

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**SAPANCA GÖLÜ'NDE DEZENFEKSİYON YAN
ÜRÜNLERİNİN BELİRLENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Begüm SÜNBÜL

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ
Tez Danışmanı : Yrd. Doç. Dr. Füsun BOYSAN

Aralık 2014

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

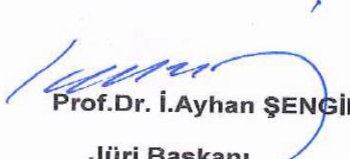
SAPANCA GÖLÜ'NDE DEZENFEKSİYON YAN
ÜRÜNLERİNİN BELİRLENMESİ


YÜKSEK LİSANS TEZİ


Begüm SÜNBÜL

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Bu tez 30 / 12 /2014 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.


Prof. Dr. İ. Ayhan ŞENGİL
Jüri Başkanı


Yrd. Doç. Dr. Füsün BOYSAN
Üye


Prof. Dr. Mustafa İMAMOĞLU
Üye

TEŞEKKÜR

Danışmanım Yrd. Doç. Dr. Füsun BOYSAN'a yüksek lisans tez çalışmam süresince yaptığı katkılardan dolayı teşekkür ederim. Önemli bilimsel görüşlerinin yanında gösterdikleri ilgi ve desteklerinden dolayı saygı değer hocam Prof. Dr. İ. Ayhan ŞENGİL'e teşekkür ederim.

Tezin laboratuvar çalışmalarındaki yardımlarından ve verilerin yorumlanmasındaki katkılarından dolayı Öğretim Görevlisi N. Pınar TANATTI ya teşekkür ederim.

Tezimin hazırlanması sırasında beni cesaretlendiren maddi ve manevi destek sağlayan değerli anneme teşekkür ederim. Her konuda sabırla yardımcı olan ablam İnşaat Yüksek Mühendisi Yrd. Doç. Dr. Ayşe Bengü SÜN BÜL ve ağabeyim Jeofizik Yüksek Mühendisi Dr. Fatih SÜN BÜL'e desteklerinden dolayı teşekkür ederim.

Bu çalışma, SAÜ BAP 2014-50-01-026 nolu proje ile desteklenmiştir. Bundan dolayı SAÜ Rektörlüğü'ne teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	ii
İÇİNDEKİLER	iii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ.....	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ	vii
TABLolar LİSTESİ	viii
ÖZET	ix
SUMMARY	x

BÖLÜM 1.

GİRİŞ	1
-------------	---

BÖLÜM 2.

LİTERATÜR ÇALIŞMALARINA GENEL BAKIŞ	7
2.1. İçme Sularının Dezenfeksiyonu Genel Bakış	7
2.2. Klor ile Dezenfeksiyon	7
2.2.1. Klor gazının kimyası	8
2.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri	9
2.3.1. Fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	10
2.3.2. Doğal organik maddeler ve yapılarının DYÜ oluşumuna etkisi.	11
2.4. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Sağlık Üzerine Etkisi.....	12
2.5. Doğal Organik Maddelerin Klorlanması Sonucu Gerçekleşen Kimyasal Reaksiyonlar	14
2.6. DYÜ Ölçümünde Yeni Yaklaşımlar	14
2.7. DYÜ Oluşumuna Etki Eden Faktörler	16
2.7.1. Organik madde bileşenlerinin DYÜ oluşumuna etkisi	16

2.7.2. PH parametresinin DYÜ oluşumuna etkisi	19
2.7.3. Sıcaklık parametresinin DYÜ oluşumuna etkisi	20
2.7.4. Klor dozu parametresinin DYÜ oluşumuna etkisi	21
2.7.5. Reaksiyon süresi parametresinin DYÜ oluşumuna etkisi.....	22
BÖLÜM 3.	
MATERYAL ve METODLAR	24
3.1. Materyal	24
3.1.1. Numune Alma	24
3.1.2. Kimyasal maddeler.....	24
3.2. Deneysel ve Analiz Metodları.....	26
3.2.1. Klorlama metodu ve sistemin hazırlanışı	26
3.2.2. TOK Analiz metodu	26
3.2.3. UV Absorbans analiz metodu	26
3.2.4. THM Analizleri	26
3.2.5. PH Analizleri.....	27
BÖLÜM 4.	
DENEYSEL ÇALIŞMA BULGULARI VE SONUÇLAR	28
4.1. Ön Değerlendirme.....	28
4.2. UV Spektrumları	29
4.2.1. Klorlanmış ham suların UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi.....	29
4.2.2. Klorlanmış ham suların UV spektrumlarının pH ile değişimi	31
4.3. THM oluşumuna etki eden faktörler.....	32
4.3.1. Klor dozunun ve reaksiyon süresinin THM oluşumuna etkisi.....	32
4.3.2. pH'ın THM oluşumuna etkisi	34
4.4. THM Türlerinin pH ve Eklenen Klor Miktarıyla Değişimi	36
BÖLÜM 5.	
SONUÇLAR VE ÖNERİLER	39

KAYNAKLAR.....	41
EKLER.....	49
ÖZGEÇMİŞ	57

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

ABD	: Amerika Birleşik Devletleri
BDCM	: Bromodiklorometan
CNCl	: Siyanojen Klorür
CFM	: Kloroform
ÇOK	: Çözünmüş Organik Karbon
DCAA	: Dikloroasetik Asit
DBCM	: Dibromoklorometan
DOM	: Doğal Organik Madde
D/DYÜ	: Dezenfektan / Dezenfeksiyon Yan Ürünleri
DYÜOP	: Dezenfeksiyon Yan Ürünleri Oluşum Potansiyeli
EPA	: Çevre Koruma Ajansı
FA	: Fulvik Asit
GC/MS	: Gaz Kromatografi / Kütle Spektrofotometresi
HAA	: Haloasetik Asit
HA	: Humik Asit
HANs	: Haloasetonitriller
HAAOP	: Haloasetik Asit Oluşum Potansiyeli
SUVA	: Spesifik Ultraviyole Absorbans
THM	: Trihalometan
TTHM	: Toplam Trihalometan
THMOP	: Trihalometan Oluşum Potansiyeli
TK	: Toplam Karbon
TOK	: Toplam Organik Karbon
USEPA	: Birleşik Devletler Çevre Koruma Ajansı
UV ₂₅₄	: 254 nm Dalga Boyunda Ölçülen Ultraviyole Absorbans
ΔUV ₂₇₂	: 272 nm'de Ölçülen Diferansiyel Ultraviyole Absorbans

ŞEKİLLER LİSTESİ

- Şekil 4.1. 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7) 29
- Şekil 4.2. 5 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7)..... 30
- Şekil 4.3. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7) 30
- Şekil 4.4. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının pH ile değişimi (12 saat) 31
- Şekil 4.5. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının pH ile değişimi (168 saat)32
- Şekil 4.6. 2-5-10 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış Sapanca Gölü ham sularında farklı reaksiyon sürelerinde oluşan TTHM konsantrasyonları (pH=7 ve t=1-168 saat) 33
- Şekil 4.7. Farklı klor dozlarında 2 mg/L(a) ,5 mg/L(b), 10 mg/L(c) klorlama işlemine tabi tutulmuş Sapanca Gölü suyunun farklı pH (4-5-6-7-8-9-10) larda ki TTHM miktarları..... 35
- Şekil 4.8. Farklı klor dozlarında 2 mg/L(a), 5 mg/L(b), 10 mg/L(c) klorlama işlemine tabi tutulmuş Sapanca Gölü suyunun farklı pH (5-7-9) larda ki THM türlerinin dağılımı37

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. THM'ların özellikleri.....	11
Tablo 2.2. Doğal organik madde fraksiyonları ve kimyasal grupları	12
Tablo 3.1. Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler	25
Tablo 4.1. Sapanca Gölü su kalite parametreleri	28
Tablo 4.2. pH 7'de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde meydana gelen TTHM miktarları.....	33

ÖZET

Anahtar kelimeler: Sapanca Gölü, trihalometanlar ve haloasetik asitler, klorlama, dezenfeksiyon yan ürünleri

Suların zararlı mikroorganizmalardan arındırılması amacıyla dezenfeksiyon uygulanmaktadır. İçme suyu arıtımında kullanılan en yaygın dezenfeksiyon yöntemi klorlamadır. Doğal organik madde (DOM) içeren suyun klorlaması sonucunda dezenfeksiyon yan ürünleri oluşmaktadır. Dezenfeksiyon yan ürünlerine (DYÜ) trihalometanlar (THM) ve haloasetik asitler (HAA) ler örnektir.

Bu deneysel çalışmada; Trihalometanlar ve haloasetik asitlerle ilgili deneysel çalışmalar yapmak üzere organik madde (DOM) oranı yüksek Sapanca Gölü'nden alınan su numuneleri laboratuvara getirilmiştir. Artan konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanlarla ortaya çıkan THM oluşum potansiyeli gözlemlenmiş ve numunelerde trihalometan araştırması yapılmıştır. Oluşum potansiyeli incelenen THM'lara etki eden pH, bekleme süresi ve dezenfektan miktarı gibi bazı faktörler de dikkate alınarak, bu faktörlerin etkilerinin hangi yönde olduğu araştırılması yapılmıştır.

Yapılan bu deney sonuçları göstermiştir ki; artan klor miktarıyla, pH ve bekleme süresiyle ortaya çıkan THM 'lar artmıştır.

Sonuç olarak, bu çalışma ile yukarıdaki bilgiler ışığında, gerek Türkiye'de gerekse yurtdışında faaliyet gösteren içme suyu arıtma tesisleri işletmecilerine ışık tutacak, ham su kaynaklarındaki organik maddelerin klorlanma işlemi sırasında ortaya çıkabilecek zararlı yan ürünlerin tür ve miktarca incelenmesi kolaylaşacaktır. Böylece klorun ham sudaki zararlı mikroorganizmalara, organik maddeye ve diğer parametrelere etki sırası göz önünde bulundurularak optimum konsantrasyonu belirlenebilecek ve en az THM oluşacak şekilde kullanımı gerçekleştirilebilecektir.

DETERMINATION OF DISINFECTION BY PRODUCTS IN SAPANCA LAKE

SUMMARY

Keywords: Sapanca Lake, trihalomethanes, haloacetic acids, chlorinate, disinfection by products.

In order to decontaminate insalubrious microorganisms in the water, disinfection has been performed. The most common disinfection treatments method used in drinking water is chlorination. Disinfection by products (DBP) is formed as a result of chlorination of water which contains natural organic matter (NOM). Disinfection by products are; such as, trihalomethanes and haloacetic acids.

In this study; for conducting experimental studies with trihalomethanes and haloacetic acids, water samples were gathered from Sapanca Lake, which has a high organic matter rate, then brought to the laboratory. The forming potential of THM which is being appeared by adding disinfection in increasing concentrations is observed and the investigation of THM in samples were conducted.

The results show that; with the increasing amount of chlorine, ph and the THM which emerges with the duration has increased.

