt yüklü iyonlar veya kolloidler vermekle mümkündür. Daneciklerin birbirlerine uyguladıkları itici güç ortadan kalktıktan sonra yavaş karıştırma ile birbirlerine değmeleri sağlanır ve yapışık kalan daneler yumaklar oluşturarak çökelmektedir.

İçme suyu arıtımında koagülant madde ve flokülasyon yardımcısı dozaj ayarlamaları özellikle bulanıklık giderimine yönelik olarak ayarlanmaktadır. Bu maddeler bulanıklık gideriminden önce organik madde giderimi dikkate alınarak dozlanmalıdır.

4.3 Alüm ile Koagülasyon

Alüm tüm dünyada kullanılan en yaygın koagülanttır. Alüm suda çözündüğü zaman hidroliz olarak alüminyum hidrokside dönüşmektedir. Aynı zamanda sülfürik asitde oluştuğundan, alümün yüksek dozları asidik ve koroziftir. Alüminyumhidroksit çökme aşamasında sudaki alkalinite ile reaksiyona girmektedir. Reaksiyon aşağıdaki gibi gerçekleşmektedir. Yüksek alüm dozundan kaçınmak için, pH'ı 7'nin altına getirmek amacıyla sülfürikasit ilave edilebilir.



Alümün sudaki kolloidal maddeleri destabilizasyon mekanizması aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Çift tabakanın sıkıştırılması
- Adsorpsiyon ve yük nötralizasyonu
- Alüminyumhidroksidin çökmesi

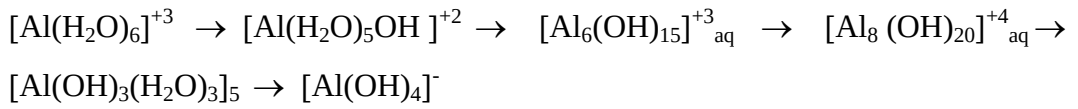
Sudaki askıdaki partiküllerin stabilitesi, partiküller arasındaki interaksiyon enerjisine bağlıdır. İnteraksiyon enerjisi de partiküller arası mesafe ve partikül yüzey yüküyle ilişkilidir.

Çift tabakanın bastırılması zıt yüklü iyonların varlığı ile gerçekleşmektedir. Negatif yüklü partikülün etrafında pozitif yüklü iyonların toplanması, kolloidin etrafındaki difüz tabakanın bastırılması sağlamaktadır. Böylece kolloidler arasındaki itme kuvveti azalarak Vander Waals çekim kuvveti baskın hale gelmektedir.

Yük nötralizasyonu, negatif yüklü partiküllerin pozitif yüklü alüminyumhidroksit kompleksleriyle sarılmasıyla gerçekleşmektedir. Böylece negatif yüklü partikül, nötr veya pozitif yüklü çökeltiyi oluşturur. Negatif yüklü partiküllerin nötralizasyonu, alüminyumhidroksit $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ çözünürlük limitini aşmadıkça gerçekleşmez.

Alüminyumhidroksit çökeltilerinin kolloidleri de sürüklüyerek çökeldiği mekanizma hızlı karıştırma, flokülasyon ve çöktürme proseslerinin ard arda uygulandığı sistemlerde etkin olarak gerçekleşmektedir. Hamsu bulanıklığının düşük olduğu şartlarda kolay çökebilir flokların oluşabilmesi için suya katı madde ilave edilebilmektedir.

Al^{+3} ile koagülasyonda stokiometri aşağıdaki gibi yazılabilir.



pH 4-7 arasında $[\text{Al}_8(\text{OH})_{20}]^{+4}_{\text{aq}}$ gibi pozitif yüklü polihidroksi kompleksler etkilidir. Aşırı doymun hidroksi formasyonundaki maddeler $[\text{Al}(\text{OH})_3(\text{H}_2\text{O})_3]_5$ halinde kolloid partiküllerle flok oluşturarak çökelmektedir.

Diğer manomerik ve polimerik türler aşağıda belirtilmiştir.

Manomerler : $[\text{Al}(\text{OH})]^{+2}$; $[\text{Al}(\text{OH})_2]^{+}$; $[\text{Al}_2(\text{OH})]^{4+}$; $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$

Polimerler : $[\text{Al}(\text{OH})_{15}]^{+3}$; $[\text{Al}_7(\text{OH})_{17}]^{+4}$; $[\text{Al}_8(\text{OH})_{20}]^{+4}$; $[\text{Al}_3(\text{O})_4(\text{OH}_{12})]^{7+}$; $[\text{Al}_3(\text{OH})_{34}]^{+5}$

Al^{+3} ile koagülasyonda birçok türün nihai şekli $\text{Al}(\text{OH})_3$ çökeltisi şeklindedir. Kolloidal maddeler $\text{Al}(\text{OH})_3$ floklarına adsorbe olarak çökelmektedir.

4.4 Alüm Koagülasyonu ile Organik Madde Giderimi

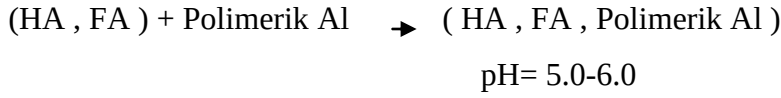
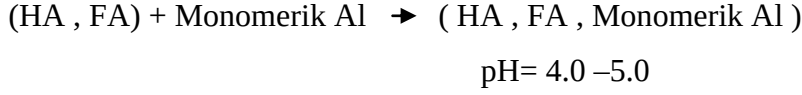
Hidrofobik asit reaksiyonu, tabii organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde en önemli etken olarak göze çarpmaktadır. Genelde koagülant maddelerin hidrofobik maddeleri gidermede hidrofilik maddelere göre, aynı zamanda yüksek molekül ağırlıklı bileşikler gidermede düşük molekül ağırlıklı olanlara göre daha etkin olduğu bilinmektedir.

Organik maddelerin Al^{+3} koagülasyonu ile giderimi aşağıdaki kimyasal reaksiyonları kapsamaktadır.

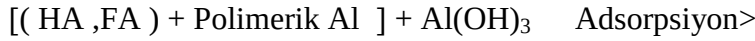
- 1) Al ile tabii organik maddelerin kompleks reaksiyonları; özellikle hümik ve fülvik asitle olan reaksiyonlar
- 2) İnorganik OH ile organikler arasında Al hidroliz reaksiyonları
- 3) $Al(OH)_3$ üzerine tabii organik maddelerin adsorpsiyonu

Organik maddeler, $Al(OH)_3$ üzerine adsorbe olarak veya Al ile kompleks reaksiyonları oluşturarak çökelirler. Negatif yüklü organik maddeler pozitif yüklü Al türleriyle güçlü elektrostatik kökenli kompleks reaksiyonları oluşturmakta, negatif yük doyduğu zaman çökme başlamaktadır.

Çökme:



Adsorpsiyon:



Düşük pH aralıklarında çökme, yüksek pH aralıklarında (> 6,5) adsorpsiyon mekanizması etkindir.

4.5 Koagülasyon İle Organik Madde Gideriminde İşletme Koşulları

4.5.1 Koagülant Tipi ve Dozu:

Yapılan araştırmalarda, DOM koagülasyonunda inorganik koagülantlar sentetik organik polimerlerden daha verimli bulunmuştur. Ayrıca, demir klorür DOM gideriminde alümden daha etkidir. TOK gideriminin temel mekanizması metal hidroksitler üzerinde adsorpsiyondur. Demir hidroksit floklarıyla alüminyum hidroksit flokları spesifik yüzey alan, yüzey yük ve aktif adsorpsiyon bölgeleri bakımından farklıdır. Literatürde verilen yüzey alan örnekleri demir flokları için 160-230 m^2/g iken alüm flokları için 200-400 m^2/g 'dır. Ancak demir klorür çözeltisinde aktif metal konsantrasyonunun alümden daha fazla olması ve daha büyük moleküler

ağırlık nedeniyle demir klorür aynı dozdaki alümden 2-8 kat daha fazla metal hidroksit oluşturur. Sonuç olarak, DOM tüketimi için gerekli yüzey alan demir klorür için alümden daha fazladır. Ayrıca demir hidroksit floklarının adsorpsiyon kapasitesi daha fazladır. Demir klorür alüme kıyasla daha yüksek konsantrasyonda demir içermesi, ticari olarak kolay elde edilmesi ve daha asidik olması nedeniyle tercih edilir. Demir klorür çözeltisi alüm çözeltisinden %50 daha fazla asidiktir. Polimerik koagülantlarda pH azalmasını temin etmek için asit ilavesine gerek duyulurken inorganik koagülantlarda asit ilavesine gerek yoktur. Bulanıklık giderimi ve flok oluşumunun engellenmemesi için asit ilavesi kontrol edilmelidir. [10]

Koagülasyon için ihtiyaç duyulan koagülant konsantrasyonu, çözeltideki hümik ve fülvik asitlerin konsantrasyonuna göre ayarlanmalıdır. Değişik araştırmacıların belirtmelerine göre bulanıklık gideriminden önce, koagülant madde hümik ve fülvik asitleri destabilize edecek şekilde dozlanmalıdır. Bu durumda koagülant madde kil süspansiyonları destabilize etmeden önce hümik ve fülvik maddelerle reaksiyona girecektir. [3]

4.5.2 pH Etkisi

Metal hidroksitlerin oluşumu esnasında demir klorür ile tüketilen alkalinite alüm ile tüketilen alkaliniteden iki kat fazladır. Bunun sonucunda aynı koagülant dozunda demir klorür pH'ı alümden daha fazla düşürecektir. pH'ın düşük olması hümik maddelerin pozitif yükünü artırarak koagülant dozunu azaltır ve metal hidroksitler üzerindeki organiklerin adsorpsiyonunu kolaylaştırır. Tek başına inorganik koagülantlar kullanılarak maksimum TOK giderimi için optimum pH değerleri elde etmek mümkündür. Koagülant ile birlikte asit ilavesi aynı TOK giderimi sağlayarak koagülant dozunda azalma sağlar. Araştırmalar sonucunda alüm kullanıldığında maksimum TOK giderimi pH 5-5,5 arasında gerçekleşirken demir klorür kullanıldığında optimum pH 5 civarındadır. Bulanıklık giderimi için optimum pH ise organik karbon giderimi için gerekli pH değerlerinden yüksektir. Bulanıklık giderimi için demir klorür kullanıldığında optimum pH 5,5-7, alüm içinse 6-7 olarak tespit edilmiştir. pH 4'ün altında demir ve mangan çözünürlüğü meydana gelir ve bulanıklık, UV ve organik madde giderimi bozulur. Optimum pH suda bulunan organik madde tarafından etkilenir. Yüksek organik madde içeren sularda optimum pH, daha asidik pH değerlerindedir. pH hümik maddelerin iyonizasyon derecesini

kontrol eder. Alüminyum iyonları organik anyonları kolaylıkla nötralize eden polimerik katyonlar formundadır ve hümik maddelerle adsorbe vaziyettedir.

4.6 İçme Suyu Arıtımında Doğal Organik Maddenin Adsorpsiyonla Giderimi

ÇOK giderimi için oksidasyon, geliştirilmiş koagülasyon, membran filtrasyon proseslerinin yanısıra adsorpsiyon prosesi mevcut arıtma alternatiflerinden birisidir. Yeraltı içme suyu arıtma tesisi (renk: 21 mg/l Pt, ÇOK: 2,4 mg/l, UV_{254} :12 m^{-1}) kullanılarak yapılan bir çalışmada demir oksit (DARCO), granüler aktif karbon (ROW 0,85), ve iyon değiştirici reçine (A860) olmak üzere 3 farklı adsorbant ile ÇOK giderimi araştırılmış ve maliyet karşılaştırılması yapılmıştır. Adsorpsiyon prosesinin yanısıra, her rejenerasyon sonrası her bir adsorbent için organik madde giderimi ölçülerek rejenerasyon verimleri karşılaştırılmıştır. [11]

Elde edilen bulgular aşağıda özetlenmiştir.

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

4.6.1 Aktif Karbon

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

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

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

4.6.1.1 Toz Seklinde Aktif Karbon

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

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

Aktif karbonun, su alma yapısından hemen sonra uygulanması, daha iyi bir dağılma ve uzun temas süresi sağlar. Esasen asgari temas süresi 15 dakika olmalıdır. Bu sürenin daha büyük olması örneğin 1 saate kadar ilave faydalar sağlar. Aktif karbon

yumaklaştırma işleminde yumaklar için bir çekirdek vazifesi görmesi bakımından yumaklaştırmaya yardımcı madde olarak da kullanılmaktadır.

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

Aktif karbonun bir diğer uygulama yeri de çöktürme havuzlarından çıkan suyun hızlı kum filtresine giriş yeridir.

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

Projelendirme için tavsiye edilen değerler aşağıda verilmiştir.

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

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

4.6.2 Magnetik İyon Değiştirici (MIEX) Reçine -ÇOK Prosesi ve ÇOK Giderim Kimyası

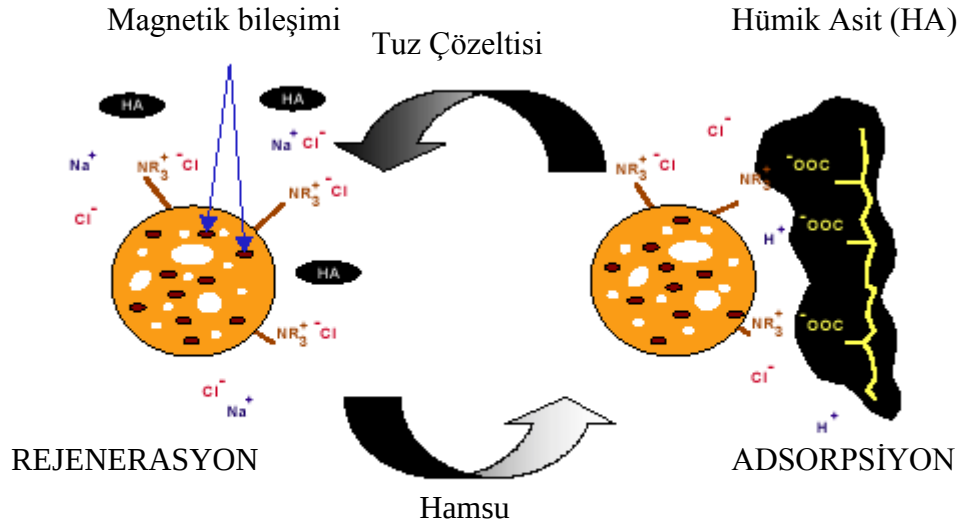
Doğal organik madde (DOM), su kalitesini ve su arıtma prosesinin performansını etkileyen en önemli parametrelerden birisidir. Hümik maddeler; suda renk oluşumu, dağıtım sisteminde mikrobiyolojik büyüme, dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşumu için öncül madde olmaları ve gerekli koagülant dozunu artırmaları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

MIEX prosesinin amacı;

- ÇOK giderimi ile dezenfeksiyon yan ürün oluşum potansiyelinde azalma
- ÇOK giderimi ile dağıtım sisteminde bakteriyel büyümeyi kontrol etme
- Gerekli dezenfektan ve koagülant dozunda azalma sağlamak
- Dağıtım sisteminde bakteriyel aktivite sonucu oluşan ve koku problemine neden olan dimetil trisülfid (DMST) gidermek. (Franzman et.al.1999) [12]
- Sudan sülfid, sülfat ve arsenat gibi anyonların giderimi

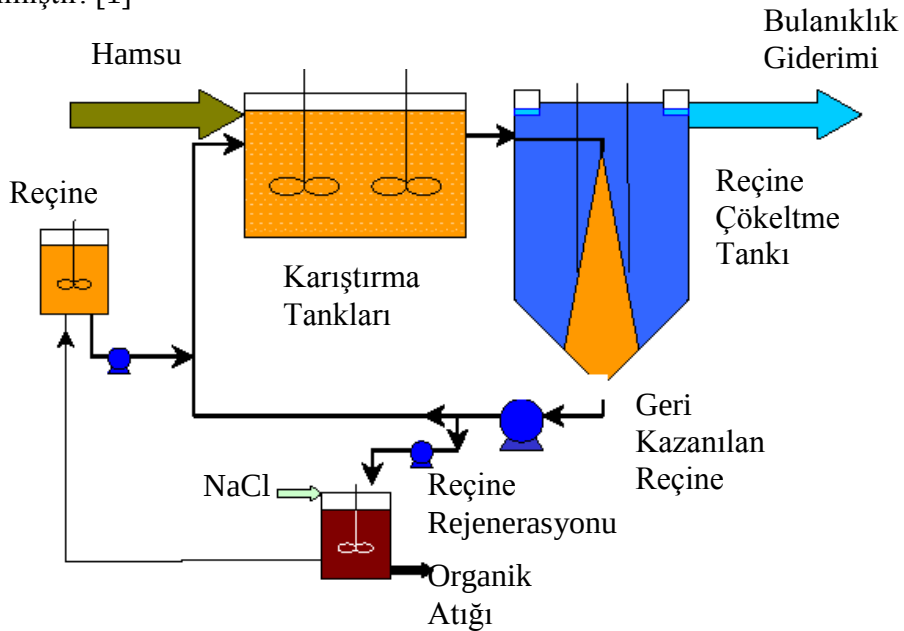
MIEX yeni bir reçine türüdür. Temel iki özelliği; reçinelerin partikül büyüklüğü ve magnetik içeriğidir. MIEX reçinelerinin partikül büyüklüğü (<100µm) konvansiyonel reçinelerden 2-5 kez daha küçüktür. Küçük reçine partiküllerinin spesifik dış yüzey alanları büyük olduğundan daha fazla aktif yüzeye sahiptirler.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

Negatif yüklü ÇOK, reçine yüzeyindeki aktif bölgedeki klorür iyonları ile yerdeğiştirmesi sonucunda giderilir. ÇOK sorpsiyon prosesinin temel avantajı prosesin tersine çevrilebilir olmasıdır. MIEX reçinelerinin ÇOK giderim mekanizması Şekil 4.1'de gösterilmiştir. [12]



Şekil 4.1 MEIX Reçine ile ÇOK Giderim Mekanizması [12]

MEIX reaktörü tam karışımli reaktör tipindedir. Hamsu ve reçine girişi olmak üzere iki girişe sahiptir. Çökelticide çökelen reçinenin büyük bir kısmı MEIX reaktörüne geri devredilir. Çökelen reçinenin %5-%10'luk kısmı ise rejenerasyon sistemine verilir. Sistemde ÇOK giderim kapasitesini sabit tutmak amacı ile rejenerasyon için ayrılan reçine yeni reçine ile tamamlanır. MEIX reçine ön arıtma prosesi Şekil 4.2'de verilmiştir. [1]



Şekil 4.2 MEIX Reçine ile Ön Arıtma Prosesi [1]

MIEX proses tasarımında önemli hususlar; karıştırma, temas süresi, reçine konsantrasyonu ve rejenerasyondur.

Temas Süresi, Karıştırma, Reçine Konsantrasyonu

Reçine konsantrasyonu ile temas süresi ilişkilidir. Çoğu uygulamalarda, 2-10 ml/lt reçine konsantrasyonu için 10-20 dakika temas süresi önerilir. Yaklaşık aynı ÇOK giderimi için gerekli temas süresi artan reçine dozu ile azalır ancak direkt olarak orantılı değildir. Nguyen, 1994 önceki çalışmalarında karıştırma şiddetini 100 1/sn olarak bulmuştur. [13]

Reçinenin Çökmesi ve Rejenerasyonu

Reçinenin sudan ayrılması, çökmesi reçine partiküllerinin magnetik flokülasyonu ile hızlandırılır. Çökelen reçinenin yaklaşık %98'i direkt olarak kontaktöre geri verilirken geriye kalanı rejenere edilir. ÇOK desorpsiyonu (reçine rejenerasyonu) sorpsiyon mekanizmasının tersidir. ÇOK ile yüklü reçine genellikle %10'luk tuz çözeltisi (NaCl) ile rejenere edilir. Reçine ile tutulan ÇOK klorür iyonu ile yer değiştirilir. Rejenerasyon kontrolünde iki temel parametre; klorür konsantrasyonu (70 g/lt) ve temas süresidir. (30 dakika) Hamsu karakterine bağlı olarak rejenerasyon prosesini geliştirme amaçlı tuz çözeltisine kostik soda veya asit ilavesi gerekebilir. Örneğin %2'lik NaOH eklenerek yüksek pH'da ÇOK çözünürlüğü artırılarak rejenerasyon prosesinin verimliliği artırılır.

4.6.2.1 MIEX Prosesinin Gelişimi

Avustralya'da içme suyu arıtımında iyon değiştirme prosesi ile ÇOK giderimi fikri 1980'lerin ortalarında oluşmuştur. Avustralya Su Kalite Merkezi (Bursill et al.,1985) tarafından yapılan çalışmalarda 20 mg/lt'ye kadar ÇOK içeren oldukça renkli sularda iyon değiştirici reçineler ile %20-%80 ÇOK giderimi, THM oluşum potansiyeli ve optimum koagülant dozunda azalım sağlanmıştır. Bunun üzerine ORICA ve Güney Avustralya Su Kalite Merkezi ÇOK giderimi için MIEX prosesini geliştirmiştir. 1990'larda ORICA, Güney Avustralya Su Kalite Merkezi ve CSIRO Moleküler Bilimleri MIEX prosesini ticari anlamda geliştirmeyi amaçlamıştır. CSIRO ve Güney Avustralya Su Kalite Merkezi laboratuvar ölçeğinde yeni reçineyi test etmişlerdir. Küçük pilot tesis çalışması (7lt/dak.) Avustralya Su Kalite Merkezinde 1994'de denenmiştir. (Morron et al 1996) 1995'de ORICA ve Avustralya Su Kalite Merkezi Hope Valley'de (Güney Avustralya) 175 m³/gün pilot tesis inşa etmişlerdir. 1997'de Güney

Avustralya su şirketi Wanneroo Yeraltı suyu arıtma tesisinde 1000 m³/gün pilot tesis kurulmuştur. Çalışma ORICA ve Güney Avustralya su şirketi ile birlikte yürütülmüştür. MİEX arıtımının ÇOK giderimine etkisi araştırılarak maliyet değerlendirilmesi yapılmıştır. 1999 Ağustos’unda yapılan çalışmalarda Wanneroo yeraltı suyunda ÇOK gideriminde MİEX Prosesi verimli bulunmuştur. [14]

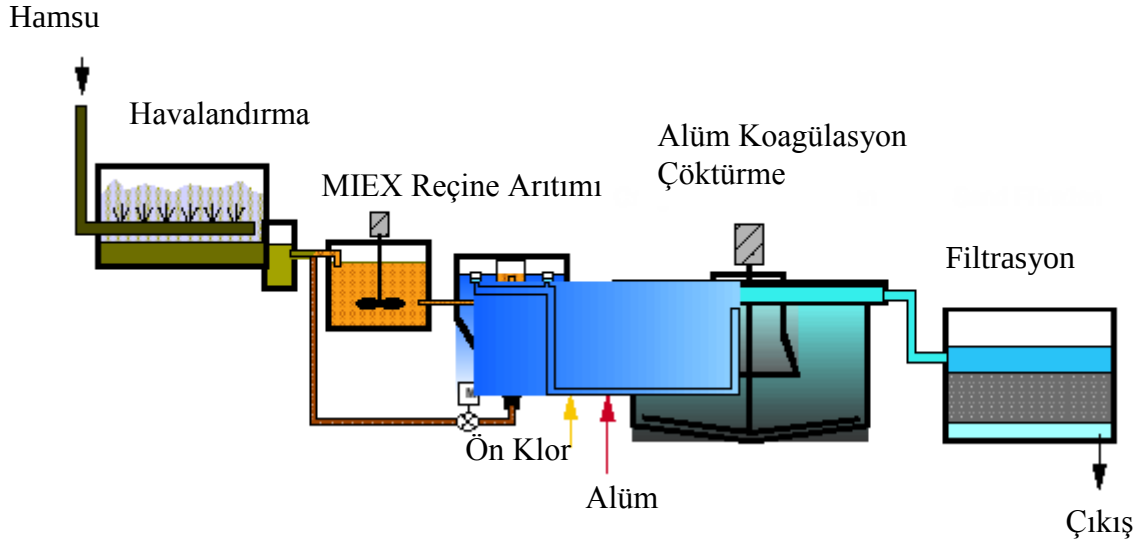
4.6.2.2 MİEX Prosesi Uygulamaları

Nguyen et al. (1994) tarafından Adelaide suyunda yapılan çalışmalarda çok küçük MİEX konsantrasyonlarında dahi önemli miktarlarda ÇOK giderimi gözlenmiştir. Ancak MİEX reçine bulanıklık gidermez. Pratikte MİEX reçine ile ÇOK giderimi %50-%80’dir. Bulanıklık kontrolü için koagülant (demir ve alüm tuzları) kullanıldığında ilave ÇOK giderimi sağlanır.