In conclusion, since our results shows that, the administrative of drinking water treatment plants which operates either in Turkey or abroad, can be inspired such a study, that enable them to easily investigate the type and amount of insalubrious by products in pure water resources during chlorination of organic matter. Therefore, considering the gradual effect of chlorine on insalubrious microorganisms, organic matter and other parameters in pure water, the optimum concentration will be determined, hence minimum amount of THM will be used in processes.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Geçmiş tarihsel kayıtlar incelendiğinde insanlar yerleşim alanları olarak su kenarlarını, suyun en kolay elde edildiği kaynakların civarını ve akarsu boylarını tercih ettikleri görülmüştür. Suyun tüm canlıların hayatında çok önemli bir yer tuttuğu bilinmektedir.

Günümüzde yerküre nüfusunun %20'si güvenilir olmayan içme suyu kullanmakta, yılda yaklaşık 200 milyon insan su ile ilişkili hastalıklara yakalanmakta ve yılda 2 milyondan fazla kişi kirli sulara bağlı hastalıklar nedeniyle yaşamlarını yitirmektedir. Nüfus artışına paralel olarak artış gösteren içme suyu ihtiyacını karşılamak amacıyla, yüzey ya da yer altı su kaynaklarında elde edilen ham suyu içilebilir hale getirmeyi amaçlayan arıtma tesislerinde uygulanan arıtma işlemleri su içindeki mikroorganizma miktarında ciddi bir şekilde azaltabilmektedir. Ancak bu sistemden çıkan su, uzaklaştırılması gereken düzeyde hastalık yapıcı mikroorganizma içerebilmektedirler. Bu mikroorganizmaları insan sağlığına zarar vermemesi için dezenfeksiyon işlemi uygulanmaktadır. Suyla geçen enfeksiyonların önüne geçilmesi büyük ölçüde suyun dezenfekte edilmesi ile mümkündür (Ağra, 2005; Şengül, 2009; Balcı, 2013).

Tanım olarak suların dezenfeksiyonu; suyun içerdiği patojenik mikroorganizmaların farklı yöntemler yardımıyla arıtılarak, suyun güvenli içilecek duruma getirilmesi işlemidir. Klorlama, ozonlama ve ultraviyole radyasyonu (UV) içme suyu arıtımında uygulanan başlıca dezenfeksiyon yöntemleri olarak sayılabilir. Klor tüm dünyada en fazla kullanılan kimyasal dezenfektan madde olup, klorlama işlemi, ucuz olması ve dezenfektan etkisinin dağıtım şebekesinde de sürmesi nedeniyle en çok kullanılan yöntemdir. Oksidasyon potansiyeli çok yüksek olan ozon, klorun ham suda bulunan organiklerle reaksiyona girip istenmeyen tat ve kokuya yol açması söz konusu olduğunda daha uygun bir seçenek olarak kullanılabilir; ancak klora göre daha

pahalı ve içme suyu şebekesinde dezenfeksiyon etkisinin olmayışı nedeniyle kullanımını kısıtlamaktadır. Klorlama ve ozonlamadan daha etkin olan UV ise, büyük ölçekli işletmelerde tercih edilmemektedir (Gümüş ve Akbal, 2013).

İçme sularının dezenfekte edilmesi, su yolu ile bulaşan bir çok hastalığı engellemesine rağmen, klorun ve diğer dezenfektanların ham suda bulunan doğal yada insan kaynaklı organik maddelerle reaksiyonları sonucu dezenfeksiyon yan ürünü oluşmaktadır. DYÜ ise bazı yeni riskler yaratmaktadır. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri suyun kimyasal bileşiminde bulunan organik veya anorganik yapıların, dezenfektanlarla reaksiyonu sonucu oluşan yapılar olarak tanımlanır. DYÜ'lerin en çok bilineni ve üzerinde en çok çalışma yapılan bileşikler, dezenfektan olarak klor kullanılması ile oluşan Trihalometan'lardır. THM'ları kimyasal oluşumlarının iyi bilinmesi, oluşum kolaylığı ve sağlık üzerine etkileriyle ilgili verilerin mevcudiyeti, ölçüm kolaylığıdır (Balcı, 2013).

Arıtımı yapılacak ham sulardaki doğal organik maddeler, genelde hümik olan ve hümik olmayan maddelerden oluşmaktadır. Hümik maddeler; hümik asit, fülvik asit ve hüminlerden oluşan, amorf, asidik, aromatik, hidrofobik yapıda yüksek molekül ağırlıklı kompleks bileşiklerdir (Alkan ve diğ., 2007). Yapılan araştırmalar, arıtma tesislerinde dezenfeksiyon amaçlı kullanılan kimyasal maddelerin (dezenfektanların) birçoğunun organik maddelerle (hümik ve fülvik asitler) birleşmesi sonucu dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) meydana getirdiğini göstermektedir (Rook, 1974; Pontius, 1990; Batterman ve diğ., 2000; Yaman, 2010).

İlk olarak Ren Nehri suyundan arıtılarak, klorla dezenfeksiyonu yapılmış içme suyunda dezenfeksiyon yan ürünleri olarak tanımlanan kloroform ve diğer trihalometanlar tespit edilmiştir (Rook, 1974). Pek çok araştırma, THM'ların kanserojenik etkilerinin olduğunu ve yüzey sularının dezenfeksiyonu sonucu oluşmasında en büyük rolü doğal organik maddelerin büyük bir kısmını oluşturan hümik maddelerin (hümik asit ve fülvik asit) aldığını ortaya koymuştur (Babcock ve Singer, 1979; Urano ve diğ., 1983; Bekbölet ve Uyguner, 2005). Bunun yanında bazı çalışmalar ile de alg ve bakteri hücrelerinin, hücre içi faaliyet ürünleri ile bunların bozunmasıyla ortaya çıkan ürünlerin de THM oluşumunda hümik maddeler kadar

etkili oldukları sonucuna varılmıştır (Graham ve diğ., 1998). Hümik ve fülvik asitlerin klorlanması sonucu oluşan ve dezenfeksiyon yan ürünleri denilen THM'ların oluşumunda kullanılan dezenfektanın çeşidi, miktarı, suda bulunan asitlerin kompozisyonu ve miktarı, su sıcaklığı, mineral tuzların miktarı, brom iyonu konsantrasyonu, mevsim durumu, dezenfeksiyon süresi birer etkidir (Çapar ve diğ., 1998; Toröz ve diğ., 2005; Özdemir, 2009; Balcı, 2013).

Arıtılmış suda bu tür maddelerin (dezenfeksiyon yan ürünleri, THM) bulunmasının insan sağlığı için risk oluşturduğu ve kansere sebep olduğu birçok çalışmayla ortaya konmuştur (Attias, 1995; Chowdhury, 2013). USEPA tarafından listelenen ve kansere sınıflandırması yapılan organik kirleticiler içinde THM'lardan Kloroform, Bromodiklorometan ve Bromoform B grubuna dâhil edilmekte, yani muhtemel kanserojen madde olarak sınıflandırılmakta, Dibromoklorometan ise C grubuna, yani kansere sebep olma ihtimali bulunan madde olarak sınıflandırılmıştır (Pontius, 1990).

Yaygın bir şekilde kullanılan klor dezenfektanı ile organik maddelerin birleşmesi sonucu da DYÜ olarak, klorlu organik bileşiklerden olan haloasetik asitler ve trihalometanlar meydana gelmektedir (Uyak ve Toröz, 2007; Ağra, 2005; Özdemir, 2009) ki bunlardan THM'lar DYÜ'leri arasında en önemli olanlarıdır. Metan türevi olarak adlandırılan THM'lar metandaki (CH₄) hidrojen atomlarının yerine klor, brom ve iyot halojenlerinden bir veya birkaçının bağlanması ile oluşmaktadır (Şengül, 1995). En sık rastlanan THM bileşikleri; kloroform (CHCl₃), bromodiklorometan (CHBrCl₂), dibromoklorometan (CHBr₂Cl) ve bromoform (CHBr₃) olup, genellikle toplam (TTHM) olarak ifade edilmektedirler. Kloroform, içme suyunda en sık rastlanan ve miktarca en çok bulunan THM formudur. Bromür içeren ham suların klorlanmasıyla ise diğer THM türleri de oluşmaktadır (Elshorbagy ve diğ., 2000). THM'ların oluşumunda, dezenfektanın çeşidi ve miktarı, suda bulunan organik asitlerin kompozisyonu ve miktarı, su sıcaklığı, mineral tuzların miktarı, brom iyonu konsantrasyonu, mevsim durumu, dezenfeksiyon süresi birer etkidir (Graham ve diğ., 1998). Çoğu zaman klor dağıtım sisteminde arıtılmış suyun tüketicilere ulaşması sürecinde, suya sonradan karışması muhtemel bakteriyel kirliliklere karşı klor miktarı, kalıntı klor kalacak şekilde eklenir. Ancak su klorlamasının 1974'ten bu yana söz konusu olan DYÜ'lerini oluşturduğu bilindiğinden (Rook, 1974) olabilecek olumsuz

sağlık etkileri için büyük bir endişe oluşmuş, başta Amerika'da olmak üzere bu konuyla ilgili araştırma çalışmalarına yön verilmiştir (Simpson ve Hayes, 1998) ve günümüzde konuyla ilgili çalışmalar Dünya'nın birçok yerinde devam etmektedir.

Çeşitli sağlık örgütleri tarafından DYÜ'lerinin kanserojen olduğu tespit edilmiştir. Klorlama dezenfeksiyon yan ürünü olarak THM'ler, haloasetik asitler (HAA), haloasetonitriller (HAN) ve halopikrinler sayılabilir. Trihalometanların (THM) ve özellikle kloroformun suyun dezenfeksiyonu ile ilişkisi 1974'lerde ortaya konmuş ve suda doğal olarak bulunan çeşitli organik ve inorganik bileşenlerin dezenfeksiyon sonucunda dezenfeksiyon yan ürünleri (DYÜ) oluşturdukları belirlenmiştir. Dezenfeksiyon için ozonlama yapılması sonucunda bromat oluşurken, kloraminle dezenfeksiyon yapılması durumunda da N-Nitrosodimetilamin (NDMA) oluşmaktadır (Yaman, 2010).

American Water Works Association tarafından yapılan çalışmada araştırılan içme suyu arıtma tesislerinin %20'sinde dezenfeksiyon amacıyla klor-amonyak işleminin yapıldığı ortaya çıkmıştır (Luo, 2006). Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Örgütü (USEPA) Kasım 1979'da kabul ettiği bir talimata göre kloroformun kanserojen olduğunu belirtmiş ve içme suyunda kabul edilebilir maksimum Trihalometan konsantrasyonu seviyesini (MTHML) 100 µg/L olarak kabul etmiştir. Japon Sağlık Bakanlığının Mart 1981'de kabul ettiği değer MTHML 100 µg/L iken bu değer Kanada'da 350 µg/L, Almanya'da ise 25 µg/L olmaktadır (Galapete ve diğ., 1997).