Nguyen et.al. (1994) ve Morron et al. (1996) projenin 2. aşamasında 10 m³/gün pilot tesis çalışmalarında aşağıdaki sonuçları elde etmişlerdir. [13]

- 1-2 ml/lt reçine konsantrasyonlarında hamsu ÇOK miktarı 10 mg/lt’den 5 mg/lt’ye düşürülmüştür.
- MİEX prosesi ile ön arıtım, bulanıklık ve renk giderimi için gerekli alüm dozunda %70 azalım sağlanmıştır. (60 mg/lt’den 20 mg/lt’ye)
- Azalan alüm dozunda mikrofiltrasyon membranları veya konvansiyonel filtrelerle direkt filtrasyon mümkün hale gelmiştir.
- Klor ihtiyacında % 65 -%75 azalım ve trihalometan oluşum potansiyelinde azalım gözlenmiştir.

Wanneroo,Avustralya 260 m³/gün MİEX reçine pilot tesis çalışmasında; reçine konsantrasyonları 8 ml/lt, temas süresi 30 dakika ve çökelme hızı 7m/s şartlarında elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir. [12] Hamsu kalitesi oldukça değişkendir. (ÇOK 7-15 mg/lt, Demir:1-4 mg/lt, Sülfür:0,4-0,9 mg/lt) Tesisden alınan su konvansiyonel koagülasyon, sedimentasyon ve filtrasyon önce çözünmüş demiri okside etmek için havalandırmadan geçirilmiştir. MİEX ön arıtımını içeren Wanneroo yeraltı içme suyu arıtma tesisi Şekil 4.3’de görülmektedir.



Şekil 4.3 Wanneroo Yeraltı İçme Suyu Arıtma Tesisi [12]

- Konvansiyonel koagülasyon veya koagülasyonun geliştirilmesi prosesi ile birlikte reçine prosesi kullanıldığında %75 ÇOK giderilmiştir. Elde edilen giderimler koagülasyonun geliştirilmesi çalışmalarından fazladır.
- MIEX reçine ile ön arıtım alüm dozunu %70'e kadar azaltarak kimyasal çamur oluşumunu azaltmıştır.
- Reçine prosesinin koagülasyondan önce veya sonra kullanmak ÇOK giderimi açısından çok önemli fark oluşturmamıştır. Koagülasyondan önce MIEX kullanımının avantajı gerekli alüm dozunu düşürmesi ve sülfatların yokluğunda rejenerasyonun daha verimli olmasıdır.

Wanneroo hamsuyunda geliştirilmiş koagülasyondan sonra (ön klorlama: 4,8 mg/lt, alüm dozu: 90 mg/lt, polimer dozu: 0,70 mg/lt, pH: 6,1) geriye kalan ÇOK 3-3,5 mg/lt'dir. MIEX ve alüm kombinasyonları sonuçları aşağıda verilmiştir. [15]

- 90 mg/lt alüm + 4 ml/lt MIEX, pH=6,1, temas süresi 30 dakika olması durumunda ÇOK miktarı 9,5 mg/lt'den 1,5 mg/lt'ye düşürülmüştür.
- 8 mg/lt MIEX + 30 mg/lt alüm, temas süresi 30 dakika olması durumunda ÇOK 9,5 mg/lt'den 1,7 mg/lt'ye düşürülmüştür.

Yukarıda özetlenen sonuçlar göstermiştir ki Wanneroo Yeraltı Suyu Arıtma Tesisi'ndeki mevcut arıtma prosesi ile MIEX reçine arıtımı birleştirildiğinde su kalitesi geliştirilmiştir.

Yukarıdaki çalışmalara ilaveten Hope Valley ve Myponga suyunda laboratuvar ölçekli,

- a) Konvansiyonel alüm arıtımı (pH kontrolsüz)
 - b) Geliştirilmiş alüm arıtımı (pH: 6)
 - c) MİEX (Magnetik iyon değıştirici reçine)
 - d) Alüm ve MİEX kullanımı
- çalışması yapılmıştır. [15]

Bu çalışmada;

- Her arıtma stratejisi sonunda geriye kalan DOM'nin farklı karakterli olduğu görülmüştür. Alüm ile konvansiyonel ve geliştirilmiş koagölasyonla giderilen (UV absorblayan bileşiklerin) molekül ağırlığı 2000'den büyüktür. Tek başına MİEX prosesi kullanımı ile moleküler ağırlığı 2000'den küçük bileşiklerinde giderimi mümkün olmuştur. MİEX arıtımından sonra 2000'den büyük moleküler ağırlığa sahip bileşiklerde gözlenmiştir. MİEX ile alüm kombinasyonu önemli miktarlarda moleküler ağırlığı 2000'den büyük ve küçük UV absorblayan bileşiklerin giderimi sağlanmıştır. MİEX prosesinin alüm arıtımından önce veya sonra dozlanması durumunda ise arıtılmış sudaki ÇOK karakteri aynıdır.
- MİEX'in tek başına yada alüm kombinasyonu ile kullanılması durumunda tüketilen klor miktarı konvansiyonel alüm arıtımının %50 ve %80'dir. Tek başına MİEX arıtımı sonrasında ölçülen yeniden bakteriyel büyüme en düşüktür.

Her bir arıtma alternatifi sonucunda elde edilen veriler Tablo 4.1'de özetlenmiştir. Her bir arıtmanın ÇOK giderim verimi geliştirilmiş koagölasyon/MİEX $\cong$ MİEX > geliştirilmiş koagölasyon > konvansiyonel koagölasyon olarak sıralanmıştır. Geliştirilmiş koagölasyon uygulaması sonucunda geriye kalan ÇOK miktarı geliştirilmiş koagölasyon/MİEX veya MİEX'in yalnız kullanılması durumunda geriye kalan ÇOK miktarından 2 kat fazladır.

Tablo 4.1 Hope Valley ve Myponga Rezervuarlarında her bir Arıtma Sstratejisi için Belirlenen Arıtma Şartları .[15]

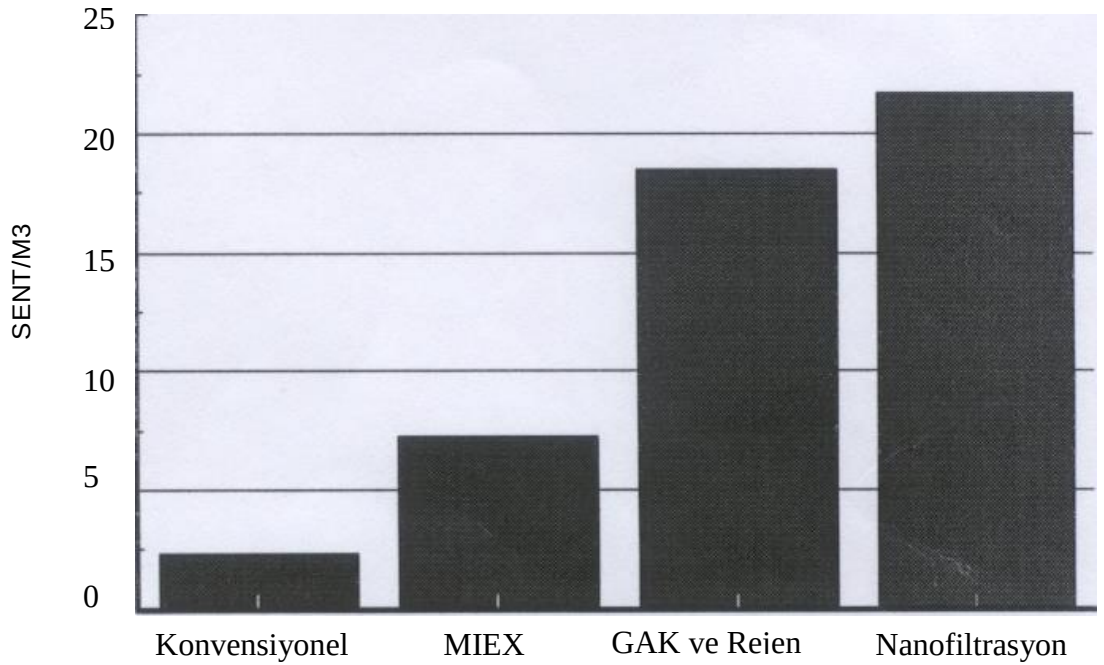
Arıtma	Arıtma Şartları	
	Hope Valley	Myponga
Konvensiyonel	30 mg/lt alüm (pH kontrolsüz)	55 mg/lt alüm (pH kontrolsüz)
Geliştirilmiş	20 mg/lt alüm (pH=6)	60 mg/lt alüm (pH=6)
MIEX	6 ml/lt MIEX (15 dakika)	8ml/lt MIEX (15 dakika)
Geliştirilmiş/ MIEX	20 mg/lt alüm (pH=6) 6 ml/lt MIEX (10 dakika)	30 mg/lt alüm (pH=6) 6 ml/lt MIEX (15dakika)

Tablo 4.2’de her bir arıtma stratejisi sonucunda ÇOK giderim yüzdeleri verilmiştir. Örneğin Myponga Rezervuarı’nda konvensiyonel koagülasyona MIEX prosesinin eklenmesi ile ÇOK giderimi sırasıyla %33 ve %21 artmıştır. Ayrıca alüm ilavesinin optimum ÇOK giderimi için gerekli MIEX dozu ve temas süresini azalttığı gözlenmiştir.

Tablo 4.2 Her bir Arıtma Stratejisi için ÇOK Giderim Verimlerinin Karşılaştırılması.[15]

Hope Valley				
Arıtma	Konvansiyonel	Geliştirilmiş	MIEX	Geliştirilmiş/MIEX
Konvansiyonel		%6	%42	%42
Geliştirilmiş			%36	%36
MIEX				%0
Myponga Rezervuarı				
Arıtma	Konvansiyonel	Geliştirilmiş	MIEX	Geliştirilmiş/MIEX
Konvansiyonel		%12	%33	%35
Geliştirilmiş			%21	%23
MIEX				%2

Maliyet değerlendirilmesi amaçlı yapılan bir çalışmada, 50.000 m³/gün kapasitedeki bir tesis için çeşitli alternatif proseslerin işletme maliyeti konvansiyonel<MIEX<GAK<nanofiltrasyon olarak sıralanmıştır. (Şekil4.4) Nanofiltrasyon maliyet hesaplamalarında Blau et.al.1992 çalışmalarından yararlanılmıştır. Konvansiyonel koagülasyon en ucuz alternatif olsada çıkış suyunda ÇOK miktarını < 2mg/lt’ye düşürememektedir.



Şekil 4.4 50.000 m³/gün Kapasitedeki bir Tesis İçin Alternatif Proseslerin Maliyet Değerlendirmesi [13]

Yapılan diğer bir çalışmada da0 Wanneroo'da inşa edilen 225.000 m³/gün kapasitedeki bir tesis için yatırım ve işletme maliyeti hesaplanmıştır. Tüm performans karşılaştırmaları ve maliyet çıkış suyunda hedeflenen 1,5 mg/lt ÇOK konsantrasyonu için değerlendirilmiştir.

Tablo 4.3 Wanneroo Yeraltısuyu için ÇOK Giderim Proseslerinin Maliyet Karşılaştırılması (Yaklaşık %40-50 ÇOK giderimi) [12]

Arıtma Alternatifleri	Yatırım Maliyeti US\$M*	İşletme Maliyeti USsent/1000gal	Toplam Maliyet* US\$M**
MİEX Reçine Arıtımı	9,1	24	31,5
O ₃ /BGAK (mevcut filtrelerle) Karbon ömrü 2 ay	8,5	76	99,3
O ₃ /BGAK (çift filtreler) Karbon ömrü 4 ay	12,1	38	49,7
GAK (Mevcut filtrelerle) Karbon ömrü 2 ay	3,0	73	95,1

* 1AU\$=0,60561 US\$

** %8 faiz düşünülerek 30 yıl için toplam maliyetin şimdiki zaman değeri

Tablo 4.3'de görüldüğü üzere reçine prosesi yatırım maliyeti çift filtreler kullanılması durumunda O₃/BGAK maliyetinin %75'idir. Ayrıca işletme maliyeti mevcut filtreler kullanıldığında O₃/BGAK maliyetinin %32'si ve çift filtreler

kullanılması durumunda ise % 63'dür. MİEX reçine prosesi, en düşük yatırım ve işletme maliyeti kombinasyonuna sahiptir. MİEX reçine işletme maliyeti alümin dozunun 75 mg/l'ten 25 mg/l'te düşmesi göz önüne alınarak hesaplanmıştır. Kireç dozundaki ve %65-75 oranında kimyasal çamur dozundaki azalımı içermemektedir.[12]

4.7 Membran Prosesler

Filtrasyon, büyüklüklerine bağlı olarak bir veya daha çok partikül boyutundaki bileşiklerin, sıvılardan veya gazlardan ayrılması işlemidir. Membran prosesler bu uygulamayı daha da genişleterek, çözünmüş maddelerin de sıvılardan ve gazlardan ayrılmasını mümkün hale getirmiştir.

Son yıllarda içme suyu ve atıksu arıtma uygulamalarında membran prosesleri yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır. Bunun nedenleri,

- Kesiksiz ve otomatik işletme sağlayan sürekli prosesler olmaları
- Faz ve sıcaklık değişimlerinden etkilenmemesi
- Kimyasal katkı ihtiyacının olmaması, kirleticinin formu ve kimyası üzerinde etki yapmaması ve az enerji kullanımı
- Çok az yer ihtiyacının olması nedeniyle yatırım maliyetinin düşük olması
- Membran teknolojilerinin gelişimi ile işletme ve bakım maliyetinin gün geçtikçe aşağılara çekilmesi
- Son yıllarda su kalite standartlarının kirleticiler açısından daha düşük limitler öngörmesi
- Mevcut su kaynaklarının yetersizliği ve bozulması, su geri kazanımı eğiliminin artması

Membran prosesleri doğal ve sentetik organik maddelerin gideriminde kullanılmaktadır. Membran proseslerin kullanımında temel iki problem, membran tıkanması ve konsantrasyon polarizasyonudur. Konsantrasyon polarizasyonu, membran yüzeyindeki organik moleküllerin neden olduğu jel tabakanın oluşumudur. Membran üst yüzeyinde çözünen maddelerin birikmesi membran yüzeyinin tıkanmasına neden olur. Mikrofiltrasyon (MF) membranları ile normal işletme sırasında çok az bir organik madde giderimi söz konusu iken, flok oluşturuucu metal koagülanlar ve toz aktif karbon kullanılması, organik madde giderim verimini

artırmaktadır. Mikrofiltrasyondan önce toz aktif karbon ön arıtımının amacı, hümik maddeler gibi çözünmüş organik maddelerin giderilerek membran tıkanması ve konsantrasyon polarizasyonun azaltılmasıdır.[16] Benzer bir sonuç Laina ve diğ. (1990) tarafından ultrafiltrasyondan önce DOM giderimi için ön arıtma olarak koagülasyon–flokülasyon ve toz aktif karbon adsorpsiyonu kullanılmasıyla görülmüştür. Ön arıtma kek permeabilitesini artırmış ve ultrafiltrasyon tıkanmasını azaltarak akı değerinin azalmasını önlemiştir.[17]

Diğer bir membran prosesi ultrafiltrasyon(UF), içme suyunda ileri arıtma amaçlı kullanılmaktadır. Klorlama ile insanlarda kanserojenik etki yapan THM’ler oluşmaktadır. Dolayısıyla, THM oluşumuna sebep olan organik maddeler klorlama öncesinde tutulmalıdır. UF membranları bu amaçla kullanıldığı takdirde, THM oluşumu %20-50 arasında azalmaktadır. Ayrıca Sen nehri suları üzerinde UF membranları ile çeşitli deneyler yapılmıştır. Bu deneylerde UF membranları önünde, ön arıtma amaçlı olarak koagülasyon ve flokülasyon kullanılmıştır. Ön arıtma, UF membranlarındaki akı değerini artırmıştır. Laina ve diğ(1990) çalışmasında, göl sularını arıtmak için UF membranları kullanılmış ve ön arıtma olarak da koagülasyon ve flokülasyon ile toz aktif karbonu, beraber ve ayrı ayrı kullanmışlardır. En iyi arıtma verimi her ikisinin beraber olarak kullanıldığı durumda elde edilmiştir. Benzer bir şekilde Jacangalo ve diğ(1995) tarafından, UF öncesinde toz aktif karbon ilavesi yapılarak iyi bir THM giderimi elde edilmiştir. [18]

5. KAĞITHANE ÇELEBİ MEHMET HAN İÇME SUYU TASFİYE TESİSİ

5.1 İçme Suyu Arıtımına Genel Bir Bakış

Son bin yıllık devrede insanlar atık ürünlerini çeşitli yollarla ortadan kaldırmaya çalışmaktadır. Bertaraf metodu uygunluk, yarar veya amaca erişmek için başvurulacak çareyi, masrafı, en faydalı veya kullanışlı teknolojiyi yansıtabilmektedir. Değişik teknolojileri karşılaştırmak ve problemleri ortaya koymak için, bu teknolojiler aşağıdaki bir çok önemli kriter baz alınarak değerlendirilir.

Tesirlilik, Etkinlik: Kirleticileri gidermede teknoloji ne kadar etkindir?

Maliyet: Teknolojilerin sermayeleri, işletme ve bakım giderleri tahminen ne kadardır? Süre ve arıtma verimi ile maliyet nasıl değişmektedir.

Güvenirlilik: Ne kadar sürede ve hangi aralıklarda teknolojiler istenen giderimi sağlamaktadır. Arzu edilen verim istenilen sürede sağlanabilmekte midir?

İşletim Kolaylığı: Arıtma tesisinin işletimi ve bakım aktiviteleri için yetiştirilmiş, özel nitelikli personele ihtiyaç duyulmakta mıdır? Teknoloji ne kadar kompleks?

Sınırlamalar: Belirlenen bir durumda hangi faktörler teknolojinin güvenirliliğini veya efektifliğini azaltabilmektedir? Hangi faktörler teknolojinin uygulanabilirliğini azaltabilmektedir?

Uygulanabilirlik: Arıtma tekniği belirlenen şartlarda uygulanabilmekte midir?

Arıtma uygulamaları genelde tek bir işlemde oluşmaz yani bir işlem dizisi olarak ele alınır. Bu durumda her bir işlemin birbiri ile uyumu, işlemlerin teknik açıdan güvenilirliği seçimde önem taşıyan diğer faktörlerdir. Hem uygulanan proseslerin tek tek, hem de sistemin bir bütün olarak verimi dikkate alınmalıdır.

İçme suyu arıtımını üç ana grupta toplayabiliriz.

1-Fiziksel Arıtma: Adsorpsiyon, yoğunluk ayırımı, filtrasyon, ters ozmoz, hava veya buhar ile sıyırma ve yakma gibi arıtma tekniklerini içerir.

2- *Kimyasal Arıtma*: Kimyasal çöktürme, oksidasyon/redüksiyon, iyon değişimi, nötralizasyon ve ıslak hava ile oksidasyon gibi arıtma tekniklerini içerir.

3-*Biyolojik Arıtma*: Aktif çamur, havalandırılmalı lagünler, arazide arıtma, anaerobik ayrışma, damlatmalı filtreler ve döner biyolojik diskler gibi arıtma tekniklerini içerir. Tablo 5.1’de yaygın bir biçimde kullanılan su arıtma prosesleri ve kullanım amaçları verilmiştir.

Tablo 5.1 Su Arıtma Prosesleri

Proses	Kullanım Amacı
Havalandırma	Tad ve koku veren uçucu maddelerin ve diğer çözünmüş gazların (H ₂ S, CH ₄ vs.) giderilmesi, Suya oksijen kazandırmak veya daha fazla oksijeni gidermek, Oksidasyon (demir, mangan).
Ön Çöktürme	Kolay çökebilen partiküler maddelerin giderilmesi.
Kimyasal Oksidasyon	Dezenfeksiyon, biyolojik kontrol, Tad ve koku kontrolü, Çözünmüş metallerin oksidasyonu (demir, mangan), Bazı organik maddelerin oksidasyonu, Renk gideriminin artırılması.
Koagülasyon-Flokülasyon	Kolloidal maddelerin ve makromoleküllerin destabilizasyonu, Bulanıklık ve renk giderilmesi için çökebilir veya filtre edilebilir partiküllerin birleşmesi
Çöktürme	Filtrasyondan önce çökebilir yumaklaşmış partiküllerin giderilmesi.
Filtrasyon	Partiküllerin giderilmesi, fiziksel/kimyasal/biyolojik prosesler yardımıyla suyun berraklaştırılması
Yumuşatma	Çökeltme veya iyon değiştirmeyle kalsiyum ve magnezyumun giderilerek sertliğin azaltılması
Karbon Adsorpsiyonu	Tad ve koku kontrolü, Renk giderme THM öncülleri de dahil bazı organik kimyasal maddelerin giderilmesi

İçme suyu arıtımının amacı;

- Güvenli su
- Mikrobiyolojik kalite
- Dezenfeksiyon yan ürünleri
- Alg
- Pestisitler ve diğer antropojenik organik bileşikler (mikrokirleticiler)

-Kurşun, arsenik ve diğer toksik inorganik maddeler

- Estetik açıdan güvenli su

- Renk, koku, bulanıklık, tad, tuzluluk, sertlik

- Problem yaratmayacak teknoloji seçimi

- DYÜ

- Kimyasal bakiyeler, alüminyum, demir, klor, mangan, polielektrolitler

- Korozyon

- Dağıtım sisteminde bakteriyel büyüme

- Tad ve koku

İçme suyu arıtımında dikkat edilmesi gereken hususlar Tablo 5.2’ de verilmiştir.