Ülkemizde geçerli olan içme suyu standartlarında (TS 266) bu anlamda bir sınır bulunmamaktadır. 2005 yılında yürürlüğe giren İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik kapsamında TTHM konsantrasyonu 31 Aralık 2012 tarihine kadar 150 µg/L, bu tarihten sonra ise azaltılarak 100 µg/L olarak belirlenmiştir. Bu sebeple THM konsantrasyonunun şebekede analiz edilmesi ve konsantrasyonunun takip edilmesi gerekmektedir. Ülkemizde şu anda kloraminleme kullanılsa da THM konsantrasyonu ile ilgili getirilmiş olan sınırlamalar farklı dezenfektan arayışlarına yol açabilecektir. Özellikle ön oksidasyonun klor ile yapılması, yüksek THM konsantrasyonlarına yol açtığından, bazı içme suyu arıtma tesislerinde ozon ile ön oksidasyon yapılmakta ama bu işleminde özellikle deniz suyu girişiminin olduğu

durumlarda başka bir önemli DYÜ olan bromata yol açacağı bilinmektedir (Teksoy, 2006; Gök, 2007; Şengül, 2009).

Ayrıca bu bileşiklerin, anaerobik çamur çürütme ünitesinde performans düşüklüğüne veya yüksek derecede inhibisyona neden olduğu belirtilerek, nihayetinde bu bileşiklerin ünite faaliyetinin durmasına yol açmalarıyla insan hayatını dolaylı olarak olumsuz etkiledikleri de Swanwick ve Foulkes tarafından ortaya konmuştur (Teksoy, 2006).

Yapılan araştırmalarda THM'lerin mesane, bağırsak kanserine, gebelikte düşük doğum kilosu gibi olumsuz etkilere (Komulainen, 2004), üreme-gelişmeyle ilgili olumsuz etkilere (Batterman ve diğ., 2000), ve karaciğer, böbrek ve sinir sistemi üzerinde olumsuz etkilere sahip oldukları (Pontius, 1998) ortaya konmuştur. İnsanlar klorla dezenfekte edilen musluk sularını sadece içme suyu olarak değil, yemek pişirme, el-yüz yıkama, duş alma, çamaşırları yıkama, temizlik v.s. amaçlı da kullanırken THM'lara daha fazla maruz kalmaktadırlar (Wang ve diğ., 2006). Söz konusu DYÜ'leri bilinen olumsuz sağlık etkilerinden dolayı gelişmiş ülkelerde kontrol altına alınmaya çalışılmış ve içme suyu standartlarında Avrupa Birliği'nin 1995 yılında hazırladığı yönergeyle, kloroform değerinin 40 µg/L, ve bromodiklorometan değerinin 15 µg/L olması uygun görülmüştür (Kuivinen ve Johnson, 1999). USEPA, 1998 yılında içme suyu kalite standardı olarak TTHM değerinin ilk kademedede 80 µg/L olmasını, ikinci kademedede 40 µg/L'ye düşürülmesini öngörmüş, (USEPA, 1999), ilerleyen yıllardaki yasal düzenlemelerde ise söz konusu yan ürünlerin tür bazında değerlendirilmesi ve bunlardan bazıları için yeni sınır değerler getirilmesi konularında çalışmalar yapmıştır. Bu THM türlerinden kloroform için 70 µg/L değeri uygun görmüştür (USEPA, 2003).

Bu çalışmanın amacı, yukarıdaki bilgiler ışığında içme suyu arıtma tesislerinde, gerek Türkiye, gerekse başka ülkelerin arıtma tesisi işletmecilerine ışık tutacak, ham su kaynaklarındaki organik maddelerin klorlama işlemi sırasında açığa çıkarabileceği zararlı yan ürünlerin tür ve miktarca incelenmesidir. Böylece klorun ham sudaki zararlı mikroorganizmalara, organik maddeye ve diğer parametrelere etki sırası göz önünde

bulundurularak optimum konsantrasyonu belirlenebilecek ve en az THM oluşacak şekilde kullanımı gerçekleştirilebilecektir.

Bu çalışmada, insan sağlığı açısından bu denli önemli bir risk taşıyan THM'ların oluşumuna etki eden bazı faktörler de ele alınarak oluşum potansiyeli incelenmiştir.

BÖLÜM 2. LİTERATÜR ÇALIŞMALARINA GENEL BİR BAKIŞ

2.1. İçme Sularının Dezenfeksiyonu Genel Bakış

Bir suyun içerdiği hastalık yapıcı mikroorganizmaların en aza indirilerek güvenli kullanılabilir duruma getirilmesine suların dezenfeksiyonu denir. Özetle dezenfeksiyon suların hastalık yapıcı ve kirletici mikroorganizmalardan arındırılması işlemlerinin tümüne verilen addır.

İçme suyu arıtımında son adım olan dezenfeksiyon sayesinde suyun kalitesi standartlarda belirtilen değerlere getirilmekte ve kalıntılar ile dağıtım esnasında mikroorganizmaların üremesi kontrol altına alınmaktadır.

İçme suyu dezenfeksiyon prosesine temas süresi, kimyasal madde cinsi ve miktarı, fiziksel dezenfeksiyonun yoğunluğu ve yapısı, sıcaklık, mikroorganizma sayısı ve tipi, suyun özellikleri gibi birçok faktör etki eder.

2.2. Klor İle Dezenfeksiyon

Klor tüm yeraltı ve yüzeysel su arıtma sistemlerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Klorlama günümüzde içme suyu arıtımında kullanılan en önemli dezenfeksiyon yöntemlerinden biridir (Uyak ve diğ., 2007; Teksoy ve diğ.; 2008; Rubia ve diğ., 2008; Zoh ve diğ., 2009; Yaman, 2010; Balcı, 2013). Klorun yaygın olarak kullanılması patojenlerin büyük bölümünü yok etmesi, kolay ölçülebilen kalıntı bırakması ve ekonomik olarak hesaplı olmasından kaynaklanmaktadır. Fakat sudaki doğal organik ve inorganik bileşiklerle reaksiyona girmesi ve yan ürün meydana getirmesi, yüksek klor dozlarının tat ve koku problemine sebep olması klor kullanımını kısıtlayan nedenlerdendir.

Klor ile DOM arasındaki reaksiyonlar sonucunda insan sağlığı açısından kanserojenik bir etkiye sahip DYÜ oluşmaktadır (Uyak ve diğ., 2007; Chowdhury, 2013).

1979 yılında USEPA tarafından su arıtma tesislerinde kullanılan klor dozunu azaltmak veya alternatif dezenfektanlar (kloramin, klordioksit gibi) kullanılarak DYÜ oluşumunu kontrol etme çalışmalarına başlanmıştır (USEPA, 1999). Bugün hala birçok yerde klor dezenfektan olarak kullanılmasına karşılık kloramin ve klor dioksit gibi diğer dezenfektanlar da kullanılmaktadır.

Epidemiyolojik çalışmalar kanser ile DYÜ arasında yakın bir ilişki olduğunu göstermesine rağmen insan sağlığı açısından hangi DYÜ'nin daha zararlı olduğu konusundaki araştırmalar devam etmektedir.

2.2.1. Klor gazının kimyası (Özdemir, 2009)

Klor gazı su ile reaksiyona girdiğinde hızla hidroliz olur. Hidroliz reaksiyonu,



şeklinde gerçekleşmekte olup, işlemin tamamlanması, saniyenin onda biri kadar zamanda 18°C sıcaklıkta meydana gelmektedir. Eğer reaksiyon, bir su molekülünden ziyade OH⁻ iyonu ile klor molekülünün reaksiyonu sonucu meydana geliyorsa bu mekanizma en iyi şekilde reaksiyon hızı sabiti ile açıklanmaktadır. Bu mekanizmaya ait reaksiyon (2.2) denklem ile formüle edilmiştir;



İyonların çarpışması sonucu meydana gelen reaksiyonu gösteren çarpışma faktörü bu reaksiyon için 5×10^{14} 'dür. Aşağıda (2.3) ve (2.4) denklemlerinde de ifade edildiği gibi bir hipoklorit çözeltisinin su içindeki hidrolizi sonucunda her zaman ortamda hipokloröz asiti (HOCl) bulunur;



2.3. Dezenfeksiyon Yan Ürünleri

İçme suyundaki DOM'lar renk, koku ve tat problemine yol açmalarının yanı sıra aynı zamanda içme suyu arıtma tesislerinde uygulanan birçok süreç üzerinde etkisi bulunmaktadır (Aoustin ve diğ., 2001; Gang ve diğ., 2003 ; Rubia ve diğ., 2008; Fabris ve diğ., 2008; Matilainen ve diğ., 2011). DOM'lar dezenfeksiyonda kullanılan klor ile reaksiyona girerek dezenfeksiyon yan ürünlerinin oluşturmaktadır. DYÜ'lerin sudaki yapısı kullanılan dezenfektana, kimyasal yapısına bağlı olarak değişir (Balcı, 2013) .

DOM içeren suların klor (Cl_2), ozon (O_3), klordioksit (ClO_2) ve kloramin gibi dezenfektanlarla reaksiyonları sonucunda, aşağıda (2.5) denklemi ile formülize edilmiş DYÜ oluşmaktadır (Rook, 1974; Elshorbagy ve diğ., 2000; Rodriguez ve Serodes, 2001; Uyak ve diğ., 2007; Velasco ve diğ; 2007; Teksoy ve diğ., 2008; Rubia ve diğ., 2008; Fabris ve diğ., 2008; Özdemir, 2009).



DOM'ler, su örneklerinin klorlanmasından sonra THM oluşumunda büyük bir rolü olan önemli bir DYÜ öncü bileşenidir (Park ve diğ; 2005; Zhang ve Minear, 2006; Mok ve diğ., 2007; Özdemir, 2009).

DOM içeren ham suların klorlanması ile THM'ların meydana geldiği ilk olarak Rook (1974) tarafından tespit edilmiştir. Rook su örneğini MS'te (kütle spektroskopisi) analiz etmiştir. Suda trihalometanlar (THM) olarak bilinen kloroform, bromoform, bromodiklorometan ve klorodibromoform gibi bileşiklerin klorlama işleminin yan ürünü olarak ortaya çıktığını belirlemiştir. Kloroform bu türler içinde en yaygın olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu yan ürünlerin dezenfeksiyon esnasında ortaya çıkma nedeni klor ile reaksiyona giren humik organik maddelerdir.

MS i izleyen gaz kromatografisi (GC/MS) yöntemi kullanılarak klorlanmış sudaki THM türleri ve miktarlarını belirlemeye yönelik araştırmalar yapılmıştır (Kuivinen ve Johnson, 1999; Ağra, 2005; Özdemir, 2009).

Klorlanmış içme suyu örneklerinde en fazla trihalometanlar bulunmaktadır. Dünya çapında birçok araştırma yapılmıştır (Golfinopoulos, 2000). HAA'ler ise THM'lardan sonra klorlanmış içme sularında bulunan ve THM'lar gibi insan sağlığı üzerinde kanserojenik etkisi olan önemli bir DYÜ'dür (Özdemir, 2009).

Bazı araştırmacılar tarafından yapılan deneysel çalışmalarda su kaynağının özelliğine ve DOM'nin kimyasal yapısına bağlı olarak klorlanmış bazı su örneklerinde THM'lara göre daha fazla miktarlarda HAA türleri bulunduğu tespit edilmiştir (Nissinen ve diğ., 2002).

ABD'de 35 içme suyu kaynağında DYÜ ile ilgili Krasner ve diğ. (1989) tarafından çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışma süresince alınan temiz su çıkış örneklerinde THM, HAA₅, haloasetonitriller (HANs) formaldehit ve asetal aldehit analizleri yapılmıştır. Bu yan ürünlere kütle bazında bakıldığında ilk sırada THM lar daha sonra HAA lar gelmektedir.

Güney Kore'de dört önemli yüzeysel su kaynağında farklı dezenfektanlarla dezenfekte edilmiş su örneklerinde DYÜ'nin % 69-79'nu THM ve HAA bileşiklerinin oluşturduğu tespit edilmiştir (Son ve Jung, 2008).

İçme suyundaki bu keşifler USEPA y1 ve su endüstrisi klorlama esnasında oluşan yan ürünlerin kontrolü ve insan sağlığının korunması açısından önlem alınmasını gerekli kılmıştır. Bu nedenle dezenfeksiyon yan ürünlerini konu alan birçok araştırma yapılmakta ve yapılmaya devam etmektedir.

2.3.1. Fiziksel ve kimyasal özellikleri

THM lara ait özellikler aşağıdaki tablo 2.1 gösterilmiştir. THM'lar karbon, hidrojen ve üç halojen atomundan oluşan uçucu organik bileşiklerdir. En uçucu THM türü kloroformdur. Uçuculuk özelliği örnekleme yaparken dikkat edilmesi gereken bir noktadır.

Tablo 2.1. THM'lerin özellikleri (Matamoros ve diğ., 2007)

THM TÜRÜ	SEMBOL	FORMÜL	MOLEKÜL AĞIRLIĞI(g/mol)	KAYNAMA NOKTASI (°C)
KLOROFORM	CFM	CHCl ₃	119,5	61
BROMODİKLOROMETAN	BDCM	CHBrCl ₂	163,9	87
KLORODİBROMOMETAN	DBCM	CHBr ₂ Cl	208,3	116
BROMOFORM	BFM	CHBr ₃	252,7	151

2.3.2. Doğal organik maddeler ve yapılarının DYÜ oluşumuna etkisi

Doğal organik maddeler çoğunlukla ölü bitki ve hayvan kalıntılarında oluşur. DOM genellikle Toplam Organik Karbon (TOK) ya da Çözünmüş Organik Karbon (ÇOK) cinsinden ölçülmekte olup çoğu yüzeysel su ve yeraltı suyundaki TOK değerleri 10 mg/L'nin altındadır. Son yıllarda içme suyu kaynaklarında DOM konsantrasyonlarında bir artma gözükmemekte olup bu sonucun küresel ısınmadan kaynaklandığı düşünülmektedir (Li ve Zhao, 2006).

Doğal organik maddeler doğal su kaynaklarında baskın bir tür olup çözünmüş organik karbonun %50 lik kısmını içermektedir. DOM lar klorlama ve kloraminleme işlemine tabi tutulan içme suyu dezenfeksiyon yan ürünü oluşumuna yol açan ana kaynağıdır.

DOM'ların yapısı net bir şekilde ortaya konulamamakla birlikte yapısı ve içeriği hakkında yapılmış birçok araştırma vardır (Kitiş ve diğ., 2001).

Farklı organik bileşiklerin toplamı olan DOM'nin, DYÜ öncü maddesi olarak rolü hakkında çeşitli araştırmalar yapılmış ve bunların kanserojenik ve toksik özellikleri ile ilgili bulgular elde edilmiştir (Gang ve diğ., 2003; Komulainen, 2004; Luo, 2006; Fabris ve diğ., 2008; Zoh ve diğ., 2009; Legay, 2011). Sularda bulunan DOM'nin DYÜ oluşturma potansiyelini incelemek için genellikle farklı yerlerden ya da aynı yerden farklı zamanlarda numune alınarak sudaki TOK konsantrasyonu ile bu sudaki DYÜ oluşma potansiyeli ölçülmüştür. Ayrıca su fraksiyonlarına ayrılarak bu fraksiyonlardaki TOK ve DYÜ oluşma potansiyelinin incelendiği çalışmalar da mevcuttur (Ağra, 2005; Yaman, 2010).

Yapılan birçok çalışmada doğal organik maddelerin moleküler ağırlık dağılımlarının kaynaktan kaynağa ve mevsimsel olarak değişiklik gösterdiği belirtilmektedir. Farklı moleküler ağırlık fraksiyonları ile dezenfeksiyon yan ürünü oluşumu arasında tutarlı bir ilişki bulunmamıştır (Kitiş ve diğ., 2001, 2002; Hua ve Reckhow, 2007).

Tablo 2.2. Doğal organik madde fraksiyonları ve kimyasal grupları (Teksoy, 2006)

FRAKSİYONLAR	KİMYASAL GRUPLAR
HİDROFOBİK	
ASİTLER	
GÜÇLÜ	Humik ve Fulvik asitler, yüksek molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
ZAYIF	Fenoller, tanninler, orta düzeyde molekül ağırlığına sahip alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
BAZLAR	Proteinler, aromatik aminler, yüksek molekül ağırlıklı alkil aminler
NÖTRLER	Hidrokarbonlar, aldehitler, yüksek molekül ağırlıklı metil ketonlar ve alkil alkoller, eterler, furanlar, pirol
HİDROFİLİK	
ASİTLER	Hidroksi asitler, şekerler, sulfonikler, düşük molekül ağırlıklı alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
BAZLAR	Amino asitler, pürinler, pirimidinler, düşük molekül ağırlıklı alkil aminler
NÖTRLER	Polisakkaritler, düşük molekül ağırlıklı alkil alkoller, aldehitler, ketonlar.

2.4. Dezenfeksiyon Yan Ürünlerinin Sağlık Üzerine Etkisi

Klorlama işlemi içme sularında su yolu ile bulaşan hastalıklara neden olan mikroorganizmaları etkisiz hale getirmek için uygulanan önemli bir dezenfeksiyon yöntemidir (Rodriguez ve diğ., 2004 ; Ateş ve diğ.,2007; Özdemir, 2009). Klorlama sonucunda meydana gelen DYÜ nün insan sağlığı üzerinde zararlı etkilerinin olduğu gelişmiş ülkelerde ABD ve Avrupa ülkelerinde yapılan araştırmalar ile ortaya konmuştur (Attias ve diğ., 1995; Komulainen, 2004; Rodriguez ve diğ., 2004; USEPA, 2005; Porter ve diğ., 2008; Zoh ve diğ.,2009; Legay, 2011, Chowdhury, 2013).

Klorlama sonucunda meydana gelen DYÜ'nin insan sağlığı üzerinde kanser oluşturma riski dışında diğer akut ve kronik etkileri de bulunmaktadır (Attias, 1995; Komulainen, 2004; Özdemir, 2009; Chowdhury, 2013). Mutajenik ve toksikolojik çalışmalar özellikle kanser riski oluşturma açısından bromürlü THM türlerinin klorlu THM türlerine göre daha zararlı olduğu sonucunu ortaya koymuştur (Marhaba ve diğer, 2000 ; Teksoy ve diğer., 2008 ; Özdemir, 2009).

THM'lerin içme sularında fark edilmesinden bu yana yapılan çalışmalarda su kaynaklarının coğrafı karşılaştırılması yapılmış ve kanser ile ölüm oranları ölçülmüş ve belli kanser türleriyle ilişkisi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmalarda birçok yerleşim yerindeki kişilerdeki DYÜ'lerin bu kanser türlerine neden olabileceği üzerinde durulmuştur. Böbrek ve akciğer kanserlerinin THM'ler ile yakından ilgili olduğu hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar ile belirlenmiştir. (Hard ve diğer., 2000) Uçucu organik madde olan THM'lar deri ve solunum yoluyla direk olarak insan vücuda alınmaktadır.

İnsan sağlığı üzerinde kanserojenik etkilere sahip THM'lar için USEPA, Dünya sağlık rgütü (WHO) ve Avrupa birliği tarafından değişik sınırlamalar getirilmiştir (USEPA, 2003; Uyak ve diğer., 2005; Uyak, 2006; Özdemir, 2009). USEPA THM'ları B2 Grup, kanserojen olarak sınıflandırmıştır (USEPA, 2005).

USEPA tarafından THM ve HAA limit değerler sırası ile 80 ve 60 µg/L olarak belirlenmiştir (USEPA, 2005). Avrupa Birliği ülkelerinde ise sadece THM'lar için 100 µg/L limiti içme suyu kalite standartlarında yerini almıştır. Ülkemiz için T.C Sağlık Bakanlığı tarafından düzenlenerek şubat 2005'de yürürlüğe giren insani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik'te THM limiti 150 µg/L olarak belirlenmiştir.

2.5. Doğal Organik Maddelerin Klorlanması Sonucu Gerçekleşen Kimyasal Reaksiyonlar

Klor ile DOM arasında meydana gelen reaksiyonlarda önemli miktarlarda klor tüketiminin meydana geldiği gözlemlenmiştir (Gang ve diğ., 2003; Fabris ve diğ., 2008; Korshin ve diğ., 2014). Genel olarak DOM içeren sular klorlanırken klor ile DOM arasındaki reaksiyonlar aşağıda ifade edilmiştir (Brezonik, 1994).

1. Organik fonksiyonel grupların oksidasyonu
2. Pi (π) bağlarına eklenme
3. Yer değiştirme reaksiyonları

DYÜ bileşikleri THM ve HAA gibi , DOM oksidasyonu sonucu meydana gelmezler. Diğer bir deyişle; DOM'nin klorlanması ile belirli sayıda klor atomunun organik moleküle bağlanması veya DOM ile klor arasındaki yer değiştirme reaksiyonları sonucunda kloroform ve DCAA gibi DYÜ türleri oluşmaktadır. DOM ile klor arasındaki oksidasyon reaksiyonları sadece tüketilen klor miktarına göre çözültideki DYÜ konsantrasyonlarının değişmesine neden olmaktadır. Klor ile DOM arasında meydana gelen bağlanma ve yer değiştirme reaksiyonları sonucunda farklı moleküler ağırlığa sahip klorlu organik ara ürünler meydana gelmektedir (Gang, 2001).

2.6. DYÜ Ölçümünde Yeni Yaklaşımlar

Su kalitesi yönetiminde hızlı ve ucuz parametrelere ihtiyaç duyulmaktadır. Bununla ilgili yapılan birçok araştırma yapılmaktadır. 254 nm'deki UV absorbansının TOK ve THM oluşum potansiyelini belirlemek için kullanılması (Edzwald ve diğ., 1985) kabul görmüş bir yaklaşımdır.

DYÜ oluşumu ile ilişki kurulmaya çalışılan parametrelerden biri de Spesifik UV absorpsiyonudur (SUVA). SUVA sudaki aromatik yapının bir göstergesi olup suyun hidrofilik, hidrofobik ve aromatik özelliklerini ortaya koymakta kullanılan bir parametredir. SUVA₂₅₄ parametresinin 4'ten büyük olması suda hümik maddeleri gösterir ve bu da yüksek hidrofobikliğin ve yüksek moleküler ağırlığın bir

göstergesidir (Bekbolet ve diğ., 2005). Kitiş ve diğ., (2002) yaptığı bir çalışmada SUVA₂₅₄ parametresi sudaki THM ve HAA oluşumu ile ilişkilendirilmiştir. Buna karşın bazı çalışmalarda ise THM oluşumuyla ilişkilendirilememiştir ve düşük SUVA'lı sularda DOM'nin DYÜ öncü maddesi olan kısımlarını temsil etmediği sonucuna varılmıştır (Ateş ve diğ., 2007).