Tablo 5.2 İçme Suyu Arıtımında Dikkat Edilmesi Gereken Hususlar [1]

Prosesler	Konular
Flokülasyon, sedimentasyon, kum filtrasyonu	Proses verimliliği, proses verimine ham su kalitesinin etkisi, çamur deşarjı, bakiye(Al, Fe), organik giderimi iyi değil, Cryptosporidium giderme verimli
Dezenfeksiyon	Verimlilik, DYÜ, dağıtım sisteminde büyüme, bakiye, tad ve koku, korozyon
Aktif Karbon	Maliyet, verimlilik, rejenerasyon, tıkanma, atık deşarjı
Membran	Maliyet, tıkanma, enerji kullanımı, renk giderimi

5.2.Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi

Kağıthane Çelebi Mehmet Han Tasfiye Tesisi, 1973 yılında işletmeye alınmıştır. Terkos gölü ve Alibeyköy barajından gelen hamsular, hamsu giriş yapısında ön klorlama ve alüminyum-sülfat dozlaması yapıldıktan sonra hızlı karıştırma ünitelerine iletilir.

5.2.1 Hızlı ve Yavaş Karıştırma:

Hamsu içerisinde bulunan kolloidal yapıdaki maddeler boyut ve ağırlık olarak çökmeye elverişli değildir. Bu amaçla çökebilir forma dönüştürülmesi için alüminyum sülfat ile muamele edilmesi gerekir. Hızlı karıştırma yapısında negatif yüke sahip olan kolloidal yapıdaki maddeler pozitif yüklü alüminyum sülfat iyonları

ile homojen bir şekilde karıştırılır. Hızlı karıştırıcıda yükleri nötürleştirilen kolloidal yapıdaki maddeler, flok haline dönüşmesi için yavaş karıştırma ünitesine alınır.

5.2.2 Çökelticiler :

Yumaklaştırıcıdan geçerek çökelticilerin dağıtım hücrelerine gelen su, üç katlı çökelticilerin delikli alın duvarı ile karşılaşır. Bu delikli beton perde, çökelticilerin her üç katına yumaklaşmış suyu sevk etmek üzere birbirinden farklı çaptaki delikli sistemi ihtiva eder. Bu deliklerden geçen suyun en uygun şekilde çökmesi için deliklerin aralık ve yönleri farklı olarak tanzim edilmiştir.

Üç katlı çökelticilerin tabanı mansaba doğru %6 meyilli yükselmektedir. Çökelticiler ham su içerisinde bulunan ve yavaş karıştırma ünitesinde flok haline gelmiş olan kolloidal maddelerin sudan ayrıldığı bir bölgedir. Tesisde çöktürme havuzları 4 gruptan oluşmaktadır. Her grup üç katlı ve her katta birbirine bağlı olarak çalışan üç adet çöktürme havuzları vardır.

5.2.3 Filtreler:

Çöktürmeden çıkan su dört ayrı kanalda klorlandıktan sonra filtre ünitesine ulaşır. Tesisde 20 adet hızlı kum ünitesi mevcuttur. Her filtrede 1 m yüksekliğinde 0,8-1,25 mm çapında süzme işlemini gerçekleştiren kum bulunmaktadır. Kumu taşıyan sistem, çakıl ve çimento karışımından imal edilen poroz betondur. Her filtrenin ortalama süzme hızı $6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{sa}$ 'dır. Filtrelerin geri yıkanması iki adet pompa ve iki adet hava körüğü ile gerçekleştirilmektedir. Her filtre ortalama 36 saatte bir geri yıkanmaktadır. Filtrelerin su yıkama hızı 18 m/saat iken havanın hızı 70 m/saat'dir. Filtre ünitesinden çıkan duru sular 15.000 m^3 'lük ve iki gözden oluşan temizsu deposuna iletilir. Burada son klorlamaya tabi tutulan sular, şebekeye terfi edilmek üzere pompa deposuna verilir.

5.2.4 Çamur Dengeleme Havuzu:

Çökelticilerden çıkan çamurun toplandığı havuz olmak itibari ile dekantörlerin dolu iken boşaltılması gerektiği zaman bütün dekantör suyunu alabilecek hacimdedir. Tabana çökelen çamur, çamur lagününe, yüzeydeki duru su ise ikinci kademe iyileştirme havuzlarına alınır. İkinci kademe iyileştirmeden geçen sular tesis girişine

hamsu olarak kullanılmak üzere geri gönderilir. Tesisden çıkan çamurlar 20.000 m³ hacmindeki iki lagünde birleştirilir.

Tablo 5.3’de boyutlandırma parametreleri verilmiştir.

Tablo5.3 Kağıthane Çelebi Mehmet Han Tasfiye Tesisi Boyutlandırma Parametreleri

ÜNİTELER	ÖZELLİKLERİ
Hızlı Karıştırma Ünitesi	2 Adet Alan=7.5*7.5 m ² Hacim=147 m ³
Yavaş Karıştırma Ünitesi	16 Adet Alan=7.5*7.5 m ² Hacim=471 m ³
Çöktürme Havuzları	36 Adet 1.Kat Alan =10*27.75 m ² 2.Kat Aan =10*30.75 m ² 3.Kat Alan =10*33.75 m ² H = 2.8 m
Filtreler	20 adet Alan = 108 m ² V _{ort} = 6 m/saat V _{max} = 12 m/saat
Kullanılan Kimyasal Maddeler	Al ₂ (SO ₄) ₃ Cl ₂
Tesisin maksimum debisi Q _{max.} =	450.000 m ³ /gün

6. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

6.1 Deneysel Çalışmanın Kapsamı

Deneysel çalışmanın ilk aşamasında Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi giriş suyunda, trihalometanların oluşmasına yol açan çözünmüş organiklerin giderimi araştırılmıştır. Bu kapsamda ;

- a) Tesisde koagülant madde olarak alüminyum-sülfat ve buna alternatif olarak demir (III)-klorür kullanılması durumunda organik madde giderimi
- b) Koagülasyon sürecine ilave olarak ileri arıtma teknolojilerinden biri olan aktif karbonun kullanımı durumunda organik madde giderimi konuları incelenmiştir.

İkinci aşamadaysa, İstanbul’a içme suyu veren farklı arıtma tesislerinden elde edilen veriler değerlendirilerek TOK ve THM profillerine yer verilmiştir.

Son olarak da Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi’nde bir yıl boyunca TTHM ile uygulanan ve kullanılan klor dozu arasındaki korelasyon araştırılmıştır. Ayrıca multi-liner regresyon analizi kullanılarak klor dozu ve TOK parametrelerine bağlı TTHM bağıntısı oluşturulmuştur.

6.2 Kullanılan Düzenek ve Ölçüm Yöntemleri

Koagülasyon çalışmaları süresince kullanılan hamsu Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi giriş suyundan numune alma muslukları vasıtasıyla alınmıştır. Numuneler anlık olarak alınmış ve bekletilmeden direkt olarak koagülasyona tabi tutulmuştur. Yapılan laboratuvar çalışmalarında her seri deney için kullanılan hamsu kalite değerleri Tablo 6.1’de görülmektedir.

Koagülasyon çalışmalarında standart 1 litrelik 6 adet jar-test ekipmanı kullanılmıştır. Deney düzeneği Şekil 6.1’de verilmiştir. Koagülant madde olarak halen Kağıthane Çelebi Mehmet Han Tasfiye Tesisi ve birçok arıtma uygulamalarında kullanılmakta olan alüminyum-sülfat $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$ ve buna alternatif olarak demir (III)-klorür $[FeCl_3 \cdot 6H_2O]$ kullanılmıştır. Koagülant madde belirlenen dozajda toplam hacmi

1000 ml olan su numunesine ilave edildikten sonra karıştırma işlemine tabi tutulmuştur. 1,5 dakika 150-160 rpm hızlı karıştırma, 15 dakika 25-30 rpm yavaş karıştırma uygulanmıştır. Karıştırma işlemi bittikten sonra oluşan yumaklar 1 saat çökmeye bırakılmıştır. Çökelme işlemi sona erdikten sonra, herbir kavonozun yüzeyinden alınan numunelerin önce bulanıklılığı ve pH değerleri ölçülmüştür. Bulanıklığı tespit edilen numuneler 0,45 µm membran filtreden geçirilerek süzölmüştür. Filtre edilen sular TOK ölçümüne tabi tutulmuştur. Ayrıca herbir numunenin çıkış pH değeri de kaydedilmiştir.

Tablo 6.1 Her Seri Deney İçin Çalışılan Hamsu Kalitesi

TARİH	TOK. (mg/L)	BULANIKLIK (NTU)	SICAKLIK (°C)	Z''	KOAGÜLANT MADDE (mg/L)
12.12.2001	4,988	3,7	5,8	8,04	Alüminyum-sülfat
04.01.2002	5,102	24,2	4,6	7,98	Demir(III)-klorür
18.01.2002	7,21	13,6	4,8	7,91	Demir(III)-klorür
01.02.2002	7,47	6,4	9,2	7,89	Alüminyum-sülfat
	PERMANGANAT İNDEKSİ (mg/L)	BULANIKLIK (NTU)	SICAKLIK (°C)	pH	KOAGÜLANT MADDE (mg/L)
07.03.2002	5	15,5	12,7	7,92	Alüminyum-sülfat +Aktif karbon
21.03.2002	5,2	10,5	11,9	7,73	Alüminyum-sülfat + Demir(III)-klorür

Aktif karbon çalışmasında ise, musluklardan alınan hamsuya 20 dakika 150-160 rpm süresinde hızlı karıştırma uygulanarak aktif karbonun hamsu ile teması sağlanmıştır. Hızlı karıştırma işlemi sonrasında standart jar testi uygulanmaya devam edilmiştir.

Jar test uygulamalarında kullanılan çözeltiler %10'luk hazırlanırken, bu amaçla 10 gr kimyasal madde 1 litre distile suda çözünerek oda sıcaklığında muhafaza edilmiştir.(1 ml=10 mg) Koagülasyon-flokülasyon çalışmalarına başlamadan önce hamsu numunelerinin pH değeri istenilen seviyeye (1 N'lik HCl veya NaOH solüsyonları kullanılarak) ayarlanmıştır.

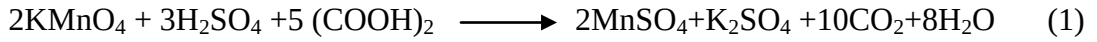
Bulanıklık ölçümlerinde HACH 2100 N turbidimetre kullanılmıştır. TOK ölçümlerinde Shimadzu 5000 A model TOK analizörü kullanılmıştır. THM analizleri EPA-Metod 524-2 metod seçilerek modifiye edilmiş, HP –4500 ICP –MS Soft Ware

sistemi NT 195 Explorer altında, HP marka (6890 GC ve 5973 MS dedektör,P&T 7695 model) gaz kromotrofi cihazı kullanılarak yapılmıştır.

6.3 Permanganat Yöntemi ile Organik Madde Tayini

6.3.1 Yöntemin Kimyası

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



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

6.3.2 Deneyin Yapılışı

100 ml numune alınır. 10 ml H₂SO₄ ve 10 ml KMnO₄, ilave edilerek, 80 °C'ye ayarlanmış su banyosunda 30 dakika kaynatılır. 10 ml sodyum oksalat ilave edilerek, hafif pembe renk alıncaya kadar KMnO₄ çözeltisiyle titre edilir.

Permanganat İndeksi=Sarfiyat-0,3 *0,98

Şekil 6.1 Jar–Test Düzeneği

7. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

7.1 Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde TOK ve Bulanıklık Seviyeleri

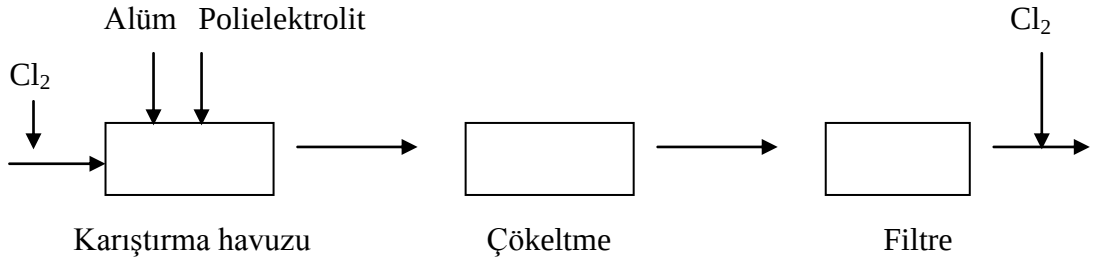
Trihalometanların oluşumuna neden olan organiklerin giderimi amacıyla yapılan deneysel çalışmalarda, İstanbul'a içme suyu temin eden Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi seçilmiştir.

Çalışmanın birinci aşamasını teşkil eden Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nin 2001 yılı ortalama su kalite değerleri Tablo 7.1'de verilmiştir.

Tablo 7.1 2001 Yılı Ortalama Su Kalite Değerleri

Parametre	Hamsu	Temizsu
TOK (mg/lt)	5,60	4,25
Permanganat İndeksi (mg/lt)	4,2	2,6
Toplam THM ($\mu\text{g/lt}$)	-	55,36
Bulanıklık (NTU)	5,13	0,28
Alkalinite(mg/lt CaCO_3)	100	80
Serbest Klor (mg/lt)	-	1,2
PH	7,86	7,23
Klorür (mg/lt)	44,5	46
Sertlik (mg/lt CaCO_3)	136	134

Kağıthane Çelebi Mehmet Han Tasfiye Tesisi'nde TOK ve bulanıklık giderimi açısından mevcut durumu tespit etmek amacıyla deneysel çalışmanın yürütüldüğü aralık-ocak-şubat aylarında arıtma tesisinin çeşitli noktalarından numuneler alınmıştır. Hamsu, çökeltme, filtre, temizsu çıkışlarından alınan numuneler TOK ve bulanıklık ölçümüne tabi tutulup bu parametrelerin arıtma tesisi boyunca giderim yüzdelерinin tesbiti amaçlanmıştır. Numune alma noktaları Şekil 7.1'de gösterilmiştir.



Şekil 7.1 Numune Alma Noktaları

Arıtma tesisi boyunca farklı noktalardaki su kalite değerleri Ek D’de görülmektedir. Her bir noktadaki TOK giderim verimleri incelendiğinde çökeltme çıkışı ile filtre çıkışı arasında %8’lik artış görülürken, 18.01.2002 tarihindeki artış %2, 01.02.2002’de ise % 1’lik düşüş kaydedilmiştir. Genel olarak temizsu çıkışındaki bulanıklık giderimleri %90 civarında iken TOK giderimi %30’dur. Aradaki fark, DOM’in partiküler formda olanının bulanıklığa neden olan partiküllerle aynı karaktere sahip olduğundan koagülasyon ve flokülasyon ile kolayca giderildiğini göstermiştir. TOK miktarının ocak ve şubat aylarında 7mg/lt’nin üzerine çıkmasıyla alüminyum-sülfat miktarı 30 mg/lt’den 50 mg/lt’ye kadar artırılmıştır. İşletme pH’ı aynı kaldığından elde edilen giderim %30 civarındadır. Farklı noktalardaki TOK, bulanıklık, ve pH değerlerinin grafik üzerinde gösterimi EK B’de verilmiştir.

Tüm DYÜ oluşumlarının sınırlandırılması için, DOM gideriminde koagülasyonun geliştirilmesini kontrol stratejisi olarak öngören D/DYÜ kuralına göre belirlenmiş arıtma verimleri Tablo 7.2’de verilmiştir. Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi arıtma verimi Tablo 7.2 ile karşılaştırıldı. Tablo 7.2’de verilen hamsu TOK ve alkalinitesi göz önüne alınarak giderim %35 olarak belirlendi. Bir sonraki bölümde, geliştirilmiş koagülasyon deneysel sonuçları tartışıldı.

Tablo7.2 Geliştirilmiş Koagülasyon için Hamsu Alkalinitesi ve TOK’a bağlı TOK Giderim Yüzdeleri [5]

TOK(mg/lt)	Su kaynağı	Alkalinite (mg/lt CaCO ₃)	
	0-60	>60-120	>120
>2,0-4,0	%40	%30	%20
>4,0-8,0	%45	%35	%25
>8,0	%50	%40	%30

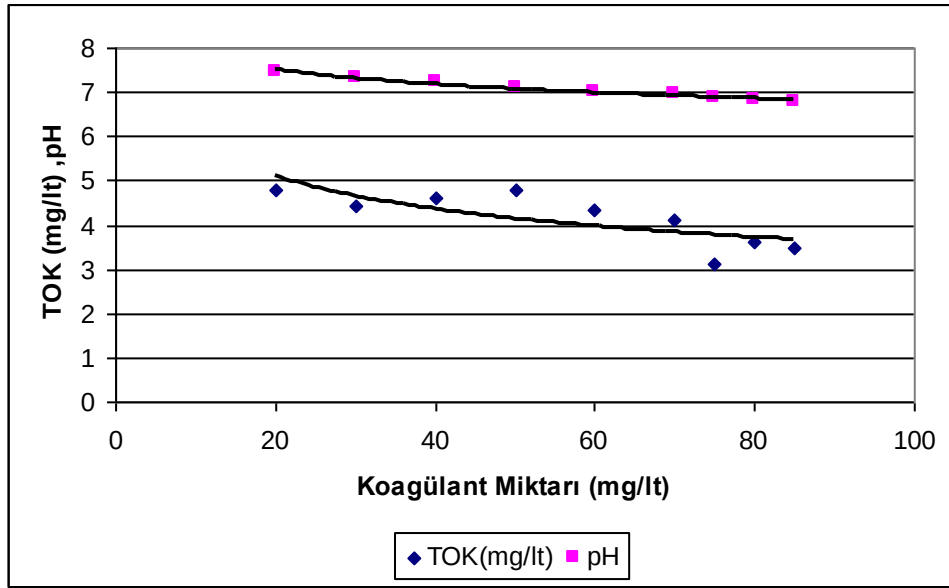
7.2 Koagülasyonun Geliştirilmesi

THM oluşturma potansiyeli bulunan organik maddelerin, koagülasyonla giderilmesi amacıyla yönelik olarak iki farklı koagülant madde denenmiştir. Su arıtımında en yaygın olarak kullanılan ve Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde halen uygulanmakta olan alüminyum-sülfat [$\text{Al}(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$] ve buna alternatif olarak demir(III)-klorür [$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$] uygulanmıştır. Her koagülant için öncelikle, en iyi koagülant dozu çalışması, daha sonra da en iyi arıtma pH değeri belirleme çalışması yapılmıştır. En iyi doz ve en iyi pH; hem en yüksek bulanıklık hem de en yüksek organik madde giderimine yönelik olarak araştırılmıştır.

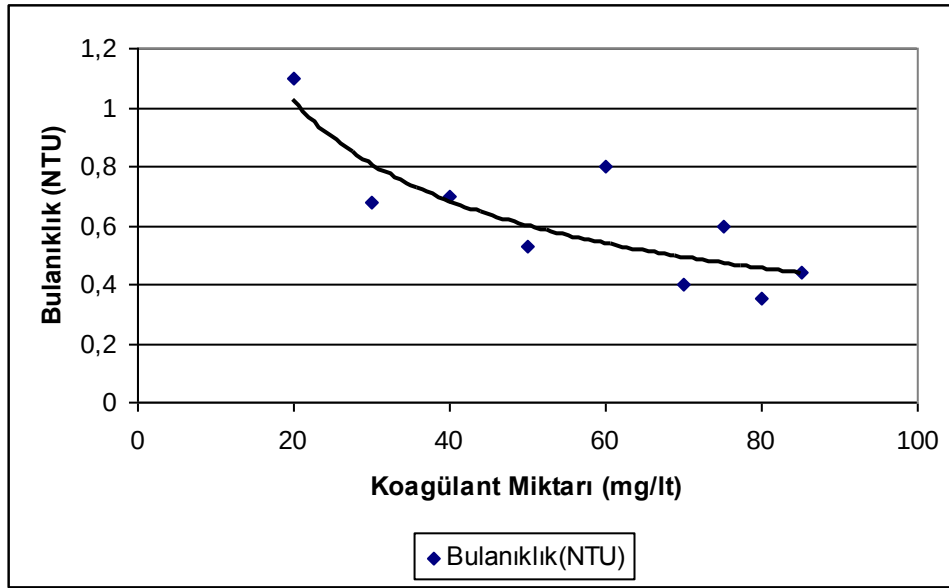
7.2.1 Alüminyum –sülfat Koagülasyonu

Koagülant madde olarak kullanılan alüminyum-sülfat dozajı 20-85 mg/lt olarak uygulanmıştır. Şekil 7.2'de toplam organik karbonun alüminyum- sülfat dozu ile değişimi görülmektedir. Farklı koagülant dozları sonucunda oluşan nihai pH değerleri grafik üzerinde işaretlenmiştir. Jer test sonuçlarından elde edilen veriler Ek D'de verilmiştir. Yapılan deneysel çalışmalar sonucunda, alüminyum-sülfat koagülasyonunda en iyi arıtma verimi 80 mg/lt alüminyum-sülfat kullanımı ile elde edilmiştir. Bu dozda hamsu TOK değeri 4,99 mg/lt'den 3,63'e düşürülerek %27 TOK giderimi sağlanmıştır. Yine bu dozda, koagülasyon sonrası 0,35 NTU gibi çok düşük bir bulanıklık değerine ulaşılmıştır. Bulanıklık giderim verimi başlangıç değerine göre yaklaşık %91 mertebesindedir.

Sekil 7.3'de alüminyum-sülfat dozu ile bulanıklık (NTU) değerlerinin değişimi görülmektedir. Etkin bulanıklık verimine 30-40 mg/lt gibi çok daha düşük değerlerde ulaşılmıştır. Bu durum tasfiye tesislerinde koagülant madde dozajı belirlenirken optimum dozajın sadece bulanıklık giderimi verimi açısından değil, organik maddeleri temsil eden diğer parametreler (TOK) açısından da gözden geçirilmesi gerçeğini ortaya koymaktadır. Şekil 7.2'de görüldüğü gibi bulanıklık giderimi için optimum pH organik giderimi için optimum pH'dan daha yüksektir. Çünkü ilave edilen koagülant madde asidik özelliğe sahip olması nedeniyle çözeltinin pH'ını düşürmektedir. Optimum bulanıklık için gerekli doz optimum TOK giderimi için gerekli dozdan daha düşük olduğundan optimum pH bulanıklık giderimi için daha yüksektir. Bu değer TOK parametresi için 6,81 iken bulanıklık için 7,31'dir. (Hamsu pH=8,04)



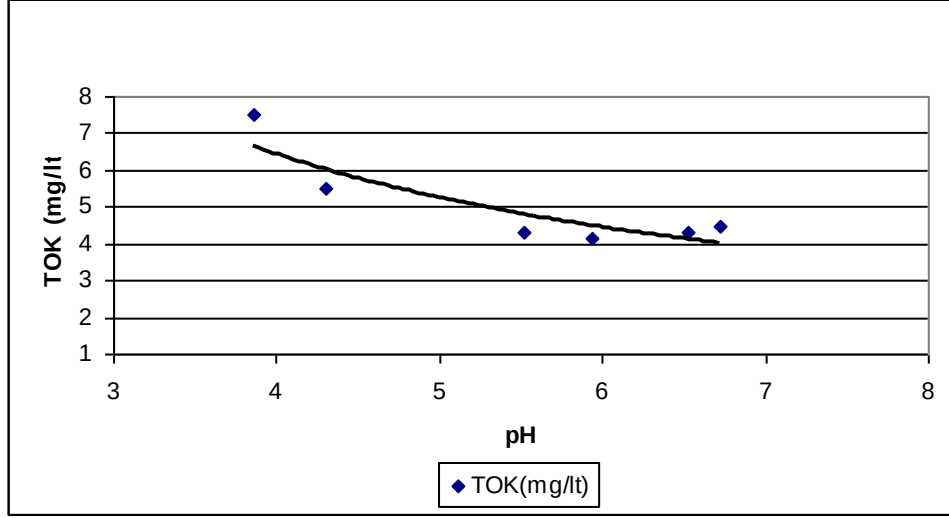
Şekil 7.2 Alüminyum-sülfat Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi
(Hamsu TOK: 4,99 mg/lt, pH: 8,04, Sıcaklık: 5,8 °C)



Şekil 7.3 Alüminyum-sülfat Dozuna Bağlı Bulanıklık Değişimi
(Hamsu bulanıklık: 3,7 NTU)

Alüminyum-sülfat ile gerçekleştirilen çalışmaların ikinci aşamasında ilk kısımda belirlenen en iyi doz (80 mg/lt) kullanılarak, arıtmada uygulanması gereken en iyi pH'ın belirlenmesi çalışmaları yapılmıştır. Çalışmalar, 4 ve 8 arasındaki pH aralığında gerçekleştirilmiştir. 4'den küçük ve 8'den büyük pH değerleri, su arıtımında paratikte uygulanabilmesinin çok kısıtlı olması nedeniyle denenmemiştir. Yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen sonuçlar Şekil 7.4'de sunulmaktadır. Ortam pH'ının 5,94 olması durumunda TOK 7,47 mg/lt'den 4,14 mg/lt'ye kadar

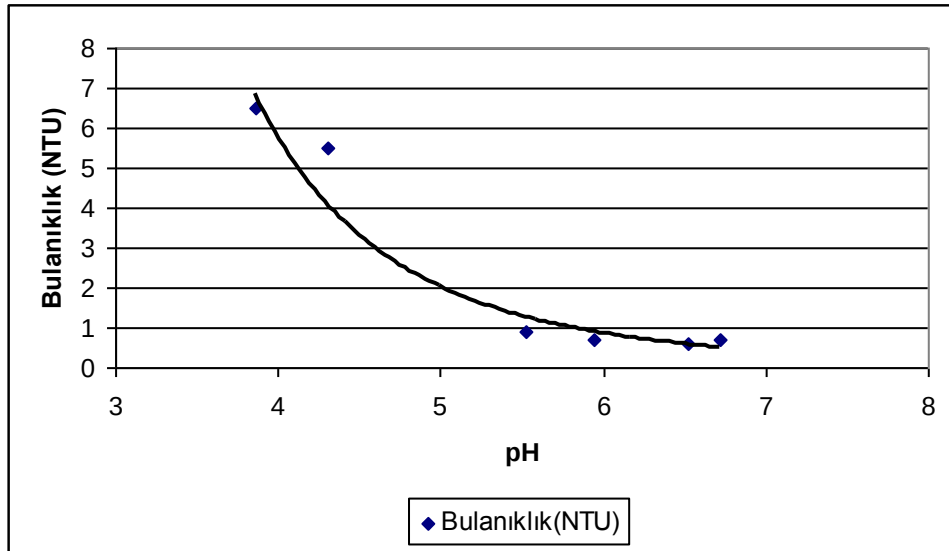
düşmüş ve %45 düzeyinde bir TOK giderimi sağlanmıştır. Elde edilen bu optimum TOK ve pH değeri daha önce çeşitli araştırmalarda ulaşılmış sonuçlarla benzerlik göstermektedir.



Şekil 7.4 TOK'un pH ile Değişimi
(Hamsu TOK: 7,47 mg/l, pH: 7,89, Sıcaklık: 9,2 °C)

Asit ilave edilmeksizin ortam pH'ının 6,72 olması durumunda ise çıkış TOK değeri 4,45 olup giderim %40'dır. Giderimlerin yakın olması suyun alkalinitesinin çok yüksek olmayıp yüksek alüminyum- sülfat dozundan kaynaklanan pH'daki doğal düşüştür.

Çıkış bulanıklık değerleri de asit ilaveli ve asit ilavesiz pH 6,72 ve 5,94 olması durumunda 0,7 NTU olarak eşit olup giderim %89' dur. Çıkış pH'ının 3,86 ve 4,3 olması durumunda bulanıklık ve TOK değerlerinin yüksek kalması etkin bir flokleşme sağlanamadığı ve oluşan flokların zayıf ve çökebilirliklerinin düşük olduğu şeklinde açıklanabilir.

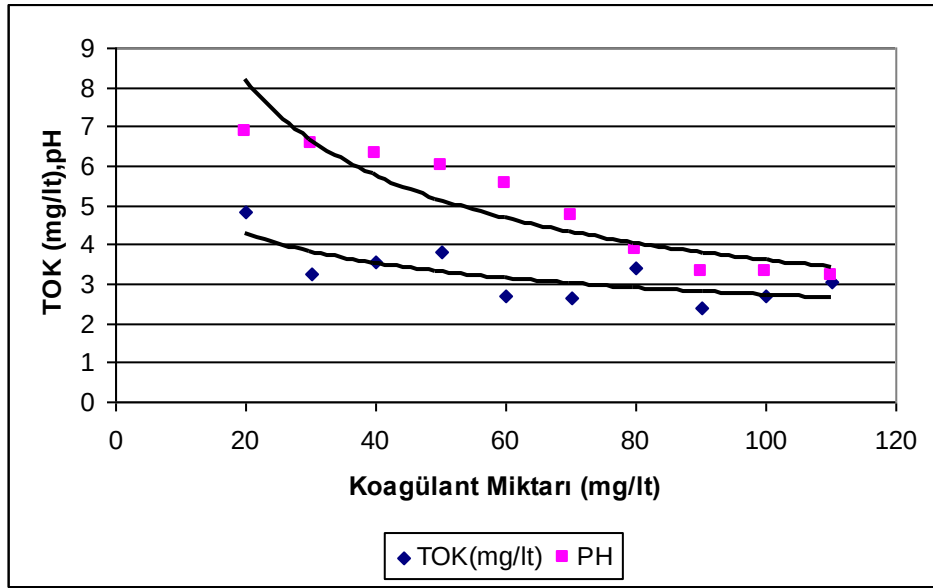


Şekil 7.5 Bulanıklığın pH ile Değişimi (Hamsu Bulanıklık: 6,4 NTU)

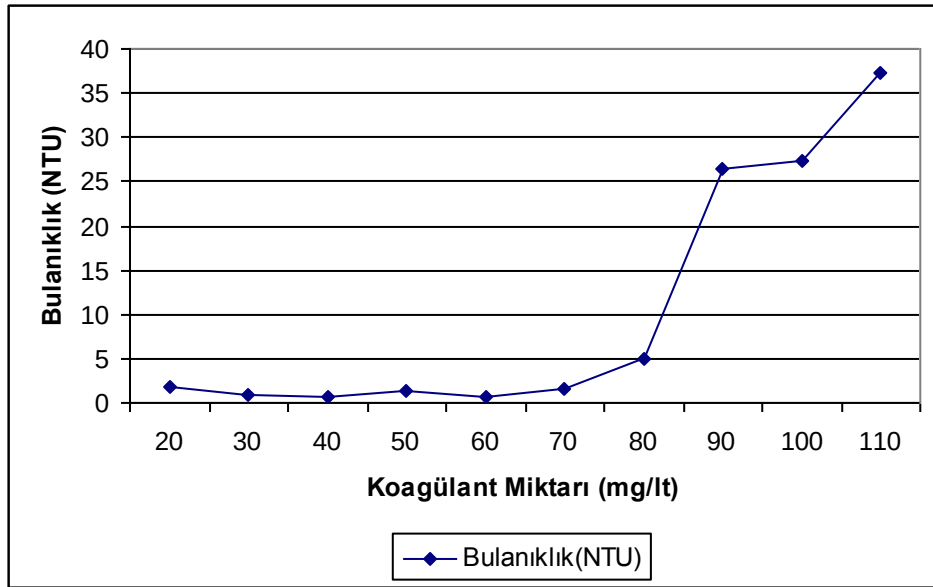
7.2.2. Demir (III)-klorür Koagülasyonu

Alüminyum-sülfat ile gerçekleştirilen çalışmalara paralel olarak en yüksek bulanıklık, TOK giderimini sağlayan en iyi demir(III)-klorür dozu belirleme çalışmalarında elde edilen sonuçlar grafik üzerinde işaretlenmiştir. Bu çalışmada, demir(III)-klorür 20-110 mg/lt aralığında değiştirilmiştir. Giderilen TOK konsantrasyonuna göre, en iyi demir (III)-klorür dozu 60 mg/lt olarak ortaya çıkmıştır. (Şekil 7.6) Bu dozda TOK başlangıç değeri olan 5,102 mg/lt den 2,72 mg/lt'ye kadar düşürülmüş ve böylece %47 oranında TOK giderimi sağlanmıştır. 7,98 olan hamsuyun pH değeri ise 60 mg/lt dozunda 5,56 olarak kaydedilmiştir.

Arıtılmış su örneklerinde kalan bulanıklık; aynı dozda 24,2 NTU'dan 0,68 NTU değerine kadar inmiş ve artan koagülant dozu ile devam eden bir iniş eğilimi göstermiştir. (Şekil 7.7) 60 mg/lt demir(III)-klorür dozundan sonra bulanıklık değerlerinde artış görülmüştür. Bulanıklık değerlerinin başlangıç değerlerine göre daha yüksek çıkması, pH 5 değerinde etkin bir floklaşma sağlanamadığı ve oluşan flokların zayıf ve çökebilirliklerinin düşük olduğu şeklinde açıklanabilir. Bulanıklık ve TOK giderim performansları birarada düşünüldüğünde 60 mg/lt demir(III)- klorür dozunun en iyi doz olduğu sonucuna varılmıştır.

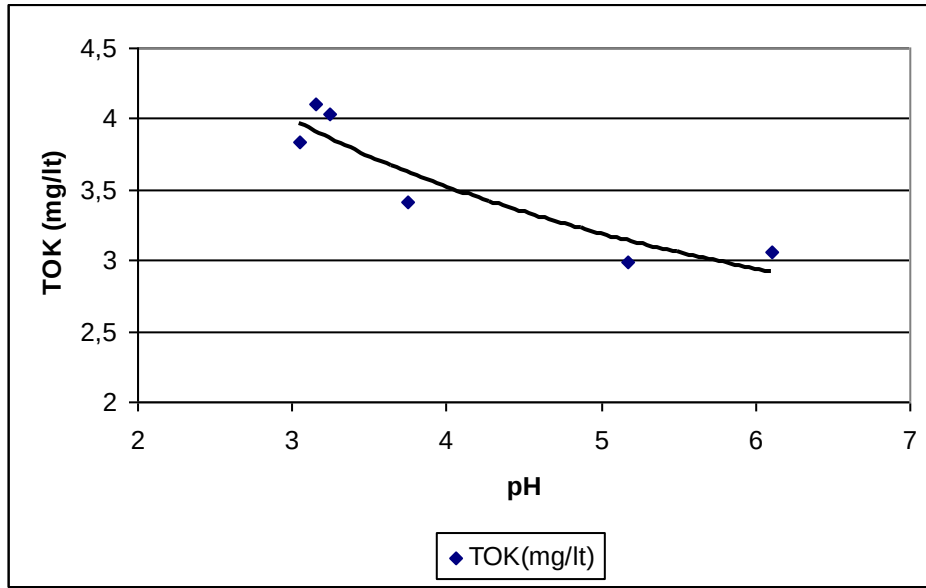


Şekil 7.6 Demir(III)-klorür Dozuna Bağlı TOK ve pH Değişimi
(Hamsu TOK:5,102 mg/Lt, pH: 7,98, Sıcaklık: 4,6 °C)



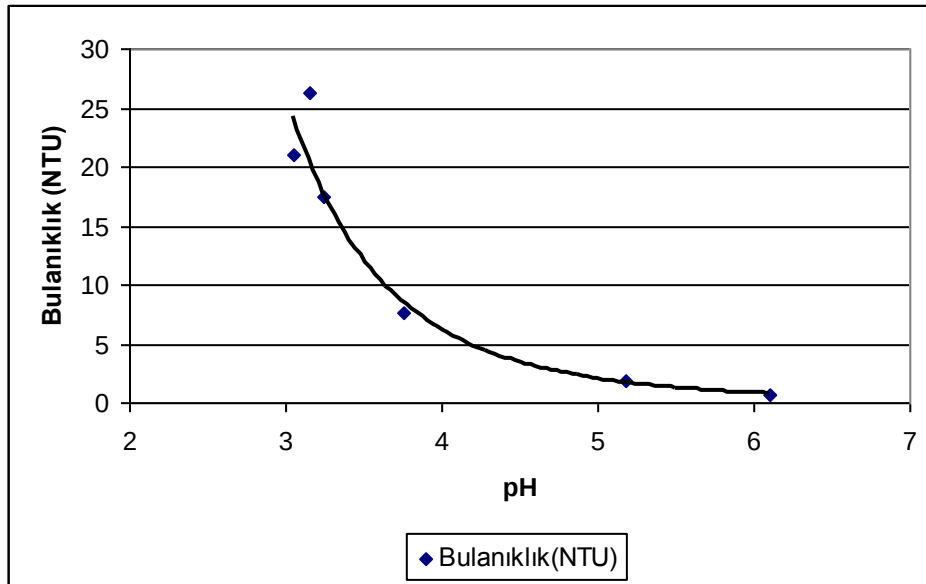
Şekil 7.7 Demir(III)-klorür Dozuna Bağlı Bulanıklık Değişimi
(Hamsu bulanıklık:24,2 NTU)

Demir(III)-klorür koagülasyonunda en iyi arıtma pH'ının belirlenmesi amacıyla, bir önceki aşamada belirlenen en iyi demir(III)-klorür dozu 60 mg/Lt uygulanarak, pH 4'den 8'e kadar değiştirilmiş ve bu koşullarda jar-test deneyleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 7.8 ve 7.9'da verilmektedir.



Şekil 7.8 TOK'un pH ile Değişimi
(Hamsu TOK: 7,21mg/Lt, pH: 7,91 Sıcaklık: 4,8 °C)

En yüksek TOK giderimi için gerekli pH değerini belirleme çalışmalarında optimum pH 5,18 olarak belirlenmiştir. PH 5,18' de 7,21 mg/Lt'den 2,99'a azalma gözlenmiş olup bu değer %59 TOK giderimine karşılık gelmektedir. Doğal pH değeri olan 6,1 de ise bu değere çok yakın % giderim görülmüştür. pH 3-4 aralığında bulanıklık değerlerinin oldukça yüksek olması etkin flokleşmanın olmadığına göstergesidir.



Şekil 7.9 Bulanıklığın pH ile Değişimi
(Hamsu bulanıklık: 13,6 NTU)

Alüminyum-sülfat ve demir(III)-klorür çalışmasından elde edilen sonuçlar TOK giderimi açısından Tablo 7.3’de özetlenmiştir.

Tablo 7.3 Alüminyum-sülfat ve Demir(III)-klorür Koagülasyonunda Giderim Verimleri

Tarih	Parametre	Alüminyum-sülfat % giderim	Demir(III)-klorür % giderim	Tesis % giderim
12/12/2001	TOK	%27, 80 mg/lt pH=6,81		%28, alüminyum-sülfat dozu:30 mg/lt
01/02/2002	TOK	%45 ,80 mg/lt pH =5,94 mg/lt %40, 80 mg/lt pH=6,72(Asit ilavesiz)		%17, alüminyum-sülfat dozu:45 mg/lt
04.01.2002	TOK		%47 , 60 mg/lt pH=5,56	%42, alüminyum-sülfat dozu:50 mg/lt
18/01/2002	TOK		%59 60 mg/lt pH=5,18 %57 60 mg/l pH=6,1 (Asit ilavesiz)	%26, alüminyum sülfat dozu:50 mg/lt

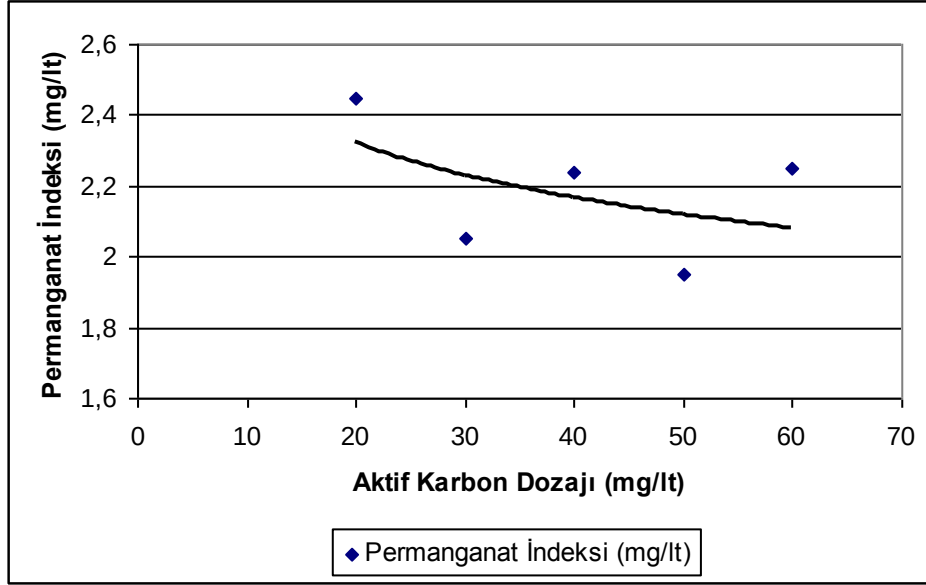
7.3 Aktif Karbon Çalışması

Aktif karbonun organik madde adsorpsiyonu üzerine etkisini araştırmak amacıyla Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi giriş suyuna toz aktif karbon uygulanmıştır. Aktif karbonun temas süresi 15 dakika olması gerektiğinden numuneler koagülasyon –flokülasyon kimyasal maddelerin ilavesinden önce 20 dakika hızlı karıştırma uygulanarak aktif karbona tabi tutuldu. Çökmeden sonra TOK cihazının işletmede olmaması nedeniyle permanganat indeksi ve bulanıklık tayinleri yapıldı.

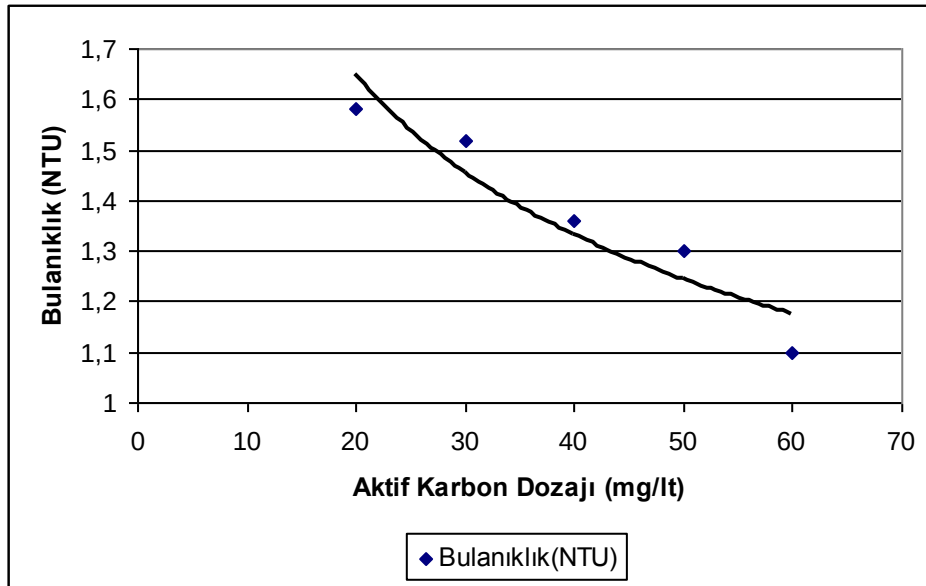
Aktif karbon çalışması iki aşamada yürütüldü. İlk aşamada aktif karbon ve demir (III)-klorür kombinasyonu 2. aşamada ise aktif karbon ve alüminyum-sülfat kombinasyonu değerlendirildi.