DOM için organik madde yüzdesi, UV₂₅₄ ve SUVA₂₅₄ yüzdesi gibi parametrelerin tanımlarının, doğal organik maddeler arasındaki farklılıkları ortaya koymada spesifik trihalometan oluşum potansiyeli parametresinden daha temsil edici olduğu öne sürülmüştür (Wei ve diğ., 2008).

Su numunelerinin THM oluşturma potansiyeli ve ÇOK değerleri arasında kantitatif bir ilişki kurabilmek bazı durumlarda mümkün olabilmektedir. Örneğin, kloroform oluşma verimleri 35-60 nmol/mg ÇOK arasında değişirken, ortalama verim 46 nmol/mg ÇOK olarak bulunmuştur (Lee ve diğ., 2007).

Suyun yapısı ve DYÜ oluşturma potansiyeli arasındaki ilişkiyi araştırmanın bir yolu da suyun floresan parmak izinin incelenmesidir (Hua ve diğ., 2007). Çevresel sularda rastlanan floresan özellikle genellikle iki ayrı tip organik maddeden kaynaklanmakta olup bunlar: 230-260 nm ve 320-350 nm'deki eksitasyon (uyarım) sonucunda 420-450 nm'de oluşan ve hümik asit özellikli floresan 220 ve 275 nm'deki eksitasyon (uyarım) sonucunda sırasıyla 300-305 nm ve 340-350 nm'de oluşan protein ya da aminoasit özellikli floresan olarak iki sınıfa ayrılabilir (Hua ve diğ., 2007). Hümik maddeler ve aminoasitler gibi doğal floresanlı organik maddelerin sudaki varlığı da dezenfeksiyon sonucunda oluşacak dezenfeksiyon yan ürününün bir göstergesi olarak kullanılabilir. Örneğin ölçümü hayli zor olan THM oluşma potansiyelinin ölçülmesi yerine, suyun floresan parmak izlerinin kullanılabileceğini gösteren birçok çalışma bulunmaktadır (Hua ve diğ., 2007; Bierozza ve diğ., 2009).

2.7. DYÜ Oluşumuna Etki Eden Faktörler

Doğal organik maddelerin yapısına ve kullanılan dezenfektanın cinsine göre farklı DYÜ'ler oluşmaktadır. Bununla beraber pH, sıcaklık, dezenfektan dozu ve reaksiyon süresi DYÜ oluşumunda önemli rol oynar.

2.7.1. Organik madde bileşenlerinin DYÜ oluşumuna etkileri

DYÜ oluşumunda rol oynayan organik madde bileşikleri doğal organik maddelerin bir parçası olarak yer üstü ve yer altı bütün su kaynaklarında bulunur. Bu bileşikler hümik maddeler ve hümik olmayanlar DOM ların yapısında bulunan öncül bileşenlerdir (Gang, 2001). Yapılan çalışmalarda öncül bileşen konsantrasyonunun artması sonucunda DYÜ oluşumunun arttığı gözlenmiştir (Benjamin, 1997a; Graham, 1998) diğer şartlar kontrol altında tutulduğunda klorlamadan önce DYÜ öncülleri giderildiğinde DYÜ oluşumunda azalacaktır (Uyak ve Toröz, 2006; Şengül, 2009).

Klorlama işlemi ardından meydana gelen suda bulunan organik madde çeşitlerinin türü DYÜ oluşum miktarı ve çeşidi üzerinde önemli derecede etkiye sahiptir. Hümik asitler (HA), fulvik asitler (FA) göre klorla daha kolay reaksiyon verirler. Yapılan birçok çalışma da fulvik asitlerin klorlanması sonucu hümik asitlere göre çok daha az klorlu birleşik ürün olarak ortaya çıkmaktadır (Babcock ve Singer, 1979; Bekbölet ve diğ., 2005; Uyak ve diğ., 2007; Gümüş, 2013). Beş farklı su kaynağından alınan HA ve FA fraksiyonlarının klorlanması neticesinde HA fraksiyonlarına ait TOK konsantrasyonlarının daha yüksek olduğu bulunmuştur (Reckhow ve Singer 1990). Benzer sonuçlar yapılan çalışmalar sonucunda da elde edilmiştir.

Yüzeysel sulardan ekstrakte ettikleri organik maddeleri klorlayarak HA ve FA fraksiyonlarının hidrofilik doğal organik maddeden daha yüksek oranda HAA ve THM oluşturduklarını ortaya koymuşlardır. Bazı araştırmacılar tarafından yapılan DYÜ oluşum potansiyeli ile alakalı çalışmalarda HA gibi hidrofobik fraksiyonlu organik maddelerin hidrofilik karakterli organik bileşiklerden daha yüksek olduğu bulunmuştur (Krasner ve diğ., 1989; Aoustin ve diğ., 2001; Teksoy, 2006).

Son ve Jung (2008) tarafından ÇOK'unun %78'i hidrofobik fraksiyonlardan meydana gelen G.Kore'de Nakedong nehrinden alınan su örneklerinin klorlanması neticesinde oluşan THM oluşum potansiyeli hidrofilik fraksiyonların THM oluşum potansiyelinin iki katından daha fazla olduğu tespit edilmiştir.

Çift bağların (C=H, C=O) fazla olduğu organik bileşiklerde triklorasetik asit (TCAA) miktarının kloroformdan daha yüksek olduğunu tespit etmişlerdir (Reckhow ve diğ., 1990) Başka bir ifade ile; daha fazla miktarda metil keton moleküllerine sahip FA'lerin klorlanması sonucunda HA'lere oranla daha yüksek miktarlarda TCAA bileşikleri meydana gelmiştir. Bu sonuç aromatik fonksiyonel gruplara sahip bileşiklerin klorlanması neticesinde daha yüksek miktarlarda THM oluşumu gözlenmesine karşılık birbirine bağlı çift bağların fazla olduğu alifatik yapılu bileşiklerin klorlanması sonucunda ise daha yüksek konsantrasyonlarda TCAA meydana gelmektedir (Özdemir, 2009).

Aiken ve Leenheer (1993) tarafından SUVA ile DOM'nin humik içeriği arasında kuvvetli korelasyonlar olduğu bulunmuştur. Farklı SUVA değerlerine sahip sularda yapılan çalışmalarda SUVA değeri 3 L/mg.m'den büyük olan sularda fenolik hidroksil gibi fonksiyonel grupları içeren aromatik kromoforlardan meydana gelmiş hidrofobik karbonun yüksek miktarlarda THM gibi DYÜ oluşumuna neden olan temel öncü bileşenler olduğu saptanmıştır (Reckhow ve Singer, 1990; Uyak ve diğ.,2007). Buna karşılık SUVA değeri 3L/mg.m'den daha küçük olan sularda organik karbonun alifatik ketonlar ve alkoller gibi daha düşük moleküler ağırlığa sahip hidrofilik fraksiyonlardan meydana geldiği bulunmuştur (Krasner ve diğ., 1989; Uyak ve diğ., 2007).

Yapılan çalışmalarda DOM'nin hidrofilik ve hidrofobik fraksiyonlarının klorlanması sonucunda hidrofobik fraksiyonlarda daha yüksek konsantrasyonlarda THM oluşumu meydana geldiği tespit edilmiştir(Uyak, 2006; Teksoy, 2006)

Croue ve diğ., (1999) tarafından yapılan çalışmalarda SUVA değeri düşük suların klorlanması sonucunda meydana gelen DYÜ oluşum reaksiyonlarında hidrofobik karbona kıyasla hidrofilik karbonun daha büyük etkisinin olduğu tespit edilmiştir.

Diğer yandan tarafından THM ve HAA oluşumu ile ilgili yapılan çalışmada aromatik içeriği zengin hidrofobik karbon ile klor tüketimi arasında kuvvetli korelasyonlar olduğu saptanmıştır.

Aynı zamanda bazı araştırmacılar tarafından klorlama sonucunda HAA bileşiklerinin oluşumunda düşük moleküler ağırlığa sahip hidrofilik karakterli organik maddelerin büyük rolü olduğu bulunmuştur. Uyak ve diğ., (2007) tarafından yapılan çalışmada klorlama sonucunda en yüksek HAA konsantrasyonlarının SUVA değeri düşük olan Ömerli ham sularında, en yüksek THM miktarlarının da SUVA değeri yüksek olan Terkos ham sularında meydana geldiği bulunmuştur.

Çin'de East nehrinde 2006 yılı boyunca yapılan çalışmada alınan su örneklerinin fraksiyonlanması sonucunda moleküler ağırlıklarına göre değişen DOM fraksiyonlarının SUVA değerlerinin ve buna bağlı olarak THM oluşumuna neden olan THM öncü bileşenlerinin mevsimlere göre farklılık gösterdikleri tespit edilmiştir (Wang ve diğ., 2008).

Güney Kore'de yapılan deneysel çalışmada hidrofobik fraksiyonlarda THM oluşum oranının yüzde olarak (THM/mg ÇOK) % 70-80 arasında olmasına karşılık hidrofilik fraksiyonlarda ise bu oranın % 20-30 arasında olduğu görülmüştür (Son ve Jung, 2008).

2.7.2. pH Parametresinin DYÜ oluşumuna etkileri

pH, DYÜ oluşumuna önemli derecede etki eden bir parametredir. Genellikle artan pH ile THM lar artarken HAA'ler azalır (Miller ve Uden, 1983; Rathbun 1996; Hua ve Reckhow, 2007; Özdemir, 2009). Bir başka çalışmada ise pH 5 dan 9 a yükseltildiğinde THM oluşumu % 50-60 oranında arttığı görülmüştür (Özdemir, 2009).

Bir çok araştırmacı yaptıkları çalışmalarda yüksek pH değerlerinde meydana gelen kloroform oluşumunun baz-kataliz reaksiyonları sonucunda gerçekleştiğini göstermişlerdir (Rook, 1974; Miller ve Uden, 1983; Özdemir, 2009).

Alkali şartlarda ($\text{pH} > 7$) yapılan klorlama sonucunda kloroform oluşumunun artmasına karşılık, düşük miktarlarda da uçucu olmayan organik halojen maddelerin oluşturduğunu tespit etmiştir (Fleischacker ve Randtke;1983).

Benjamin ve diğ., tarafından 1997'de yapılan çalışmada ABD'de dört yüzeysel su kaynağından toplanan su numunelerinin farklı pH'larda klorlanması sonucunda farklı reaksiyon sürelerinde oluşan TOK miktarları ile ΔUV_{272} arasındaki doğrusal ilişkinin pH'dan bağımsız olduğu sonucuna varılmıştır. 2002'de yapılan başka bir çalışmada ABD'de Tolt nehrinden alınan su numunelerinin farklı pH'larda klorlanması ile ilgili yapılan çalışmada pH arttıkça meydana gelen kloroform ve diklorobromometan miktarlarında da artış meydana geldiği görülmüştür.

İstanbul ham sularında Uyak ve diğ., (2007) yaptığı bir çalışmada alınan örneklerin farklı pH'larda klorlanması sonucunda en yüksek THM miktarları en yüksek pH'da ($\text{pH}=10$) meydana gelmiştir. Yüksek pH'larda ($\text{pH} > 7$) OH^- iyonu ile organik karbon arasında meydana gelen hidroliz reaksiyonunun THM oluşumu üzerinde önemli etkisi vardır (Özdemir, 2009).