Çalışmanın ilk aşamasında alüminyum-sülfat + aktif karbon uygulamasında çalışmanın yapıldığı günlerdeki işletme şartlarındaki alüminyum dozu baz alınmıştır. Bu doz 40 mg/lt’dir. Aktif karbon doz tespiti amacıyla yürütülen ön çalışmada kullanılan 0-15 mg/lt aktif karbon dozunun %3 -%6’lık TOK giderimi sağlaması üzerine 2. aşamada 20-60 mg/lt aralığında doz uygulanmıştır. Aktif karbonsuz 40

mg/lt alüminyum sülfat dozunda hamsu permanganat indeksi 5,2 mg/lt'den 3,52 mg/lt'ye düşürülerek % 30 giderim sağlanmıştır. (Şekil 7.10) Yine bu dozda çökelme sonrası bulanıklık 15,5 NTU'dan 1,66 NTU'ya düşürülmüştür. (Şekil 7.11) 20 mg/lt aktif karbon ve 40 mg/lt alüminyum-sülfat kombinasyonunda ise çıkış permanganat indeksi 2,45'e düşürülerek giderim %21 artırılmıştır. Aktif karbon dozu 50 mg/lt'ye çıkarıldığında ise permanganat indeksi 1,95'e düşerek %61 giderim sağlanmıştır.

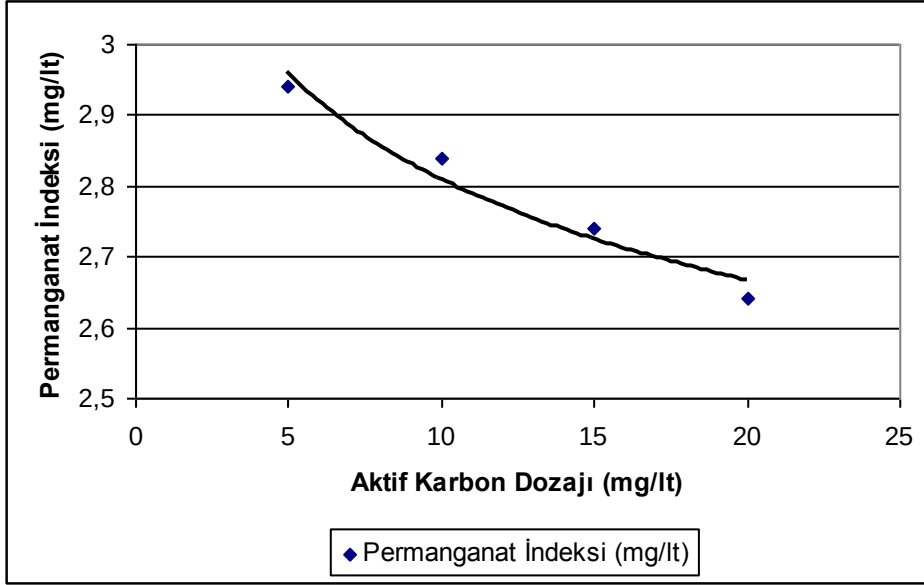


Şekil 7.10 Aktif Karbon ve Alüminyum-sülfat Kombinasyonunda Doza Bağlı Permanganat İndeksi Değişimi
(Hamsu Permanganat İndeksi :5,00 mg/lt, pH: 7,92, Sıcaklık: 12,7 °C)

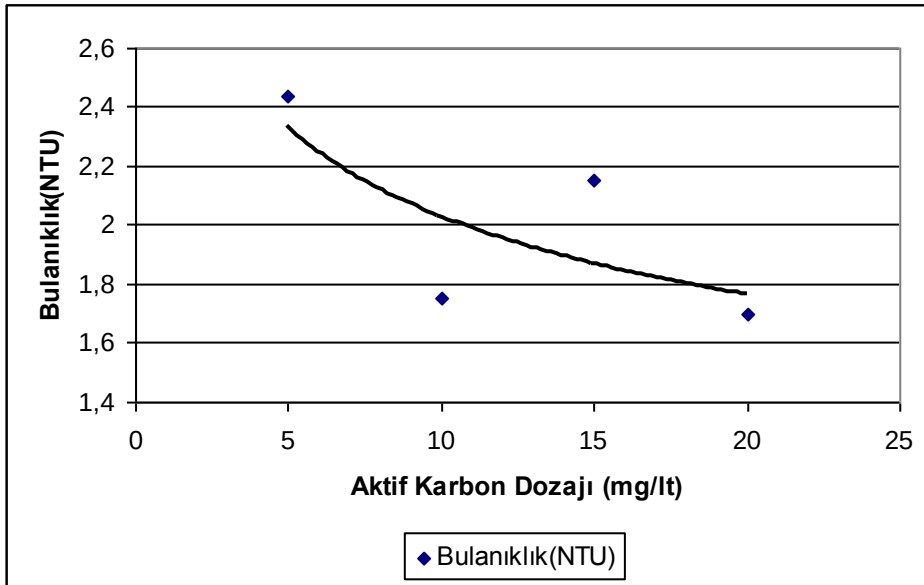


Şekil 7.11 Aktif Karbon ve Alüminyum-sülfat Kombinasyonunda Doza Bağlı Bulanıklık Değişimi (Hamsu Bulanıklık 15,5 NTU)

Çalışmanın 2.aşamasında demir(III)-klorür + aktif karbon kombinasyonunda ise demir(III)-klorür dozu çıkış pH'ı ve maliyet düşünülerek 20 mg/lt seçilmiştir. 20 mg/lt demir(III)-klorür hamsuyun permanganat indeksini 5,2 mg/l'den 3,14'e düşürmüştür. (Şekil 7.12) Bu dozdaki giderim % 40 iken 20 mg/lt aktif karbon kombinasyonunda ise permanganat indeksi 2,64'e kadar düşürülerek giderim %10 artırılmıştır. 20 mg/lt demir(III) klorür için kaydedilen çıkış pH'ı 6,36'dır.



Şekil 7.12 Aktif Karbon ve Demir(III)-klorür Kombinasyonunda Doza Bağlı Permanganat İndeksi Değişimi
(Hamsu Permanganat İndeksi :5,2 mg/lt, pH: 7,73, Sıcaklık: 11,9 °C)

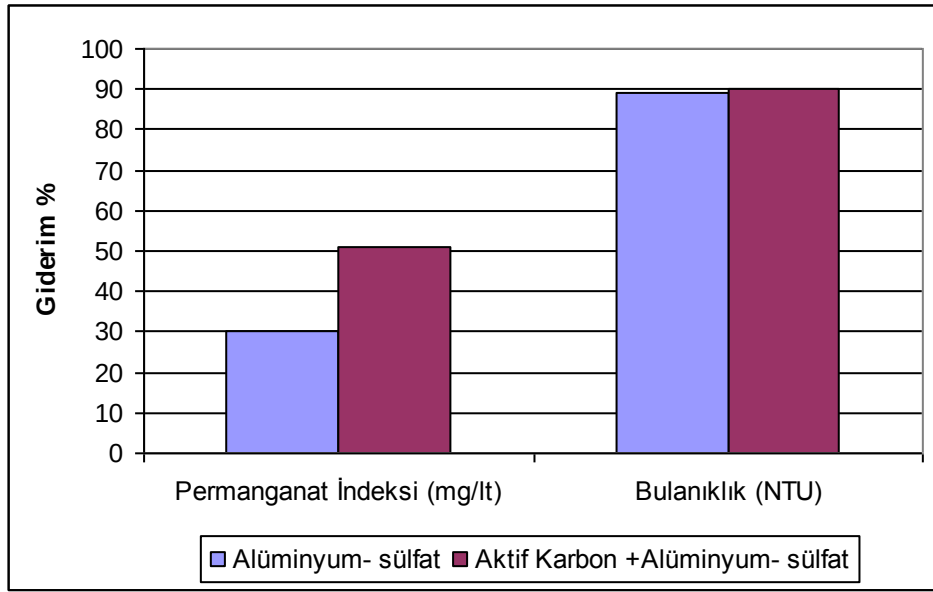


Şekil 7.13 Aktif Karbon ve Demir(III)-klorür Kombinasyonunda Doza Bağlı Bulanıklık Değişimi (Hamsu bulanıklık :10,5 NTU)

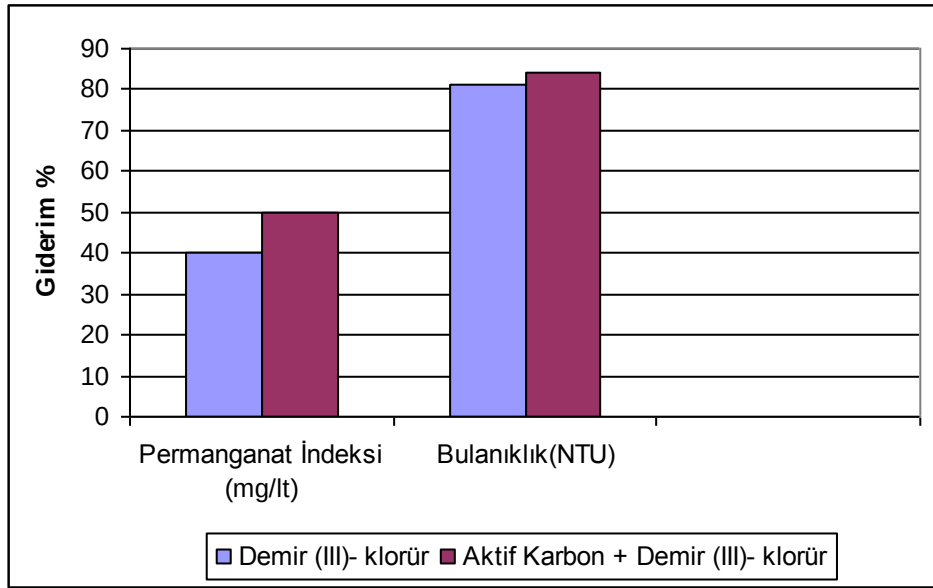
Aktif Karbon çalışmasındaki sonuçlar Tablo 7.4’de özetlenmiştir.

Tablo7.4 Aktif Karbon alışmasında Permanganat İndeksi ve Bulanıklık Giderim Verimleri

	Permanganat İndeksi (mg/l), % verim	Bulanıklık (NTU) (% verim)
Alüminyum-sülfat (mg/l)	30	89
Aktif Karbon+Alüminyum-sülfat	51	90
Demir (III)-klorür (mg/l)	40	81
Aktif Karbon + Demir(III)-klorür	50	84



Şekil 7.14 Aktif Karbon ve Alüminyum-sülfat Kombinasyonunda Bulanıklık ve Permanganat İndeksi Giderim Yüzdeleri



Şekil 7.15 Aktif Karbon ve Demir(III)-klorür Kombinasyonunda Bulanıklık ve Permanganat İndeksi Giderim Yüzdeleri

7.4 İstanbul İçme Suyu Arıtma Tesisleri'nde THM ve TOK Profilleri

7.4.1 THM Profilleri

İstanbul içme suyu arıtma tesislerindeki TTHM ve türlerinin mevsime bağlı değişimini tespit etmek amacıyla THM profilleri çıkarılmıştır.

Kağıthane: Türlerin dağılımında kloroform ve diklorobromometan miktarları birbirlerine yakın seviyelerde iken 3. sıralamada dibromoklorometanlar yer almaktadır. Türlerin dağılımında mevsime bağlı çok net farklılık görülmemektedir. Bromoform miktarı diğer tesislerle karşılaştırıldığında en düşük seviyededir. TTHM miktarı en yüksek seviyeye mayıs ayında 86,2 µg/l minimum seviyesine de ocak ayında 43,36 µg/l değeri ile ulaşmıştır.

Büyükçekmece: Ocak ve şubat aylarında THM türlerinin dağılımı kloroform>diklorobromometan>dibromoklorometan>bromoform=0 iken temmuz ve ağustos aylarında baskın türler dibromoklorometan ve onu izleyen bromoform'dur. Kloroform ise sonuncu sırada yer almaktadır. Bu bulgular Büyükçekmece suyunda türlerin dağılımının mevsime bağlı değiştiğini ortaya koymaktadır. Ayrıca yaz döneminde Büyükçekmece suyunda bromoformun ani artışı sudaki brom miktarının ciddi seviyeye ulaştığının göstergesidir. Bromoform miktarı temmuz ayında 20,7 µg/l ağustos ayında ise 29,6 µg/l olarak tespit edilmiştir. Bromoform miktarı yüksek olduğunda dibromoklorometanın diğer türlere göre ön safhada olduğu gözlenmiştir. Kasım ve aralık aylarında yine en baskın tür dibromoklorometan iken kasım ayında kloroform sıralamada sonuncu sırada yer almaktadır. Aralık ayında bromoform değerinde temmuz, ağustos ve kasım aylarına oranla düşme görülse de (8,15 µg/l) ocak ve şubatda ki 0 seviyesine inmemektedir. Türlerin toplama yansımalarına bakıldığında ise TTHM miktarı en yüksek seviyeye temmuz ayında 86,4 µg/l minimum seviyesine de ocak ayında 41,46 µg/l değeri ile ulaşmıştır.

İkitelli: Türlerin dağılımının mevsime yansımada İkitelli suyu Büyükçekmece suyu ile paralellik göstermektedir. Büyükçekmece olduğu gibi İkitelli'de de bromoform türü ocak ve şubat aylarında 0 ve 0'a yakın iken temmuzda kendisini göstermeye başlayıp ağustos, ekim ve kasım aylarında sırasıyla 4,8, 5 ve 5,63 µg/l seviyelerine kadar çıkmıştır. Ancak her iki tesis arasındaki artış kıyaslandığında İkitelli'deki 4,8'e karşılık Büyükçekmece suyunda %84'lük artış önemsenecek

seviyededir. (İkitelli ağustos: 4,8µg/lt Büyükçekmece ağustos: 29,6µg/lt) Bromoform İkitelli de maksimum seviyesine kasım ayında 5,63 µg/lt değeri ile ulaşmıştır. TTHM açısından bakıldığında maksimum seviyeye temmuz ayında 44,32 µg/lt minimum seviyeye aralık ayında 21,5 µg/lt değeri ile ulaşmıştır.

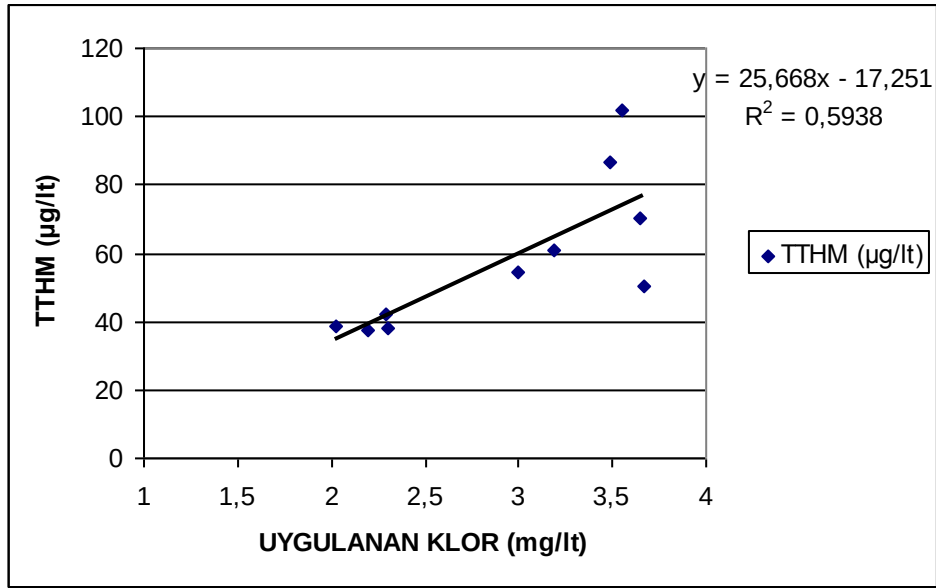
Ömerli: Türlerin dağılımı diklorobromometan >dibromoklorometan >kloroform ve bromoform olarak sıralanmaktadır. Türlerin dağılımındaki değişim önemsenecek oranda değildir. Bromoform miktarı tüm tesislerde şubat ayında 0 iken en yüksek seviyelere 3,9 µg/lt ile eylül ve kasım aylarında çıkmış olup, aralık ve ocak aylarında sırasıyla 0,33 µg/lt ve 0,9 µg/lt seviyelerine düşmüştür. En yüksek TTHM değeri eylül ayında 58,8 µg/lt en düşük ise aralık ayında 9,32 µg/lt olarak tespit edilmiştir.

7.4.2 TOK Profilleri

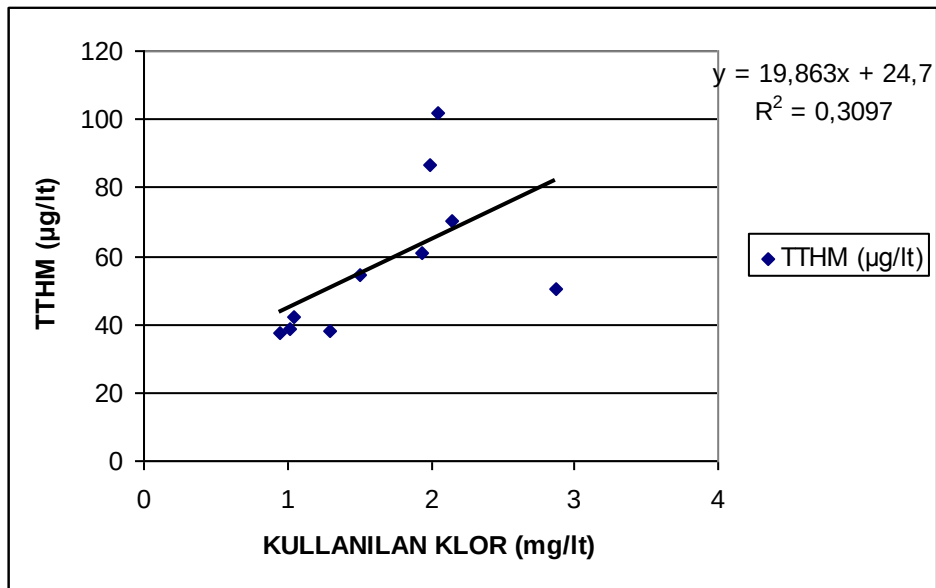
İstanbul içme suyu arıtma tesislerinde TOK miktarını ve mevsime bağlı değişimini belirlemek amacıyla TOK profilleri elde edilmiştir.

Hamsudaki organik madde içeriği kaynaktan kaynağa değişir. Elmalı hamsuyunda ortalama 8 mg/lt TOK konsantrasyonu ile maksimum seviyede iken Ömerli hamsuyunda TOK miktarı ortalama 4,5 mg/lt'dir. Diğer tesislerde ise ortalama TOK konsantrasyonu 5,5–6 mg/lt'dir. Genel olarak Elmalı hariç diğer tesisler kirlenmemiş su kaynağını temsil eder. (<6 mg/lt) [19] Her bir tesisdeki giderim yüzdeleri incelendiğinde hamsu TOK konsantrasyonu en yüksek olan Elmalı hamsuyunda giderim en yüksektir. (%50) Diğer tesislerdeki giderimler ise birbirine yakındır. (%25-%30) TOK miktarında mevsime bağlı kararlı bir değişim görülmemektedir. Tüm tesislerde hamsu TOK ile çıkış TOK değerleri paralellik göstermektedir.

Ayrıca Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nden elde edilen veriler doğrultusunda uygulanan ve kullanılan klor dozunun TTHM oluşumuna etkisi incelendi. TTHM ile uygulanan ve kullanılan klor dozu (ön klor ve son klor) arasındaki korelasyon sırasıyla Şekil 7.16 ve Şekil 7.17'de verilmiştir.



Şekil 7.16 TTHM ve Uygulanan Klor Dozu Arasındaki Korelasyon



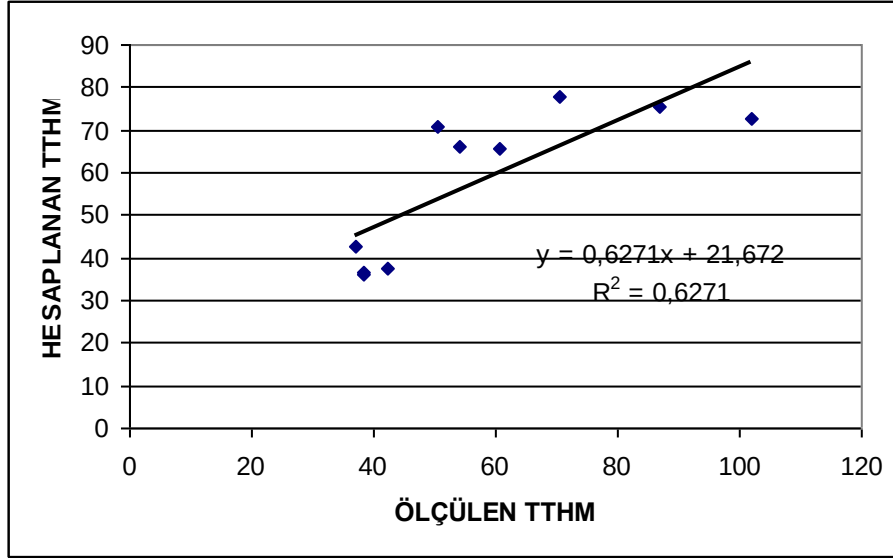
Şekil 7.17 TTHM ve Kullanılan Klor Dozu Arasındaki Korelasyon

Klor dozları ve TOK parametrelerine bağlı uygulanan multi-liner analizi sonucunda elde edilen eşitlikler aşağıda verilmiştir.

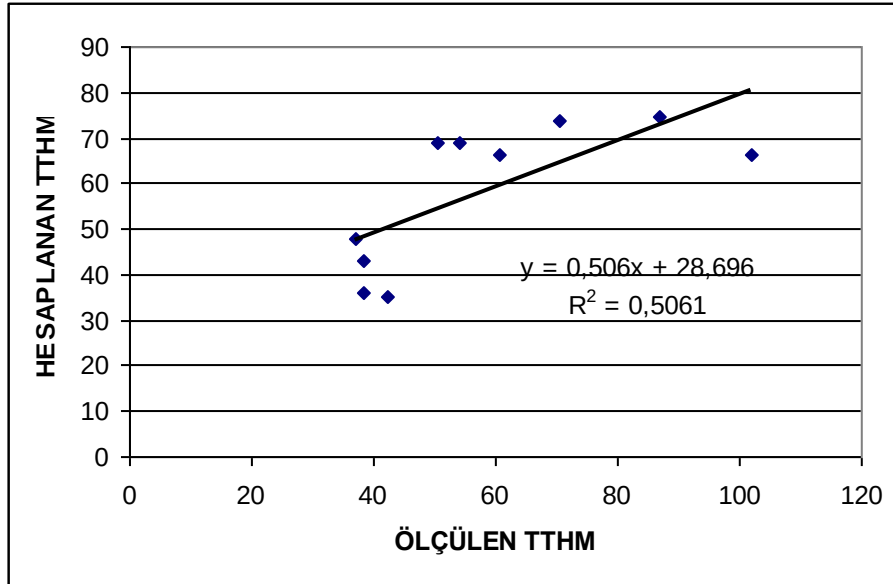
$$TTHM = -5,994 * \text{Hamsu TOK (mg/l)} + 21,242 * \text{Uygulanan klor (mg/l)} + 30,482$$

$$TTHM = -12,4701 * \text{Hamsu TOK (mg/l)} + 14,35 * \text{Kullanılan klor (mg/l)} + 106,2452$$

Yularıda verilen eşitlikler yardımıyla hesaplanan ve ölçülen TTHM değerleri Şekil 7.18 ve 7.19’ da gösterilmiştir.



Şekil 7.18 Uygulanan Klor ve TOK Parametrelerine Bağlı Hesaplanan ve Ölçülen TTHM



Şekil 7.19 Kullanılan Klor ve TOK Parametrelerine Bağlı Hesaplanan ve Ölçülen TTHM

8. SONUÇLAR

İçme sularında THM oluşumuna neden olan organik maddelerin gideriminin araştırıldığı bu çalışmada, Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nden alınan hamsu numuneleri üzerinde çalışılmış; alınan su numuneleriyle laboratuarda jar-test çalışmaları yapılmıştır. Deneysel çalışmanın ilk aşamasında koagülant madde olarak alüminyum-sülfat ve buna alternatif olarak demir(III)-klorür, ikinci aşamasında ise koagülasyon sürecine ilave olarak ileri arıtma teknolojilerinden biri olan aktif karbonun kullanılması durumunda organik madde giderimi değerlendirilmiştir.

Çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda ana hatları ile belirtilmiştir.

- Alüminyum-sülfat ile yapılan çalışmada doz 20-85 mg/l, pH ise 3-8 arasında değiştirilerek jar-testler yapılmıştır. Bu dozda hamsu TOK değeri 4,99 mg/l'ten 3,63'e düşürülerek %27 TOK giderimi sağlanmıştır. Çıkış bulanıklığında ise %91 bulanıklık giderimi ile 0,35 NTU değerine ulaşılmıştır. Etkin bulanıklık verimine 30 mg/l gibi çok daha düşük değerlerde ulaşmak mümkündür. Bu durum tasfiye tesislerinde koagülant madde dozajı belirlerken optimum dozajın sadece bulanıklık giderimi açısından değil, organik maddenin giderim verimi açısından da düşünülmesi gerektiği gerçeğini ortaya koymaktadır. Ayrıca bulanıklık giderimi için belirlenen optimum pH, organik giderimindeki pH'dan daha yüksektir. Çünkü ilave edilen koagülant maddenin asidik özelliğe sahip olması ve optimum bulanıklık için gerekli doz optimum TOK giderimi için gerekli dozdan daha düşük olması nedeniyle ortam pH'ı düşmektedir. Optimum pH, TOK parametresi için 6,81 iken bulanıklık için 7,31'dir. (Hamsu pH=8,4)

Birinci aşamada belirlenen en iyi doz (80 mg/l) uygulanarak en iyi pH belirleme çalışmasında optimum pH 5,94 olarak tespit edilmiştir. Bu değerde % 45 TOK giderimi sağlanarak TOK 7,47 mg/l'ten 4,14 mg/l'ye kadar düşmüştür. PH 3,86-5,5 değerlerinde elde edilen verimler oldukça sınırlı kalmıştır. Bu durum pH<5 ve pH>8 olduğunda hümik maddelerin destabilizasyonunun oldukça sınırlı olduğu düşüncesi

tarafından da desteklenmiştir. Asit ilave edilmeksizin ortam pH'ının 6,72 olması durumunda ise çıkış TOK değeri 4,45 olup giderim %40'dır. Giderimlerin yakın olması suyun alkalinitesinin çok yüksek olmayıp, yüksek alüminyum-sülfat dozundan kaynaklanan pH'daki doğal düşüştür.

- 20-110 mg/lt aralığında yürütülen demir(III)-klorür çalışmasında TOK ve bulanıklık giderimleri açısından optimum doz 60 mg/lt olarak belirlenmiştir. Bu dozda TOK 5,102 mg/lt'den 2,72 mg/lt'ye kadar düşürülmüş, böylece %47 oranında TOK giderimi sağlanmıştır. Hamsuyun pH değeri ise 5,56 olarak kaydedilmiştir.

İkinci aşamada yürülen çalışmada ise 60 mg/lt doza karşılık optimum pH 5,18 olarak belirlenmiştir. pH 5,18'de 7,21 mg/lt'den 2,99 mg/lt'ye azalma gözlenmiş olup bu değer %59 TOK giderimine karşılık gelmiştir.

- Aktif karbon çalışmasının ilk aşamasında 40 mg/lt alüminyum-sülfat ve 20 mg/lt aktif karbon kombinasyonunda çıkış permanganat indeksi 2,45'e düşürülerek % 51 giderim sağlanmıştır. Aktif karbon dozu 50 mg/lt'ye çıkarıldığında 1,95 mg/lt permanganat indeksi çıkışı ile %61 giderim sağlanmıştır. Çalışmanın ikinci aşamasında 20 mg/lt demir(III)-klorür ve 20 mg/lt aktif karbon kombinasyonunda permanganat indeksi 2,64 mg/lt'ye düşürülerek %50 giderim kaydedilmiştir. 20 mg/lt demir(III)-klorür için çıkış pH'ı 6,36'dır.
- Elde edilen sonuçlara göre, Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde organik madde giderilmesi amacına yönelik yapılan çalışmada; koagülant tipi, dozu ile yapılacak düzeltmelerle %30 TOK giderimi %59 düzeyine artırılabilir. Bulanıklık açısından ise her iki koagülant maddeninde yeterince etkin olduğu gözlenmiştir. Demir(III)-klorür alüminyum-sülfata göre organiklerin arıtımında daha etkin bir koagülant olarak ortaya çıkmaktadır. Bu sonuç, literatürdeki demir hidroksit floklarının adsorblama kapasitesinin daha fazla olduğu ve asidik özelliğinin fazla olması nedeniyle pH'ı daha fazla düşürmesinin adsorpsiyonu kolaylaştırıcı etki yaptığı düşüncesi ile uyusmaktadır. Ayrıca daha düşük koagülant dozlarında DOM giderimi sağlanmıştır. Ancak TSE 266 (1997)'e göre minimum çıkış pH 6,5 olmalıdır. Bu nedenle demir(III)-klorür ile koagülasyon korozyon kontrolü için pH artırımını gerektirdiğinden koagülasyon maliyetini artırır. Ancak pH'ı düşürmek çamur oluşumunu azaltması

avantajına sahiptir. Koagülant seçimi ve uygulanması gereken proses alternatiflerine karar verilirken maliyet analizi yapılması gerekmektedir. Literatürde yapılan maliyet değerlendirilmesinde; su kalitesi bozuk büyük arıtma tesislerinde ekonomik açıdan ileri arıtma teknolojileri çekici iken, küçük tesislerde geliştirilmiş koagülasyon tercih edilir düşüncesi yer almaktadır. Ozon ve aktif karbon gibi ileri arıtma alternatifleri yatırım maliyeti ve işletme için gerekli personel ihtiyacı nedeniyle küçük arıtma tesislerinde her zaman uygulanamaz. Demir(III)-klorür ile koagülasyonun geliştirilmesi ileri arıtma teknolojileri kadar etkili bulunmuştur. Ancak geliştirilmiş koagülasyon ile organik madde gideriminde koagülant dozlarını artırırken minimum demir ve çıkış pH'ı da dikkate alınmalıdır. Çıkış pH<4 ise demir ve mangan çözünürlüğü meydana gelir.

- Farklı günlerde tesisdeki mevcut durumu tespit amacıyla yapılan ölçümlerde; giderim yüzdelerinin değişiklik göstermesi, hamsuyunu iki farklı su kaynağından temin eden Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nin debi değişikliğinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Çünkü TOK giderme verimliliğinin sudaki DOM karakterindeki değişikliklerden etkilendiği kabul edilir. Koagülant maddenin hidrofobik maddeleri gidermede hidrofilik maddelere göre aynı zamanda yüksek molekül ağırlıklı bileşikleri gidermede de düşük moleküler ağırlıklı olanlara göre daha etkili olduğu bilinmektedir.
- İstanbul içme suyu arıtma tesislerinde TTHM değerleri değerlendirildiğinde Kağıthane ve Büyükçekmece hamsuyu en yüksek değerleri gösterirken sırasıyla 86,2 µg/l ve 86,4 µg/l, Ömerli ve İkitelli suyu ise en yüksek konsantrasyonlara 58,8 ve 44,32 µg/l değeri ile ulaşmıştır. Ancak Avrupa Birliği standartlarındaki (AB) maksimum TTHM seviyesi 100 µg/l gözönüne alındığında en yüksek değer olan 86,2 µg/l dahi limit değerinin altında kalmaktadır. Bu sonuçlara bağlı olarak İstanbul içme suyu arıtma tesislerinde sağlık açısından TTHM potansiyel bir tehdit oluşturmamaktadır. Ancak türler bağımsız olarak değerlendirildiğinde Büyükçekmece'de bazı aylardaki ani bromoform artışı bromlu türlerin kloroforma göre daha fazla risk taşıması açısından dikkate alınmalıdır. Genel olarak türlerin mevsime bağlı değişimi paralellik göstermektedir. Tüm tesislerde en yüksek TTHM değerleri yaz aylarında gözlenmiştir.

- Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi'nde uygulanan ve kullanılan klor ile TTHM arasındaki korelasyon araştırılmıştır. TTHM oluşumunu etkileyen diğer etkenler ihmal edildiğinde TTHM ve uygulanan klor arasındaki korelasyon 0,594, TTHM ve kullanılan klor arasındaki korelasyon ise 0,3097 olarak bulunmuştur. TOK konsantrasyonu DYÜ oluşumunu etkileyen önemli faktörlerden birisidir. TOK miktarı arttıkça THM oluşumunun arttığı çoğu araştırmacılar tarafından ispatlanmıştır. Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Arıtma Tesisi için İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi'nden (İSKİ) elde edilen veriler sonucunda mayıs 2001 ve subat 2002 dönemleri için THM ve TOK arasında doğru orantılı bir ilişki kurulamamıştır. Beklenilmedik bu sonucun numune alma ve deneysel hatalardan kaynaklandığı düşünülmektedir.

KAYNAKLAR

- [1] **Bursill, D., Leeuwen, J.V. and Drikas, M.,** 2000. Problems Related to Particulate and Dissolved Components in Water –The importance of Organic Matter, IWA Conference “Innovations in Conventional and Advanced Water Treatment Processes, Amsterdam, September, 2000
- [2] **Tatar, D.,** 2001 Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Durultucuların İşletme Verimini Etkileyen Faktörlerin Araştırılması, Yüksek Lisans Tezi. İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [3] **Aydın, İ.,** 1999. İçme Suyunda Koagülasyon ile Organik Madde Giderilmesi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [4] **Singer, P.C.,** 1994. Control of Disinfection by Product in Drinking water, Journal of Environmental Engineering, **120(4)** 727-741
- [5] **Tokmak, B.,** 1999. Existing Situation in Ankara Water Distribution System in Terms of Total Trihalomethanes and Organic Matter, Yüksek Lisans Tezi, ODTÜ, Ankara
- [6] **Black, D.B., Harrington, G.W. and Singer, P.C.,** 1996. Reducing Cancer Risks by Improving Organic Carbon Removal, Jour.AWWA , **88(6)**, 40-52
- [7] **Saatçi A. M., Eroğlu,V.,** 2000. The Reduction in İstanbul Water Treatment Plants, IV International Conference Water Supply and Water Quality,Krakow, Poland, September 11-13
- [8] **Tinkilıç, N.,** 1993. Serbest Klor ve Toplam Organik Karbon Derişimlerinin İçme Sularında THM Oluşumuna Etkilerinin İncelenmesi, Doktora Tezi, Samsun
- [9] **Selçuk, H., Sarıkaya, H.Z. and Soyer. E.,** 2001. Drinking Water By-Product and İstanbul Perspective., 2001. IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15-19 October 2001

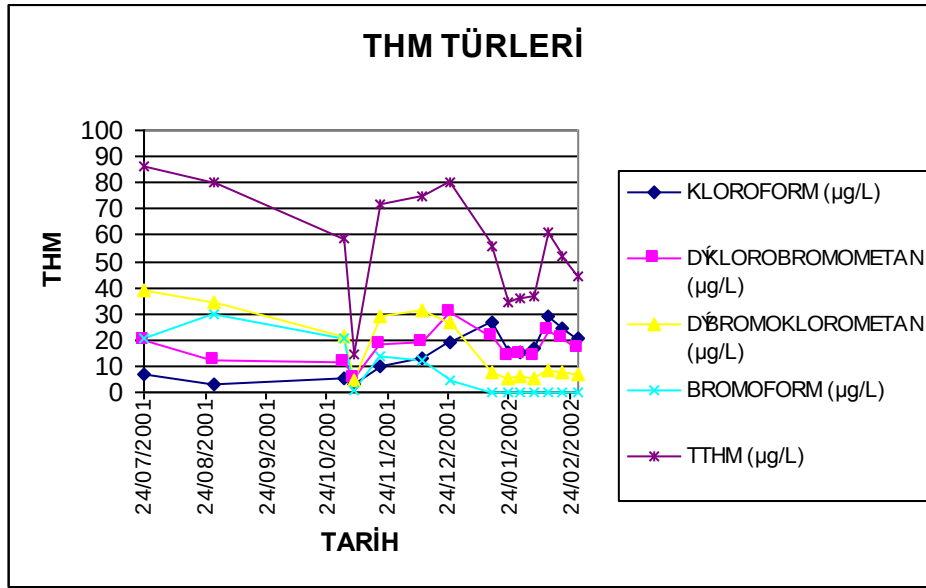
- [10] **Crozes, G., White, P. and Marshall, M.**, 1995. Enhanced Coagulation Its Effect on NOM Removal and Chemical Cost, Jour. AWWA, **87 (1)**, 78-89
- [11] **Heijman, S.G.J., Van Paassen, A.M., Vander Mer, W.G.J., Hopman, R.**, 2001. Adsorptive Removal Organic Matter during Drinking Water Treatment, IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15-19 October 2001
- [12] **Cadee, K., O'Leary, B., Smith, P., Bourke, M., Slunjski, M.**, 2000. World's First Magnetic Ion Exchange (MIEX) Water Treatment Plant to be Installed in Western Australia, Orica Watercare, American Water Works Association Conference, Denver, USA, Proceedings 11-15 June,

website: www.orica.com.au/watercare/index.html
- [13] **Nguyen H., Slunjski M., Bourke M., Drikas M.**, 1997. DOC Removal by MIEX Process: Scaling up & Other Development Issues, 1997. 17th Federal Convention, Australian Water & Wastewater Association, Proceedings, Melbourne, Australia, 16-21 March, 1997, s.373-379
- [14] **Slunjski M., Bourke M., O'Leary B.**, 2000. MIEX DOC Process for Removal of Humics in Water Treatment, Water Corporation of WA, International Humic Substances Society, Australian Chapter Seminar, 18 February 2000
- [15] **Cook, C.D. and Drikas, M.**, 2001. Laboratory Study of Conventional Alum Treatment versus MIEX Treatment for Removal of Natural Organic Matter, Australian Water Quality Centre; Proceedings of 19th Federal AWA Convention, Canberra, Australia, April 1-4
- [16] **Pirbazari, M., Badriyha Badri, V. and Ravindran, V.**, 1992. MF-PAC for Treating Waters Contaminated With Natural and Synthetic Organics Jour. AWWA, **84(12)**, 95-103
- [17] **Laine, J.M., Clark, M.M. and Mallevialle, J.**, 1990. Ultrafiltration of Lake Water: Effect of Pretreatment on the Partitioning of Organics, THMFP and Flux Jour. AWWA, **82(12)**, 83-87
- [18] **Koyuncu, İ.**, 2001. Nanofiltrasyon Membranları ile Tuz Gideriminde Organik İyon Etkisi, Doktora tezi İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul

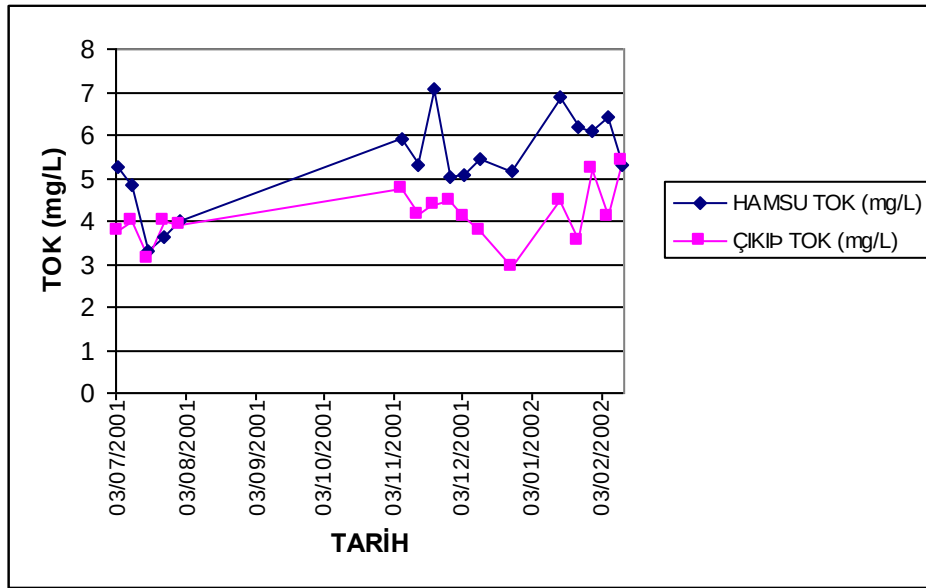
- [19] **Gür, O.**, 1999. Seasonal Variation of Characteristics and THMFP of Çamlıdere and Kurtboğazı Reservoir Waters, Yüksek Lisans Tezi, ODTÜ, Ankara
- [20] **Akar, A.**, 2000. İçme Suyu Kalitesi Açısından Kirlilik Parametrelerinin İrdelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, İ.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [21] **Bell-Ajy, Kimberly., Abbaszadegan, M., İbrahim, Eva., Verges, D.and Lechevalier, Mark.**, 2000. Conventional and Optimized Coagulation for NOM Removal, Jour.AWWA, **92(10)**, 44-58
- [22] **Cheng, R.C., Krasner , S.W.,Green, J.F. and Wattier, K.L.**, 1995. Enhanced Coagulation :A Preliminary Evaluation, Jour.AWWA ,**87(1)**, 91-103
- [23] **Eroğlu, V.**, 1991. Su Tasfiyesi , İstanbul Teknik Üniversitesi
- [24] **Krasner, S.W., and Amy, G.L** 1995. Jar test Evaluations of Enhanced Coagulation, Jour.AWWA **87(10)**, 93-107
- [25] **Owen, D.M., Amy , G.L., Chawhury, Z.K., Paode, R. and Viscosil K.**1995. NOM Characterization and Treatability, Jour.AWWA, **87 (1)**, 46-62
- [26] **Toröz, İ.**, İçme Suyunda Organik Madde Giderilmesi Basılmamış Ders Notu
- [27] **Tuncer, A ve Yetiş, Ü.**, 1995. Trihalometan Oluşumuna Neden Olan Organiklerin Koagülasyon Sürecinde Giderimi, SKKD **5(2)** 17-26

EKLER

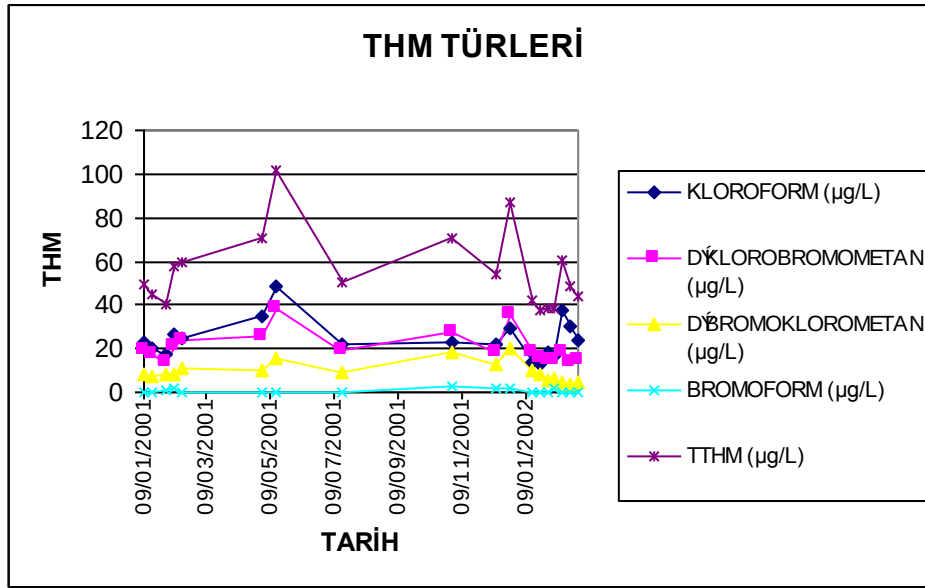
EK A



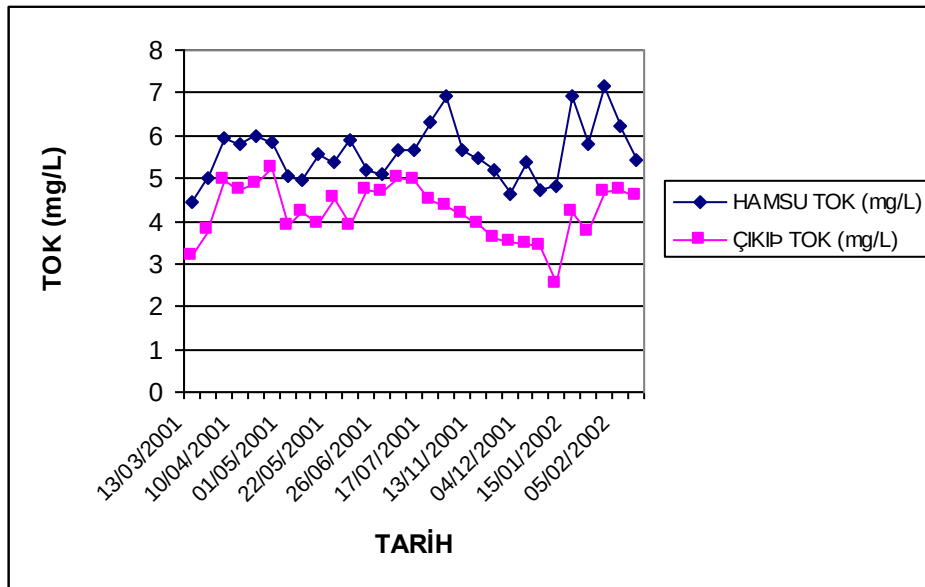
Şekil A.1: Büyükçekmece Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