Çin'de Harbin arıtma tesisi çıkışından alınan su numuneleri ile yapılan bir çalışmada suların farklı pH'larda klorlanması sonucunda en yüksek TCAA konsantrasyonunun pH 7'de, en yüksek kloroform konsantrasyonunun ise pH 9'da meydana geldiği görülmüştür (Ma ve diğ., 2009).

2.7.3. Sıcaklık parametresinin DYÜ oluşumuna etkileri

THM oluşumunda sıcaklık parametresinin etkisi üzerine birçok araştırma yapılmıştır. Bu araştırmalarda 2°C ile 50°C sıcaklık aralığında THM oluşum konsantrasyonları incelenmiş ve mevsimsel sıcaklık farklılıklarından yararlanılmıştır (Şahinkaya ve diğ., 2005; Uyak ve Toroz, 2007; Uyak ve diğ., 2007) ve sonuç olarak artan sıcaklık ile birlikte THM miktarlarında da önemli artışlar gözlenmiştir.

Sıcaklık değişimlerinin THM oluşma potansiyeli üzerinde önemli etkisinin olduğu birçok araştırmacı tarafından belirtilmiştir.

Rook (1977) tarafından yapılan çalışmalarda su sıcaklığı arttırıldığı zaman klor tüketiminde ve THM oluşum miktarlarında da belirgin artışlar olduğu gözlenmiştir. İtalya'da Ancipa rezervuarından alınan su numuneler ile yapılan bir çalışmada farklı reaksiyon sürelerinde ve sıcaklıklarda klorlama işlemi sonucunda sıcaklık değeri arttıkça meydana gelen THM miktarlarında da artış olduğu gözlenmiştir. Buna karşılık $TTHM - \Delta UV_{272}$ arasında ilişkinin sıcaklık değişimlerinden bağımsız olduğu tespit edilmiştir (Roccaro ve diğ., 2008; Özdemir ve diğ., 2010) .

Balcı (2013) tarafından yapılan çalışmada Antalya-Konyaaltı Su Dağıtım Şebekesinde Toplam THM büyüme hız katsayısı laboratuvar ortamında belirlenerek THM oluşumunu etkileyen faktörleri incelemişlerdir . Şebekeye su sağlayan Boğaçay pompa istasyonunda ve belirlenen 2 alt bölgede toplam THM konsantrasyonunun analizi yapılmıştır. Alt bölgelerde (4. ve 8. Alt Bölge) toplam THM modelleme çalışması yapılmıştır.

Konyaaltı su dağıtım şebekesi için Toplam THM büyüme hız katsayısı (k), Boğaçay pompa istasyonundan alınan ham su numunesinin, laboratuvar ortamında şebekeye dozlanan klor ($0,5 \pm 0,05$ mg/L) baz alınarak 20°C ve 30°C sıcaklıklarda tespit edilmiştir. EPANET su kalite ve hidrolik modeli kullanılarak toplam THM izleme çalışması yapılmıştır.

2.7.4. Klor dozu parametresinin DYÜ oluşumuna etkileri

Su kaynaklarındaki doğal organik maddelerden kaynaklı olarak klorlama işlemindeki klor dozu reaksiyonlar üzerinde etkili olmaktadır. Klor dozu düşük olarak verildiğinde klor organik maddeye bağlanır ve yer değiştirme reaksiyonu meydana gelir. Yüksek dozlarda verildiğinde ise oksidasyon reaksiyonları gerçekleşmektedir ve DOM öncü bileşenleri okside olmaktadır (Özdemir, 2009).

Farklı konsantrasyonlara sahip humik madde içeren numunelerin farklı klor dozlarında klorlanmaları neticesinde meydana gelen THM ve HAA gibi DYÜ oluşumlarını birçok araştırmacı izlemişlerdir sonuç olarak; klor dozu arttırıldığında THM lerde net artışlar

görülmesine karşılık HAA gibi yan ürünlerde aynı bilgi elde edilmemiştir (Rook, 1974).

DYÜ oluşumu ile ilgili yapılan başka çalışmalarda iki aromatik halkaya bağlı fenol ve karboksilik asit ile dokuz alifatik karbonlu karboksilik asitten oluşan FA'ın farklı klor dozlarında klorlanması sonucunda THM oluşumdan daha fazla HAA bileşiklerinin meydana geldiği tespit edilmiştir (Marhaba ve diğ; 2000).

Klor dozu ile DYÜ oluşum potansiyeli arasındaki diğer bir önemli konuda klor dozunun miktarına göre oluşan DYÜ türlerinin dağılımıdır. Klorlama sonrası meydana gelen klorlu yan ürünlerin moleküler ağırlıkları ile klor dozu arasındaki ilişki incelenmiştir (Aydın, 2005b., Ağra, 2005). Ve sonuç olarak düşük klor dozlarında büyük moleküler ağırlığa sahip DYÜ oluşumu görülmesiyle beraber yüksek klor dozlarında ise daha düşük moleküler ağırlığa sahip DYÜ'nin meydana geldiği görülmüştür.

Michaeils-Mantein denklemi kullanılarak yapılan istatistiksel modelleme çalışmalarında öncü bileşen konsantrasyonunu ve klor tüketimini göstermek için ÇOK yerine UV₂₅₄ parametresi kullanıldığında modelin daha geniş bir zaman aralığında daha iyi sonuç verdiği anlaşılmıştır. Buna karşılık ilk 8 saatlik reaksiyon süresi içinde DOM - klor reaksiyonlarında klor tüketiminin tahmin edilenden daha fazla gerçekleştiği saptanmıştır (Koechling ve Summers 1996).

THM oluşum hızı, THM oluşum potansiyeli, klor dozu ve reaksiyon süresinin bir fonksiyonu olarak formülize edildiğinde klor dozuna bağlı olarak THM oluşum hızının 1.derece reaksiyon kinetiği ile uyumlu olduğu sonucuna varılmıştır (Li ve Zhao, 2006).

Çin'de Harbin arıtma tesisinin filtrasyon prosesi sonrasında alınan su numuneleriyle yapılan bir çalışmada düşük (2 mg/L) ve yüksek (12 mg/L) klor dozları ile klorlandığında yüksek klor dozlarında daha yüksek miktarlarda THM ve HAA meydana geldiği görülmüştür (Ma ve diğ., 2009).

2.7.5. Reaksiyon süresi parametresinin DYÜ oluşumuna etkileri

Klorlama işleminin temas süresi arttıkça meydana gelen TOX konsantrasyonu artmaktadır. TOX oluşum mekanizması genellikle 2 kademeli olarak gerçekleşir. İlk süreç hızlı gelişir ve birkaç dakika ile saat arasında sürer, yavaş olan ikinci kademe ise lineer kinetiktedir.

Zou (1997) çalışmasında 24 saatlik klorlama süresi içinde oluşan TOX konsantrasyonunun % 55-% 75'inin ilk 30 dakikası içinde oluştuğu , % 80 ile % 90'nın ise 2 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana geldiğini tespit etmiştir.

Miller ve Uden (1983), tarafından yapılan çalışmada 7 günlük TOX konsantrasyonunun % 90'nın klorlamayı izleyen ilk 24 saat içinde meydana geldiğini bulmuşlardır.

Yapılan çalışmalarda THM oluşumu ile klor tüketimi arasındaki ilişkiyi gösteren doğruların eğimi pH, klor dozu, reaksiyon süresi, ÇOK konsantrasyonu gibi parametrelere bağlı olarak değiştiği tespit edilmiştir (Benjamin ve diğ., 2002). Başka bir çalışmada ise reaksiyon süresi arttıkça THM oluşumunun artmasına rağmen 48 ile 168 saatlik reaksiyon süresi arasında meydana gelen THM konsantrasyonlarında önemli bir fark olmadığı saptanmıştır (Pourmoghaddas ve Stevens, 1995).

Uyak ve diğ., (2007) tarafından İstanbul da Terkos ve Ömerli ham sularında yapılan bir çalışmada alınan su numunelerinin klorlanması sonucunda görülen kloroform miktarının % 70-76'sının 24 saatlik süre içinde meydana geldiği tespit edilmiştir.

Benjamin ve diğ., (1997) tarafından yapılan çalışmalarda 7 günlük süre içinde TTHM miktarının ilk 8 saatlik reaksiyon süresi içinde % 55-60'nın, meydana geldiği tespit edilmiştir.

Ma ve diğ., (2009) tarafından yapılan benzer çalışmada klor dozu (2-10 mg/L) ve reaksiyon süresi (2-72 saat) arttıkça THM ve HAA miktarlarının da arttığı tespit edilmiştir.

Özdemir, (2009) tarafından yapılan çalışmada da THM miktarları reaksiyon süresi ve eklenen klor dozuyla artmaktadır.

BÖLÜM 3. MATERYAL VE METODLAR

3.1. Materyal

3.1.1. Numune alma

Bu çalışmada ham su kaynağı olarak Sapanca Gölü seçilmiştir. TSEN-ISO 5667-3 numune alma ve muhafazası yönetmeliğine uygun olarak numune alma işlemi gerçekleştirilmiştir. 2 adet 20 L'lik plastik numune alma kaplarına numuneler alınmıştır. Numune alma sırasında hava girişinin önlenmesi amacıyla 20 L'lik numune alma kapları ağzına kadar doldurulup sıkı bir şekilde kapatılarak aynı gün Sakarya Üniversitesi Su Atıksu Laboratuvarına ulaştırılmıştır. Alınan ham su numuneleri 0,45 µm'lik membran filtrelerden geçirilerek deneysel çalışma süresine kadar +4 C °'de buzdolabında saklanmıştır.

3.1.2. Kimyasal maddeler

Bu çalışma kapsamında yapılan analizlerde kullanılan kimyasal maddeler tablo 3.1. de verilmiştir.

Tablo 3.1. Deneysel çalışmalarda kullanılan kimyasal maddeler

KİMYASAL MADDE	SAFLIK DERECELERİ	AÇIKLAMA
Sodyum Hipoklorit (NaOCl)	%14 lük (NaOCl)	Su numunelerini klorlamak için kullanılmıştır.
0,1 N Sodyum Tiyosülfat Pentahidrat (Na ₂ S ₂ O ₃ .5H ₂ O)	%(99,5 ±0,5)	Serbest klor analizlerinde dozlama klor çözeltisi stok klor çözeltisinin hazırlanmasında titrasyon çözeltisi olarak kullanılmıştır.
Sodyum hidroksit (NaOH) ve hidroklorikasit (HCl)	%(99,8 ±0,2)	Serbest klor ve UV absorbans ölçümlerinde pH ayarlamak için kullanılmıştır.
GC STANDART ÇÖZELTİLERİ		GC kalibrasyonu ve THM ölçümleri için THM standartları olarak kullanılmıştır.
Sodyum Karbonat (Na ₂ CO ₃)	%(99,9±0,1)	Alkalinite ölçümlerinde kullanılan titrasyon çözeltisinin hazırlanmasında kullanılmıştır.
Sodyum Sülfat (Na ₂ SO ₃)	%(99,9±0,1)	THM ölçümlerinde ve UV absorbans ölçümlerinde belirli reaksiyon sürelerinde klorla DOM arasındaki reaksiyonu durdurmak için kullanılmıştır.
Sodyum Sülfat (Na ₂ SO ₄)	%(99,9±0,1)	Ekstraksiyon sonrası nemi tutmak için kullanılmıştır.
Tersiyer Metil Bütül Eter (CH ₃) ₃ COCH ₃		GC için ekstraksiyon yaparken kullandığımız kimyasaldır.