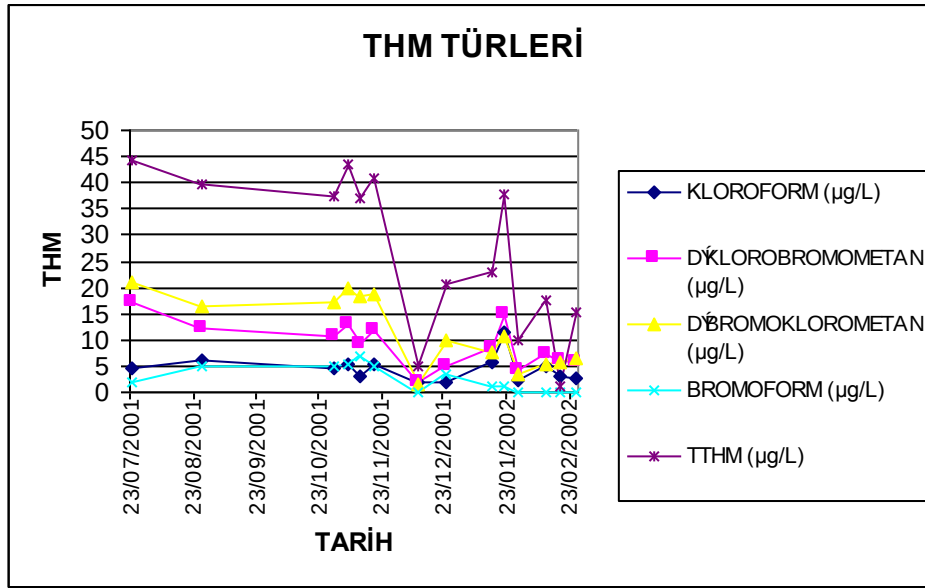
Şekil A.2: Büyükçekmece Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi



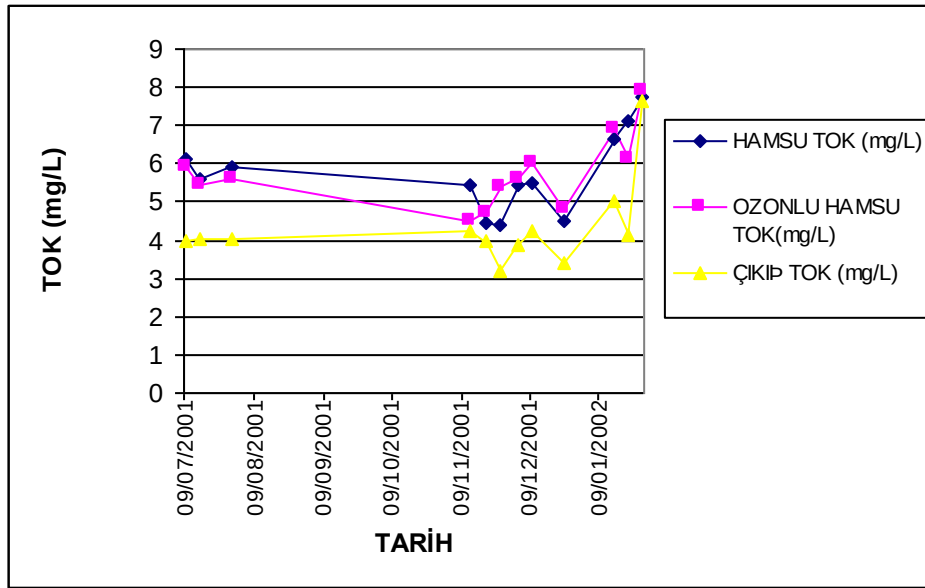
Şekil A.3: Kağıthane Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



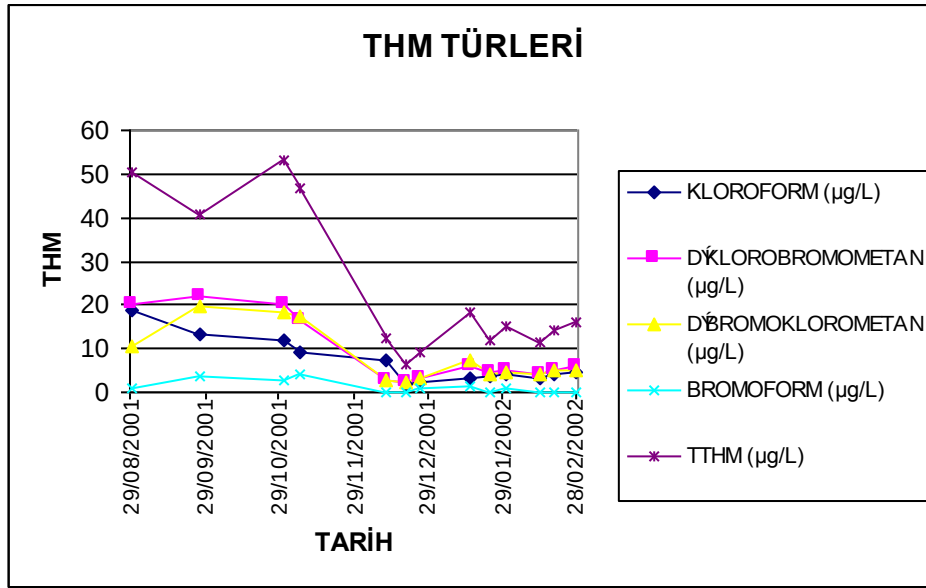
Şekil A.4: Kağıthane Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi



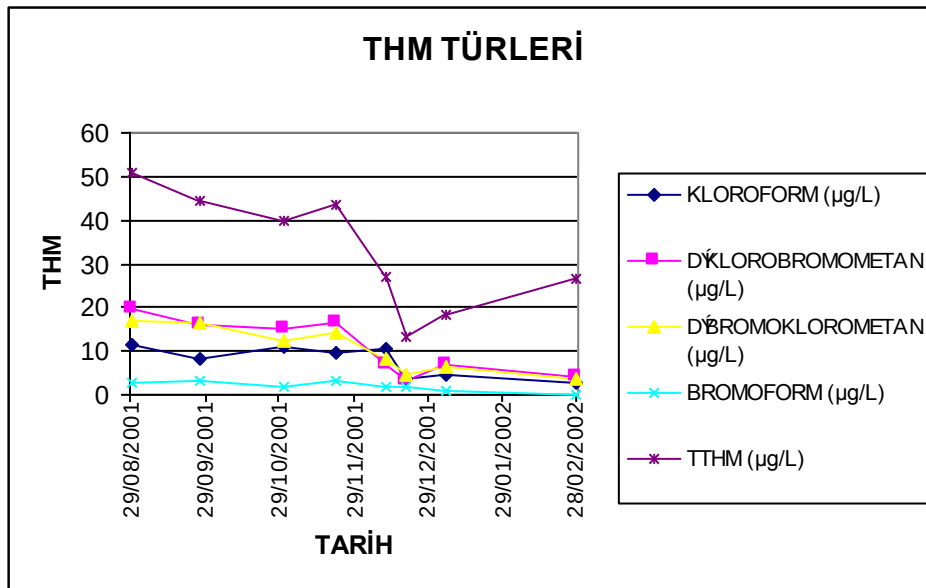
Şekil A.5: İktelli Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



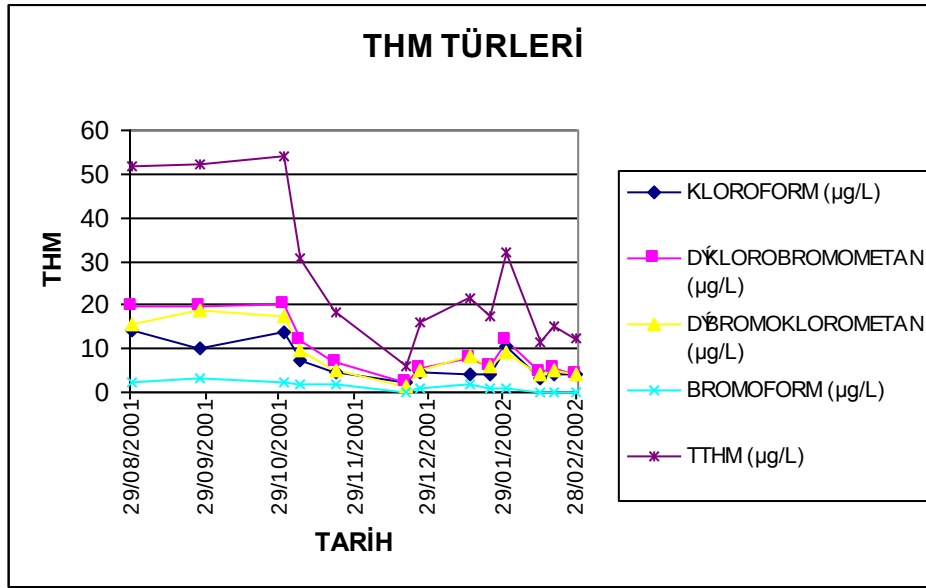
Şekil A.6: İktelli Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi



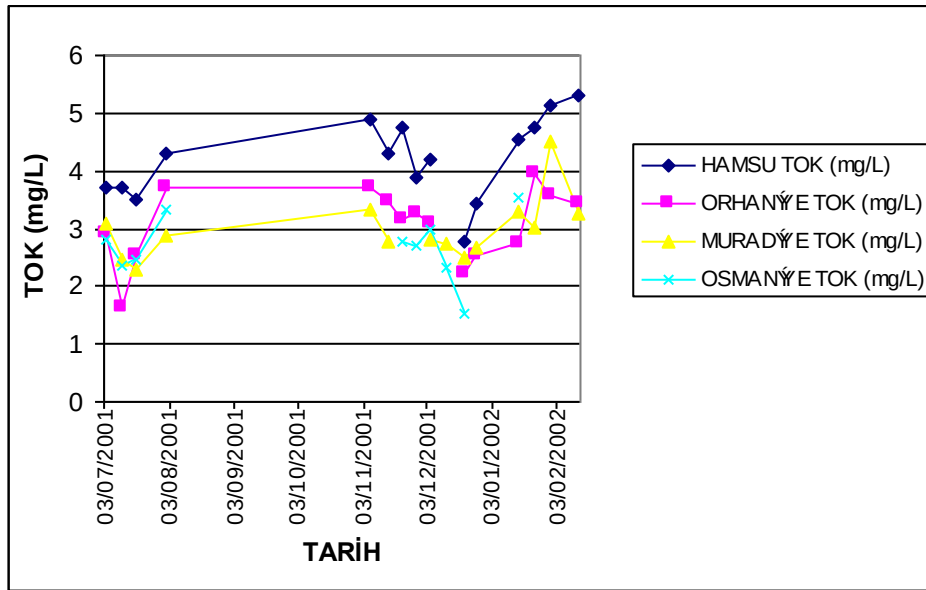
Şekil A.7: Ömerli Muradiye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



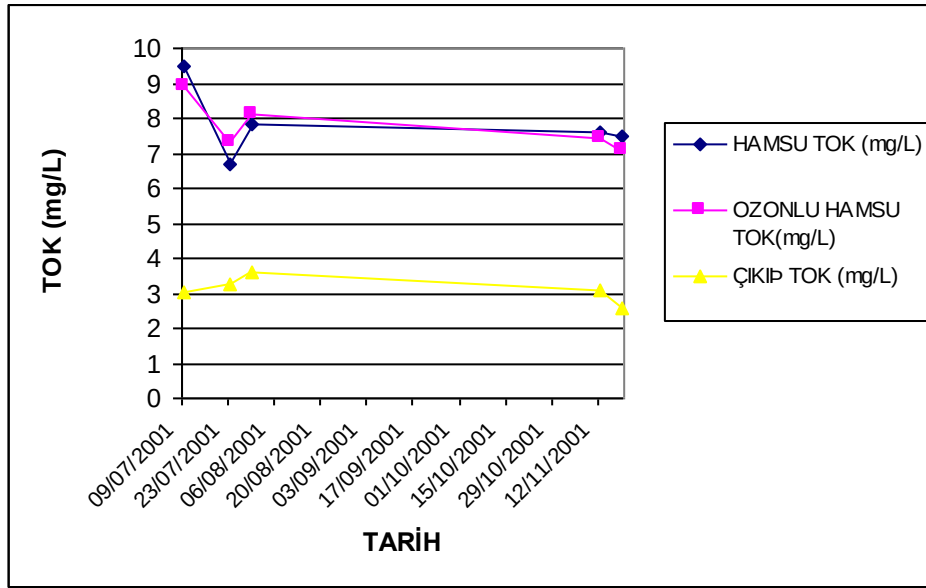
Şekil A.8: Ömerli Osmaniye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



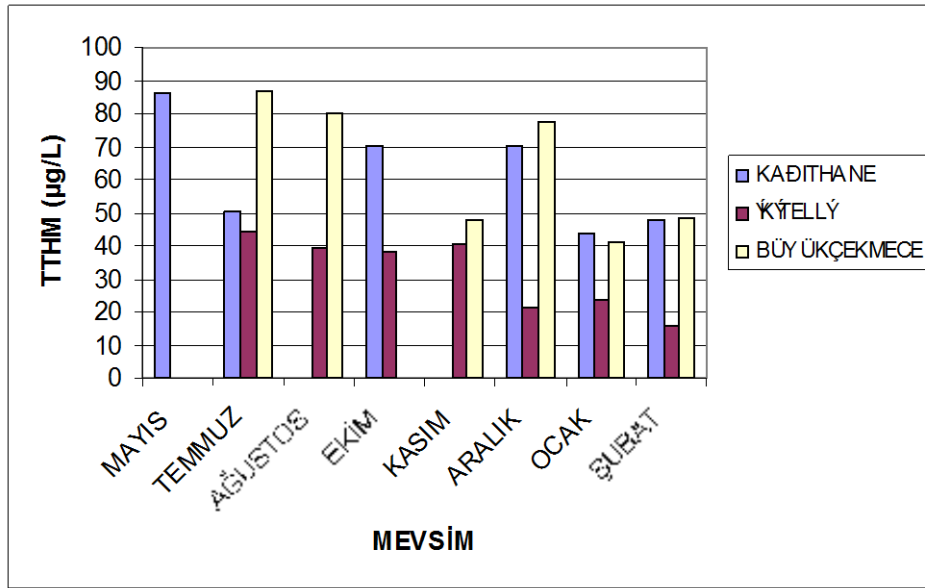
Şekil A.9: Ömerli Orhaniye Mevsime Bağlı TTHM ve THM Türlerinin Değişimi



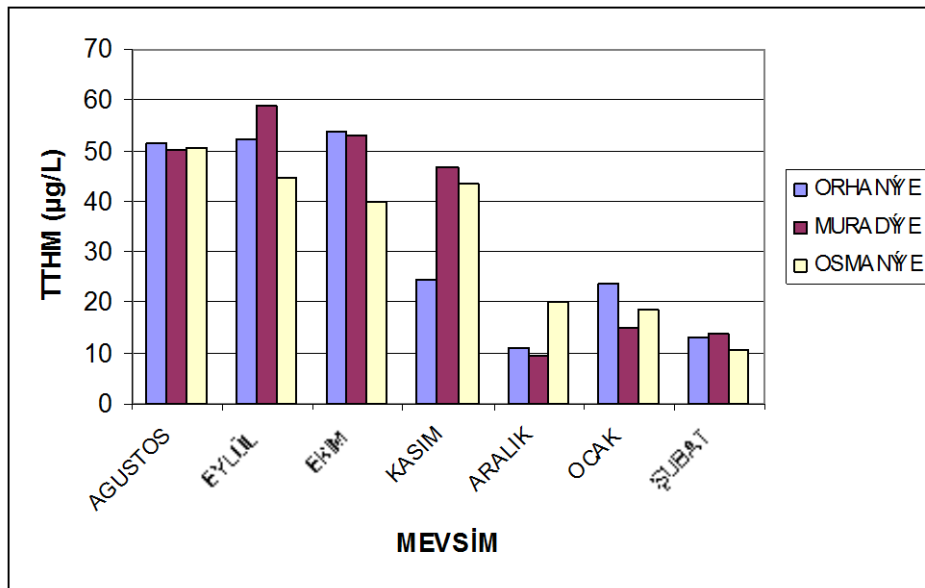
Şekil A.10: Ömerli Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi



Şekil A.11: Elmalı Mevsime Bağlı Hamsu ve Çıkış TOK Değişimi

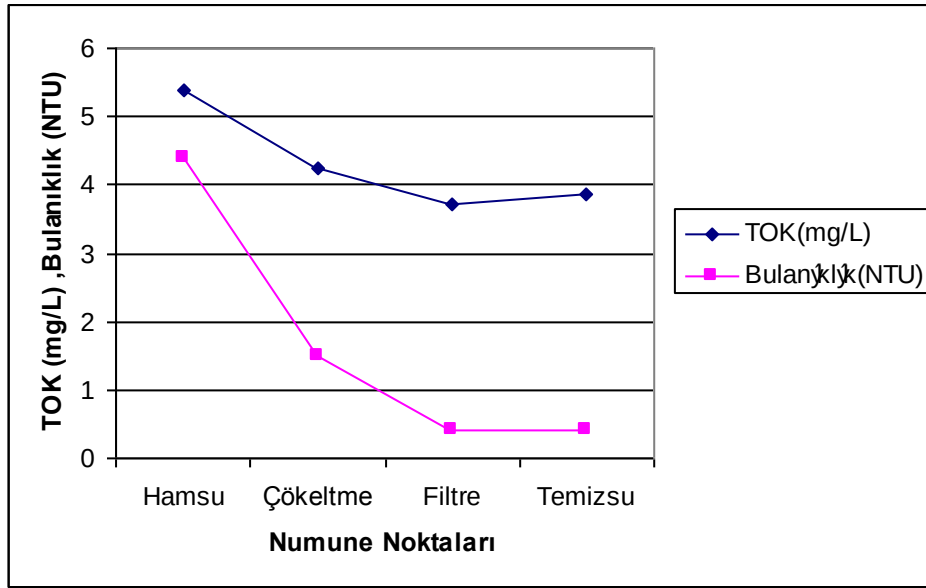


Şekil A.12 İstanbul İçme Suyu Arıtma Tesislerinde Mevsime Bağlı TTHM Değişimi

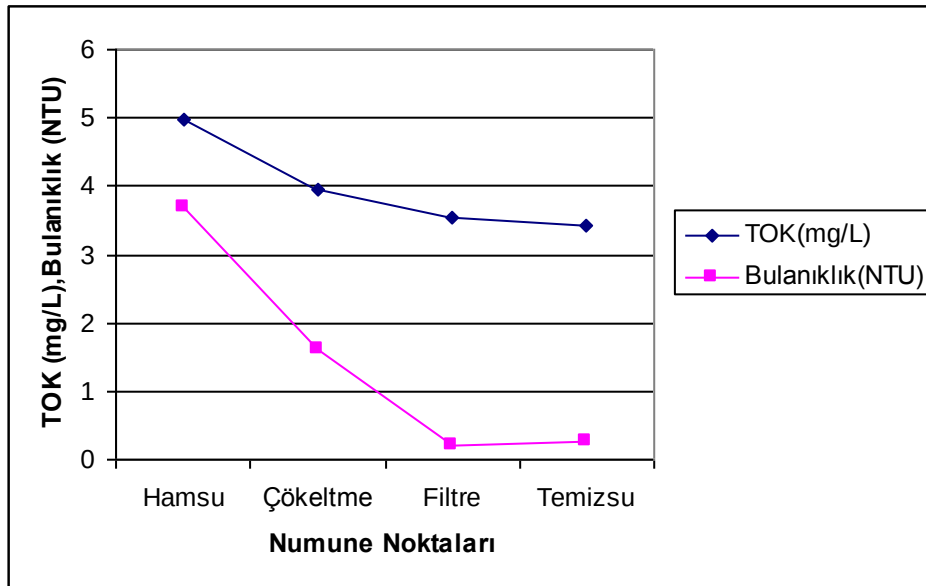


Şekil A.13 İstanbul Ömerli İçme Suyu Arıtma Tesisinde Mevsime Bağlı TTHM Değişimi

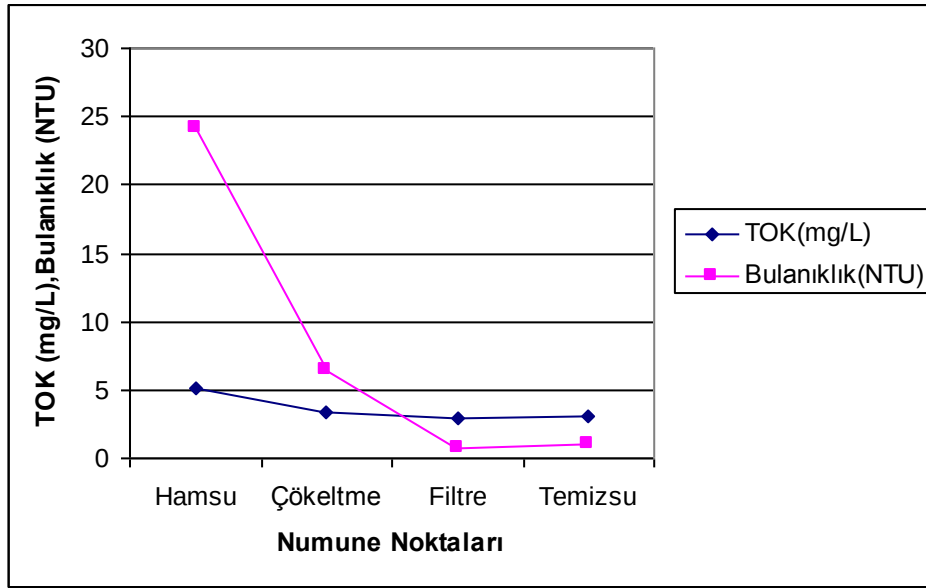
EK B:



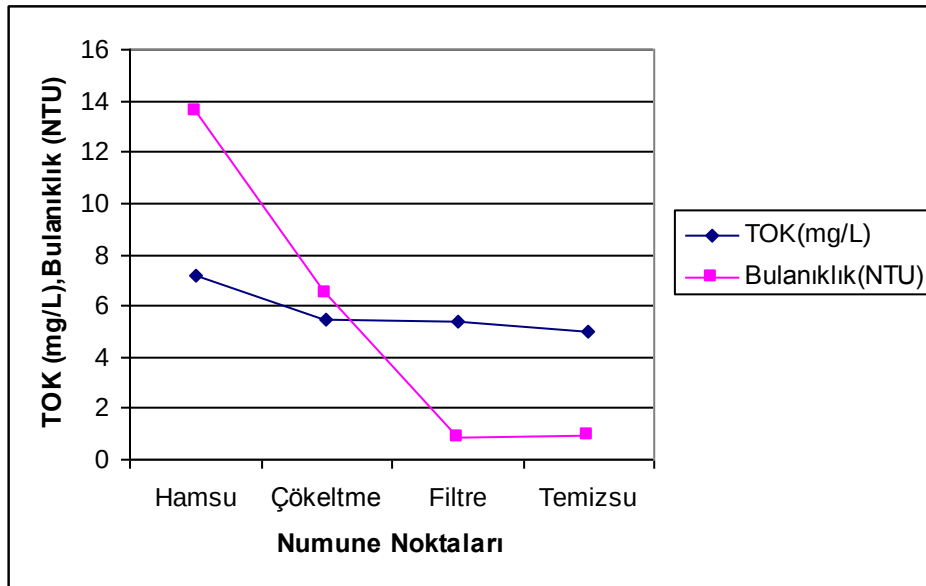
Şekil B.1: 07.12.2001 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi



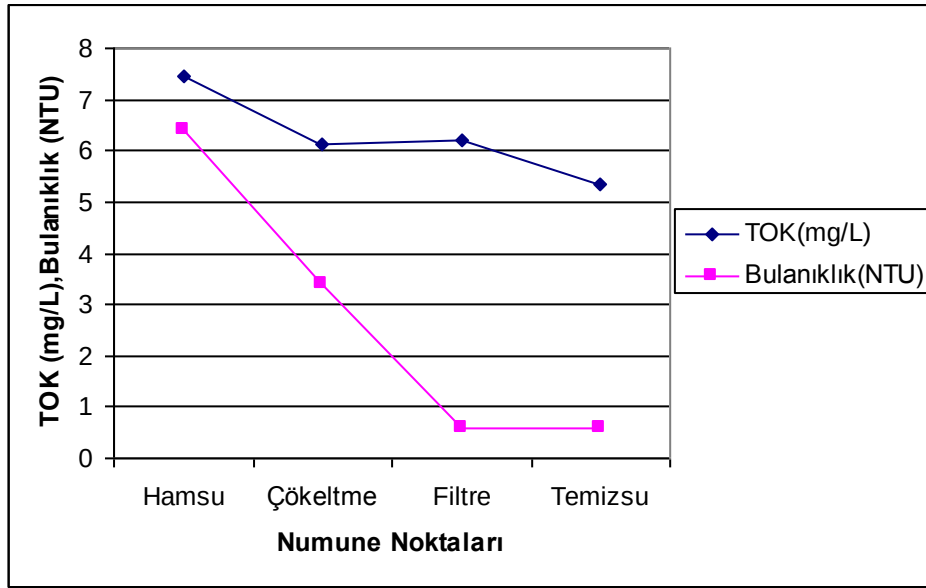
Şekil B.2: 12.12.2001 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi



Şekil B.3: 04.01.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi



Şekil B.4: 18.01.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi



Şekil B.5: 01.02.2002 Tarihli Numune Alma Noktalarına Bağlı TOK ve Bulanıklık Değişimi

EK C

Tablo C.1: Kağıthane TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
09/01/2001	22,7	18,9	8,3	0	49,9
16/01/2001	20,54	17,22	7,32	0	45,08
30/01/2001	17,72	13,91	7,96	0,8	40,39
06/02/2001	26,26	21,24	8,11	2	57,61
13/02/2001	25,15	23,49	10,98	0	59,62
01/05/2001	34,8	25,5	10,2	0	70,5
15/05/2001	48,17	38,38	15,34	0	101,89
17/07/2001	21,9	19,6	9,1	0	50,6
30/10/2001	22,6	27,4	18,2	2,3	70,5
11/12/2001	21,9	17,9	12,9	1,5	54,2
25/12/2001	29,1	35,6	20,4	1,8	86,9
15/01/2002	13,8	18,1	10,5	0	42,4
22/01/2002	12,9	15,9	8,4	0	37,2
29/01/2002	18,4	14,4	5,5	0	38,3
05/02/2002	16,1	14,4	6,5	1,4	38,4
12/02/2002	37,7	18,4	4,6	0	60,7
19/02/2002	30,6	14	3,5	0	48,1
27/02/2002	24	15,1	5	0	44,1

Tablo C.2: İkitelli TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
23/07/2001	4,42	17,01	20,94	1,95	44,32
27/08/2001	5,97	12,4	16,4	4,8	39,57
30/10/2001	4,7	10,8	17,04	5	37,54
06/11/2001	5,5	12,8	20	5,2	43,5
12/11/2001	3	9	18,5	6,7	37,2
19/11/2001	5,5	11,7	18,7	5	40,9
10/12/2001	1,9	1,8	1,4	0	5,1
24/12/2001	2	4,9	10,1	3,6	20,6
15/01/2002	5,6	8,4	7,8	1	22,8
21/01/2002	11,3	14,7	10,7	1,1	37,8
28/01/2002	2,1	4,2	3,5	0	9,8
11/02/2002	5	7,1	5,5	0	17,6
18/02/2002	3,2	6	5,8	0	1
26/02/2002	2,8	5,9	6,6	0	15,3

Tablo C.3: Büyükçekmece TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
24/07/2001	7	19,7	39	20,7	86,4
28/08/2001	3,3	12,3	34,6	29,6	79,8
01/11/2001	5,4	11,3	21,1	20,9	58,7
06/11/2001	3,4	5,3	4,4	1,1	14,2
20/11/2001	9,9	18,7	29	13,8	71,4
11/12/2001	12,6	19,11	31,36	12	75,07
25/12/2001	18,9	30,4	26,8	4,3	80,4
15/01/2002	26,69	21,5	7,3	0	55,49
23/01/2002	15,2	13,7	5,4	0	34,3
29/01/2002	14,9	14,6	6	0	35,5
05/02/2002	17,1	13,8	5,4	0	36,3
12/02/2002	28,9	23,6	8,5	0	61
19/02/2002	24,3	20,5	7,4	0	52,2
27/02/2002	20,79	16,7	6,84	0	44,33

Tablo C.4: Muradiye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
29/08/2001	18,6	20,1	10,7	1	50,4
26/09/2001	13,3	21,8	19,9	3,8	40,8
31/10/2001	11,9	20	18,4	2,8	53,1
06/11/2001	9,3	16,4	17,2	3,9	46,8
12/12/2001	7,1	2,7	2,7	0	12,5
20/12/2001	1,7	2,4	2,1	0	6,2
26/12/2001	2,1	3,1	3,1	1	9,3
15/01/2002	3,2	6	7,4	1,6	18,2
23/01/2002	3,5	4,6	4	0	12,1
30/01/2002	3,9	5,1	4,8	1,1	14,9
13/02/2002	3,3	4,1	3,9	0	11,3
19/02/2002	3,9	5,2	5	0	14,1
28/02/2002	4,8	6,1	5	0	15,9

Tablo C.5: Osmaniye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
29/08/2001	11,4	19,5	17,1	2,8	50,8
26/09/2001	8,3	16,2	16,7	3,4	44,6
31/10/2001	11	15	12,2	1,7	39,9
21/11/2001	9,5	16,6	14,3	3,1	43,5
12/12/2001	10,7	6,7	8,1	1,7	27,2
20/12/2001	3,5	3,4	4,6	1,7	13,2
05/01/2002	4,5	6,8	6,2	1	18,5
28/02/2002	2,9	3,9	3,8	0	26,5

Tablo C.6: Orhaniye TTHM ve THM Türleri Konsantrasyonları

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
29/08/2001	14,1	19,8	15,6	2,1	51,6
26/09/2001	10,3	19,6	18,8	3,4	52,1
31/10/2001	13,6	20,3	17,5	2,5	53,9
06/11/2001	7,4	11,9	9,8	1,7	30,8
21/11/2001	4,5	6,9	5,2	1,9	18,5
20/12/2001	2,2	2,2	1,4	0	5,8
26/12/2001	4,7	5,3	5,1	1,1	16,2
15/01/2002	4,1	7,6	8,2	1,8	21,7
23/01/2002	4,3	6,1	6,1	1,1	17,6
30/01/2002	10,5	11,7	9	1	32,2
13/02/2002	3	4,4	4,2	0	11,6
19/02/2002	4,3	5,7	5	0	15
28/02/2002	4,1	4,3	3,9	0	12,3

Tablo C.7: Kağıthane TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
OCAK	20,32	16,68	7,86	0,27	45,13
ŞUBAT	25,71	22,37	9,55	1	58,63
MAYIS	41,49	31,94	12,77	0	86,2
TEMMUZ	21,9	19,6	9,1	0	50,6
EKİM	22,6	27,4	18,2	2,3	70,5
ARALIK	25,5	26,75	16,65	1,65	70,55
OCAK	15,03	16,13	12,2	0	43,36
ŞUBAT	27,1	15,48	4,9	0,35	47,83

Tablo C.8: İkitelli TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
TEMMUZ	4,42	17,01	20,94	1,95	44,32
AĞUSTOS	5,97	12,4	16,4	4,8	39,57
EKİM	4,7	10,8	17,04	5	37,9
KASIM	4,67	11,16	19,06	5,63	40,52
ARALIK	10,6	3,35	5,75	1,8	21,5
OCAK	6,33	9,1	7,33	0,7	23,46

Tablo C.9 : Büyükçekmece TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
TEMMUZ	7	19,7	39	20,7	86,4
AĞUSTOS	3,3	12,3	34,6	29,6	79,8
KASIM	6,23	11,77	18,17	11,93	48,1
ARALIK	15,75	24,76	29,08	8,15	77,74
OCAK	18,93	16,6	6,23	0	41,46
ŞUBAT	22,77	18,65	7,04	0	48,46

Tablo C.10: Ömerli Muradiye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
AĞUSTOS	18,6	20,1	10,7	1	50,4
EYLÜL	13,3	21,8	19,9	3,8	58,8
EKİM	11,9	20	18,4	2,8	53,1
KASIM	9,3	16,4	17,2	3,9	46,8
ARALIK	3,63	2,73	2,63	0,33	9,32
OCAK	3,53	5,23	5,4	0,9	15,16
ŞUBAT	4	5,13	4,63	0	13,76

Tablo C.11: Ömerli Osmaniye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM (µg/L)
AĞUSTOS	11,4	19,5	17,1	2,8	50,8
EYLÜL	8,3	16,2	16,7	3,4	44,6
EKİM	11	15	12,2	1,7	39,9
KASIM	9,5	16,6	14,3	3,1	43,5
ARALIK	7,1	5,05	6,35	1,7	20,2
OCAK	4,5	6,8	6,2	1	18,5
ŞUBAT	2,9	3,9	3,8	0	10,6

Tablo C.12: Ömerli Orhaniye TTHM ve THM Türlerinin Mevsime Bağlı Değişimi

TARİH	KLOROFORM (µg/L)	DİKLOROBROMOMETAN (µg/L)	DİBROMOKLOROMETAN (µg/L)	BROMOFORM (µg/L)	TTHM
AĞUSTOS	14,1	19,8	15,6	2,1	51,6
EYLÜL	10,3	19,6	18,8	3,4	52,1
EKİM	13,6	20,3	17,5	2,5	53,9
KASIM	5,95	9,4	7,5	1,8	24,65
ARALIK	3,45	3,75	3,25	0,55	11
OCAK	6,3	8,47	7,77	1,3	23,84
ŞUBAT	3,8	4,8	4,37	0	12,97

Tablo C.13: Kağıthane Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları

TARİH	HAMSU TOK (mg/L)	ÇIKIŞ TOK (mg/L)
13/03/2001	4,425	3,193
20/03/2001	4,999	3,771
27/03/2001	5,959	4,936
10/04/2001	5,789	4,736
17/04/2001	5,972	4,861
24/04/2001	5,865	5,231
01/05/2001	5,074	3,896
08/05/2001	4,947	4,232
15/05/2001	5,549	3,937
22/05/2001	5,374	4,55
29/05/2001	5,873	3,894
12/06/2001	5,178	4,731
26/06/2001	5,113	4,667
03/07/2001	5,666	5,008
10/07/2001	5,666	4,96
17/07/2001	6,303	4,511
24/07/2001	6,921	4,345
06/11/2001	5,655	4,166
13/11/2001	5,474	3,926
20/11/2001	5,183	3,605
27/11/2001	4,62	3,524
04/12/2001	5,38	3,457
11/12/2001	4,724	3,425
25/12/2001	4,827	2,524
15/01/2002	6,912	4,231
22/01/2002	5,799	3,757
29/01/2002	7,136	4,698
05/02/2002	6,232	4,706
12/02/2002	5,419	4,583

Tablo C.14: Büyükçekmece Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları

TARİH	HAMSU TOK (mg/L)	ÇIKIŞ TOK (mg/L)
03/07/2001	5,26	3,789
10/07/2001	4,824	3,991
17/07/2001	3,321	3,127
24/07/2001	3,626	3,982
31/07/2001	4,021	3,92
06/11/2001	5,888	4,728
13/11/2001	5,325	4,161
20/11/2001	7,084	4,355
27/11/2001	5,036	4,478
04/12/2001	5,069	4,086
11/12/2001	5,429	3,768
25/12/2001	5,149	2,933
15/01/2002	6,868	4,442
23/01/2002	6,166	3,54
29/01/2002	6,095	5,212
05/02/2002	6,426	4,071
12/02/2002	5,292	5,405

Tablo C.15: İkitelli Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları

TARİH	HAMSU TOK (mg/L)	OZONLU HAMSU TOK (mg/L)	ÇIKIŞ TOK (mg/L)
09/07/2001	6,107	5,897	3,98
16/07/2001	5,582	5,433	4,004
30/07/2001	5,926	5,582	4,033
12/11/2001	5,434	4,51	4,26
19/11/2001	4,435	4,689	3,985
26/11/2001	4,394	5,368	3,176
04/12/2001	5,437	5,589	3,873
10/12/2001	5,493	6,038	4,226
24/12/2001	4,49	4,831	3,4
15/01/2002	6,65	6,882	5,003
21/01/2002	7,106	6,125	4,121
28/01/2002	7,727	7,903	7,621

Tablo C.16: Elmalı Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları

TARİH	HAMSU TOK (mg/L)	OZONLU HAMSU TOK (mg/L)	ÇIKIŞ TOK (mg/L)
09/07/2001	9,481	8,918	3,018
23/07/2001	6,695	7,295	3,263
30/07/2001	7,849	8,133	3,583
12/11/2001	7,617	7,439	3,081
19/11/2001	7,503	7,107	2,584

Tablo C.17: Ömerli Hamsu ve Çıkış TOK Konsantrasyonları

TARİH	HAMSU	ORHANIYE	MURADIYE	OSMANIYE
03/07/2001	3,726	2,916	3,095	2,802
11/07/2001	3,694	1,615	2,472	2,346
18/07/2001	3,5	2,531	2,305	2,469
01/08/2001	4,314	3,694	2,881	3,338
06/11/2001	4,879	3,717	3,336	-
14/11/2001	4,314	3,472	2,76	-
21/11/2001	4,758	3,164	-	2,771
28/11/2001	3,869	3,277	-	2,7
04/12/2001	4,193	3,078	2,819	2,998
12/12/2001	-	-	2,741	2,317
20/12/2001	2,768	2,212	2,489	1,539
26/12/2001	3,45	2,516	2,658	-
15/01/2002	4,528	2,73	3,299	3,523
23/01/2002	4,762	3,939	3,025	-
30/01/2002	5,134	3,573	4,509	-
13/02/2002	5,313	3,427	3,258	-

Tablo C.18: Kağıthane TTHM, Uygulanan Klor ve Bakiye Klor Konsantrasyonu

TARİH	UYGULANAN KLOR (mg/lt)	TTHM (µg/lt)	BAKİYE KLOR (mg/lt)
01/05/2001	3,65	70,5	1,5
15/05/2001	3,55	101,89	1,5
17/07/2001	3,67	50,6	0,8
11/12/2001	3	54,2	1,5
25/12/2001	3,49	86,9	1,5
15/01/2002	2,29	42,2	1,25
22/01/2002	2,2	37,2	1,25
29/01/2002	2,3	38,3	1
05/02/2002	2,02	38,4	1
12/02/2002	3,19	60,7	1,25

EK D:

Tablo D.1: 12.12.2001 Tarihli Alüminyum–sülfat Jar –Test Sonuçları

Koagülant miktarı(mg/lt)	TOK(mg/lt)	Bulanıklık(NTU)	PH
20	4,77	1,1	7,44
30	4,44	0,68	7,31
40	4,62	0,7	7,22
50	4,8	0,53	7,11
60	4,36	0,8	7,02
70	4,11	0,4	6,94
75	3,12	0,6	6,86
80	3,63	0,35	6,81
85	3,49	0,44	6,77

Tablo D.2: 04.01.2002 Tarihli Demir(III)-klorür Jar –Test Sonuçları

Koagülant miktarı(mg/lt)	TOK(mg/lt)	Bulanıklık(NTU)	PH
20	4,83	1,8	6,85
30	3,24	0,9	6,58
40	3,56	0,78	6,31
50	3,8	1,46	6
60	2,72	0,68	5,56
70	2,64	1,6	4,72
80	3,42	5,02	3,88
90	2,41	26,4	3,29
100	2,7	27,4	3,3
110	3,04	37,4	3,2

Tablo D.3: 18.01.2002 Tarihli Demir(III)-klorür Jar –Test Sonuçları

pH	TOK(mg/lt)	Bulanıklık(NTU)	Çıkış pH
7,91	3,06	0,7	6,1
4	4,11	26,2	3,15
5	3,84	21	3,05
6	4,03	17,5	3,24
7	3,41	7,62	3,75
8	2,99	1,9	5,18

Tablo D.4: 01.02.2002 Tarihli Alüminyum–sülfat Jar –Test Sonuçları

pH	TOK(mg/lt)	Bulanıklık(NTU)	Çıkış pH
7,9	4,45	0,7	6,72
4	7,51	6,5	3,86
5	5,5	5,5	4,3
6	4,32	0,88	5,52
7	4,14	0,71	5,94
8	4,29	0,6	6,52

Tablo D.5: 07.03.2002 Tarihli Alüminyum-sülfat + Aktif Karbon Çalışması Sonuçları

Koagülant tipi	Koagülant miktarı mg/lt	Permanganat İndeksi(mg/lt)	%giderim	Bulanıklık (NTU)
Alüminyum-sülfat	40	3,52	30	1,66
Alüminyum-sülfat + AK	40 +20	2,45	51	1,58
Alüminyum-sülfat + AK	40 +30	2,05	59	1,52
Alüminyum-sülfat + AK	40 +40	2,24	55	1,36
Alüminyum-sülfat + AK	40 +50	1,95	61	1,3
Alüminyum-sülfat + AK	40 +60	2,25	55	1,1

Tablo D.6: 21.03.2002 Tarihli Demir(III)-klorür + Aktif Karbon Çalışması Sonuçları

Koagülant tipi	Koagülant miktarı(mg/lt)	Permanganat İndeksi(mg/lt)	%giderim	Bulanıklık (NTU)
Demir(III)-klorür	20	3,14	40	2,03
Demir(III)-klorür + AK	20 + 5	2,94	44	2,44
Demir(III)-klorür + AK	20 +10	2,84	46	1,75
Demir(III)-klorür + AK	20 +15	2,74	48	2,15
Demir(III)-klorür + AK	20 +20	2,64	50	1,7

Tablo D.7: 07.12.2001 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi

	TOK(mg/lt)	Bulanıklık(NTU)	PH
Hamsu	5,38	4,4	8,07
Çökeltme	4,238	1,5	7,24
Filtre	3,722	0,4	7,25
Temizsu	3,866	0,4	7,25

Koagülant miktarı=30 mg/lt

Hamsu Sıcaklığı = 8,1 °C

Temizsu Sıcaklığı=7,8 °C

Tablo D.8: 12.12.2001 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi

	TOK(mg/l)	Bulanıklık(NTU)	PH
Hamsu	4,988	3,7	8,04
Çökeltme	3,947	1,6	7,47
Filtre	3,547	0,2	7,41
Temizsu	3,431	0,25	7,34

Koagülant miktarı=30 mg/l

Hamsu Sıcaklığı= 5,8 °C

Temizsu Sıcaklığı=5,3 °C

Tablo D.9: 04.01.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi

	TOK(mg/l)	Bulanıklık(NTU)	PH
Hamsu	5,102	24,2	7,98
Çökeltme	3,345	6,4	7,12
Filtre	2,937	0,7	7,15
Temizsu	3,061	1	7,1

Koagülant miktarı=40-45 mg/l

Hamsu Sıcaklığı= 4,6 °C

Temizsu Sıcaklığı=3,8 °C

Tablo D.10: 18.01.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi

	TOK(mg/l)	Bulanıklık(NTU)	PH
Hamsu	7,21	13,6	7,91
Çökeltme	5,5	6,5	7,24
Filtre	5,37	0,85	7,19
Temizsu	4,98	0,9	7,12

Koagülant miktarı=50 mg/l

Hamsu Sıcaklığı=4,8 °C

Temizsu Sıcaklığı=4,0 °C

Tablo D.11: 01.02.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki TOK, Bulanıklık, pH Değişimi

	TOK(mg/l)	Bulanıklık(NTU)	PH
Hamsu	7,47	6,4	7,89
Çökeltme	6,14	3,4	7,18
Filtre	6,21	0,6	7,12
Temizsu	5,36	0,6	7,06

Koagülant miktarı=45 mg/l

Hamsu Sıcaklığı=9,2 °C

Temizsu Sıcaklığı=8,3 °C

Tablo D.12: 07.03.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki Permanganat İndeksi, Bulanıklık, pH Değişimi

Bulanıklık(NTU)	Permanganat İndeksi (mg/l)	pH
15,5	5	7,92
2,55	-	7,28
0,75	-	7,25
0,8	3,2	7,28

Koagülant miktarı=40 mg/l

Hamsu Sıcaklığı=12,7 °C

Temizsu Sıcaklığı=12,2 °C

Tablo D.13: 21.03.2002 Tarihli Kağıthane Çelebi Mehmet Han İçme Suyu Tasfiye Tesisi Farklı Noktalardaki Permanganat İndeksi, Bulanıklık, pH Değişimi

Bulanıklık(NTU)	Permanganat İndeksi (mg/l)	pH
10,5	5,2	7,73
3,2	-	7,25
0,4	-	7,24
0,35	2,4	7,12

Koagülant miktarı=40 mg/l

Hamsu Sıcaklığı=11,9 °C

Temizsu Sıcaklığı=11,6

ÖZGEÇMİŞ

1977 yılında İstanbul’da doğdu. İlk, orta ve lise tahsilini İstanbul’da tamamladı. 1994 yılında yüksek öğrenime başladığı YTÜ İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden 1998 yılında mezun oldu. Aynı yıl İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Anabilim Dalında Yüksek Lisans Eğitimine başladı.