3.2. Deneysel Ve Analiz Metodları

3.2.1. Klorlama metodu ve sistemin hazırlanışı

Klorlama deneyleri Standart Metodlar 5710 B'ye (SM, 2005) göre yürütülmüştür. 0.45 µm'lik membran filtreden geçirilen Sapanca Gölü su örneklerinin pH'ı NaOH ve HCl ile 4-5-6-7-8-9-10 a ayarlanmıştır. Su numuneleri içlerinde 2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L klor olacak şekilde sodyum hipoklorit çözeltisi ilave edilmiştir ve 500 ml'lik balon jodelere konmuştur. Sıkı bir şekilde kapatıldıktan sonra numuneler 20±2°C'de bir ortamda THM oluşumunu incelemek için beklemeye alınmıştır. Belli reaksiyon sürelerinde (1,6,24,48,72,96 ve 168 saat) 40 mL'lik cam şişelere numuneler alınarak etiketlenmiş ve +4 C^o'de analizler yapılana kadar saklanmıştır.

3.2.2. TOK Analiz metodu

Su örneklerindeki TOK miktarı Standart Metotlar 5310 B'de (SM, 2005) tanımlanan yüksek sıcaklıkta yakma metoduna göre Shimadzu IL 550-TOC-TN Analiz cihazı kullanılarak yapılmıştır. Toplam Organik Karbon (TOK); Toplam Karbon (TK) ve inorganik Karbon (İK) miktarının farkı alınarak hesaplanmaktadır.

3.2.3. UV Absorbans analiz metodu

UV absorbans ölçümleri Standart Metotlar 5910 B'de (SM, 2005) belirtilen esaslara göre Shimadzu UV-1700 UV/Vis spektrofotometre cihazı ve 1 cm'lik quartz küvetler kullanılarak yapılmıştır.

3.2.4. THM Analizleri

Trihalometanların ölçümü; Shimadzu marka GCMS-QP 2010 Ultra model cihazında ECD dedektörü kullanılarak yapılmıştır. Kalibrasyon standartları Restek marka THM standardı kullanılarak hazırlanmıştır. Kalibrasyon standartları aralığı 10-300 µg/L arasındadır. Su numunelerinin THM konsantrasyonları, kalibrasyon eğrileri kullanılarak hesaplanmıştır. Kalibrasyon eğrileri ve 300 µg/L standartı kromografi EK

A'da verilmiştir. Ölçüm öncesinde numuneler çözücü olarak metil tersiyer bütül eter (MTBE) ile ekstrakte edilerek analize hazırlanmıştır. Ekstraksiyon için 35 mL numune üzerine 35 mL MTBE ilave edilerek 2 dakika kuvvetli bir şekilde karıştırılmıştır. 10 dakikalık bekleme süresi sonrasında faz ayrımı ile ekstraksiyon tamamlanmıştır.

Taşıyıcı gaz 5,17 mL/dk akış hızında azot olarak kullanılmıştır. Dedektör 220°C sıcaklıkta tutulmuştur. Metotta kolon ısı programı; ilk 2 dakika boyunca 40°C sabit, 8 dakika da 1°C/dk sıcaklık artışı ile 220°C ye çıkıyor ve 5 dk sabit sıcaklık uygulanarak tamamlanmıştır. Cihaz üzerinden alınan kromograflar sayesinde THM türleri ayrı ayrı hesaplanmıştır.

3.2.5. PH Analizleri

Su örneklerinin pH'ı Standart Metodlar kullanılarak ölçülmüştür. pH metre HANNA marka pH cihazı kullanılarak ölçülmüştür. Oda sıcaklığında pH metre kalibrasyonu için pH 4, pH 7 ve pH 10 standart çözeltiler kullanılmıştır.

BÖLÜM 4. DENEYSEL ÇALIŞMA BULGULARI VE SONUÇLAR

4.1. Ön Değerlendirme

Yapılan bu çalışmada bir su örneği içerisinde bulunabilecek farklı organik madde miktarlarına karşın, farklı konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanlarla oluşan trihalometan (THM) oluşum potansiyeli gözlenmiştir. Oluşan THM miktarı ve organik madde giderimi esas alınarak yaygın bir şekilde kullanılan klorun dışında pH değiştirilerek oluşan THM miktarları belirlenmiştir.

Özetle; THM'lara etki eden pH, eklenen dezenfektan miktarı, ham suyun içerdiği organik madde miktarı gibi bazı faktörler de dikkate alınmış, bu faktörlerin etkilerinin hangi yönde olduğu araştırılmıştır. Organik madde olarak DOM oranı yüksek olan Sapanca Gölü ham suyu, dezenfektan olarak ise klor (sodyumhipoklorit) kullanılmıştır. Tablo 4.1 de Sapanca Gölü su kalite parametreleri verilmiştir.

Tablo 4.1 Sapanca Gölü su kalite parametreleri

Su Kalite Parametreleri	
PH	8,2
BULANIKLIK (NTU)	3,1
İLETKENLİK ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	305
SICAKLIK(C^0)	16,5
TOPLAM SERTLİK ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	105,6
ALKALİNİTE ($\text{mg}/\text{L CaCO}_3$)	115
ÇOK (mg/L)	4,7
THMOP ($\mu\text{g}/\text{L}$)	216

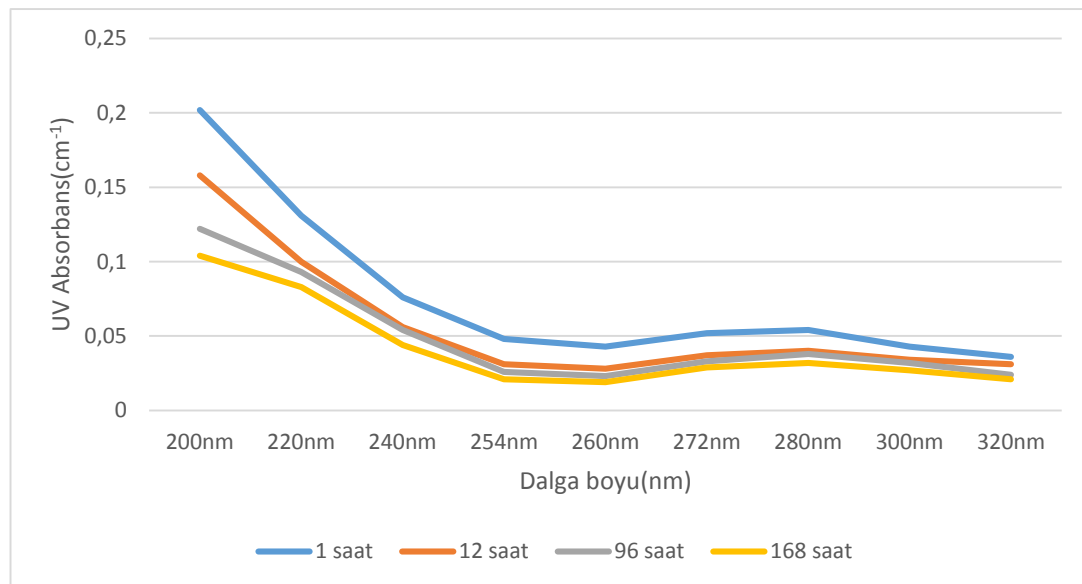
Kloroform, bromodikloroform, klorodibromometan ve bromoform olan THM türleri çalışmada genelde toplam trihalometanlar (TTHM) olarak değerlendirmeye alınmışlardır. Numunelerin hazırlanması sırasında 500 mL'lik balon jöjeler kullanılmıştır. Belirli miktarlarda (2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L) dezenfektan eklemesi yapıldıktan sonra belirli saatlerde(1,6,12,24,48,72,96 ve 168 saat) numuneler alındıktan sonra THM oluşum reaksiyonunun kesilmesi amacıyla sodyum tiyosülfat kullanılmıştır.

Bu çalışma sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıda bölümler halinde açıklanmıştır.

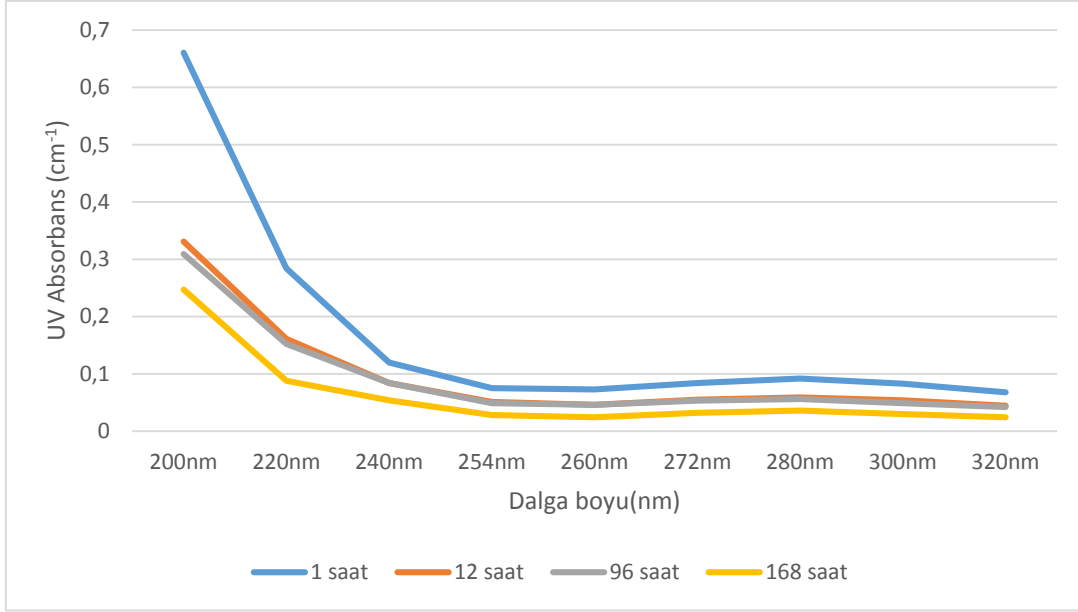
4.2. UV Spektrumları

4.2.1. Klorlanmış ham suların UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi

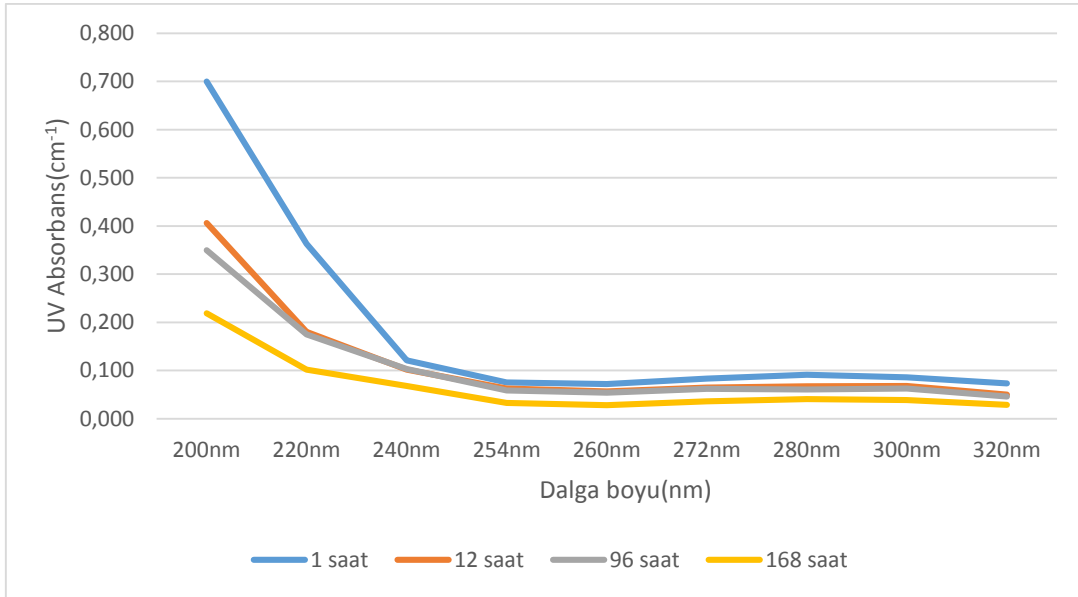
Şekil 4.1,4.2,4.3 de 2 mg/L, 5 mg/L ve 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanmış ham suların farklı reaksiyon süreleri sonunda uv spektrumlarında gözlenen değişimler gösterilmiştir. Her bir reaksiyon süresi sonunda, 3 konsantrasyondada 200 -320 nm dalga boyları arasında uv değerlerinde azalma gözlenmiştir.



Şekil 4.1. 2 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7)



Şekil 4.2. 5 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7)



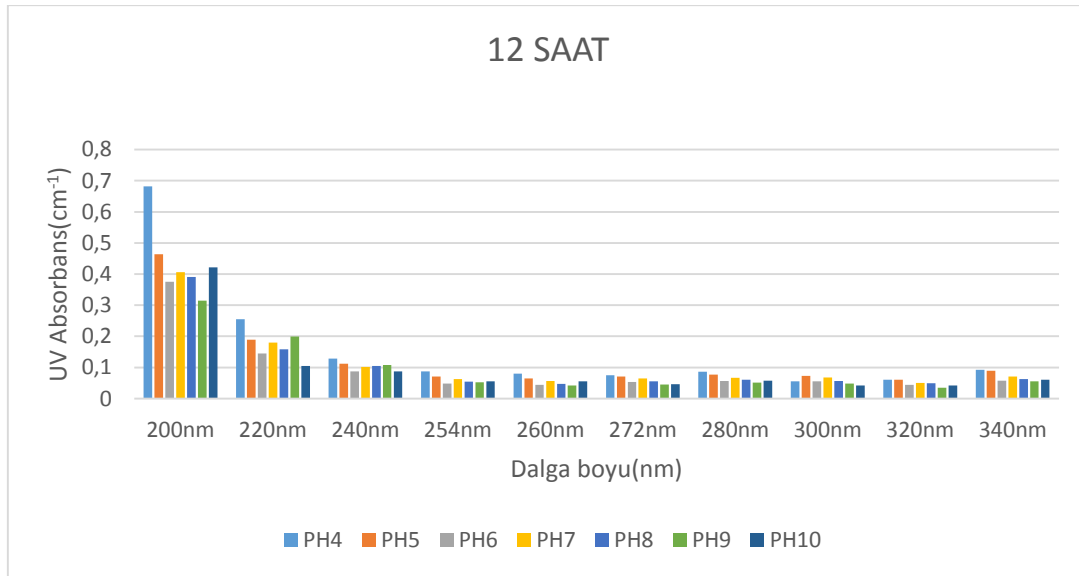
Şekil 4.3. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının reaksiyon süresi ile değişimi (pH =7)

Örneğin; 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda 254 nm dalga boyunda 10 mg/L konsantrasyon ile klorlanmış göl suyunda UV absorbans değeri $0,075 \text{ cm}^{-1}$ iken 168 saat reaksiyon süresi sonunda $0,033 \text{ cm}^{-1}$ değerine düşmüştür. Klorlanan her ham suların 200-320 nm dalga boylarında 1-168 saatlik reaksiyon süreleri sonunda

ölçülen UV absorbans değerleri EKLER B, Tablo B.1, B.2, B.3, B.4, B.5, B.6 ve B.7’de verilmiştir.

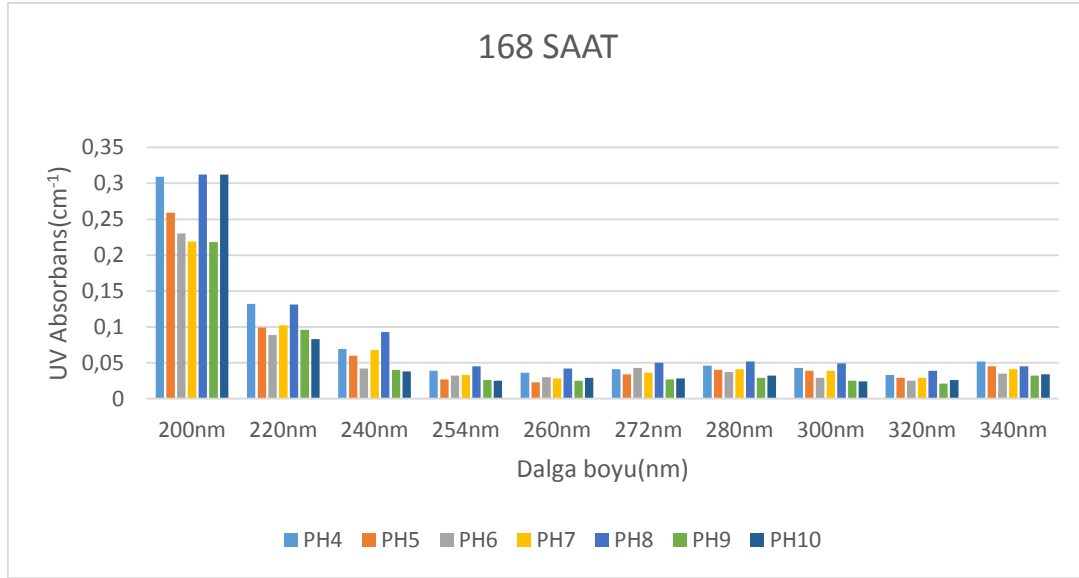
4.2.2. Klorlanmış ham suların UV spektrumlarının pH ile değişimi

Şekil 4.4,4.5 de 10 mg/L konsantrasyonlarında klorlanmış ham suların farklı reaksiyon süreleri (12 sa ve 168 sa) sonunda farklı pH larda uv spektrumlarında gözlenen değişimler gösterilmiştir. Her bir reaksiyon süresi sonunda 200-320 nm dalga boyları arasında uv değerlerinde azalma gözlenmiştir.



Şekil 4.4. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının pH ile değişimi (12 saat)

Örneğin; 12 saatlik reaksiyon süresi sonunda 254 nm dalga boyunda pH 4-5-6-7-8-9-10 da sırasıyla okunan UV absorbans değerleri 0,087-0,071-0,048-0,063-0,054-0,052-0,055 cm^{-1} dir. pH yükseldikçe absorbans değerleri çok net olmamakla birlikte düşmektedir.



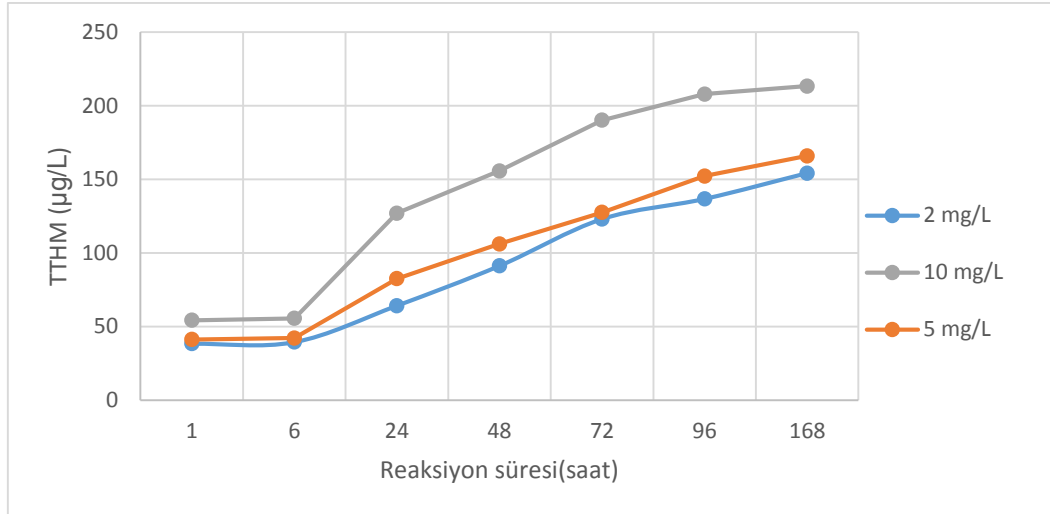
Şekil 4.5. 10 mg/L konsantrasyonunda klorlanmış Sapanca Gölü ham suyundaki UV spektrumlarının pH ile değişimi (168 saat)

4.3. THM Oluşumuna Etki Eden Faktörler

Bu bölümde yapılan deneysel çalışmada üç farklı konsantrasyon ile klorlama işlemi ardından TTHM ve THM türlerinin oluşumu üzerinde; pH, reaksiyon süresi, klor dozu etkisi incelenmiştir.

4.3.1. Klor dozunun ve reaksiyon süresinin THM oluşumuna etkisi

Şekil 4.6 2-5-10 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış Sapanca gölü ham sularında meydana gelen TTHM konsantrasyonunun reaksiyon süresine göre değişimi görülmektedir.



Şekil 4.6. 2-5-10 mg/L lik konsantrasyonlarda klorlanmış Sapanca gölü ham sularında farklı reaksiyon sürelerinde oluşan TTHM konsantrasyonları (pH=7 ve t=1-168 saat)

Her bir konsantrasyondaki klorlanmış Sapanca Gölü suyunda reaksiyon süresine bağlı olarak meydana gelen THMların değiştiği görülmüştür. Başka bir deyişle; reaksiyon süresi arttıkça THM miktarları artmaktadır. Tablo 4.2 de pH 7 de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde meydana gelen TTHM miktarları verilmiştir.

Tablo 4.2. pH 7' de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde meydana gelen TTHM miktarları

Reaksiyon süresi (Saat)	2 mg/l TTHM (µg/L)	5mg/l TTHM (µg/L)	10 mg/L TTHM (µg/L)
1	38,3	41,3	54,3
6	39,4	42,2	55,5
24	64,2	82,5	127,1
48	91,2	106,1	155,7
72	122,9	127,5	190,2
96	136,6	152,2	207,9
168	154,1	165,9	213,4

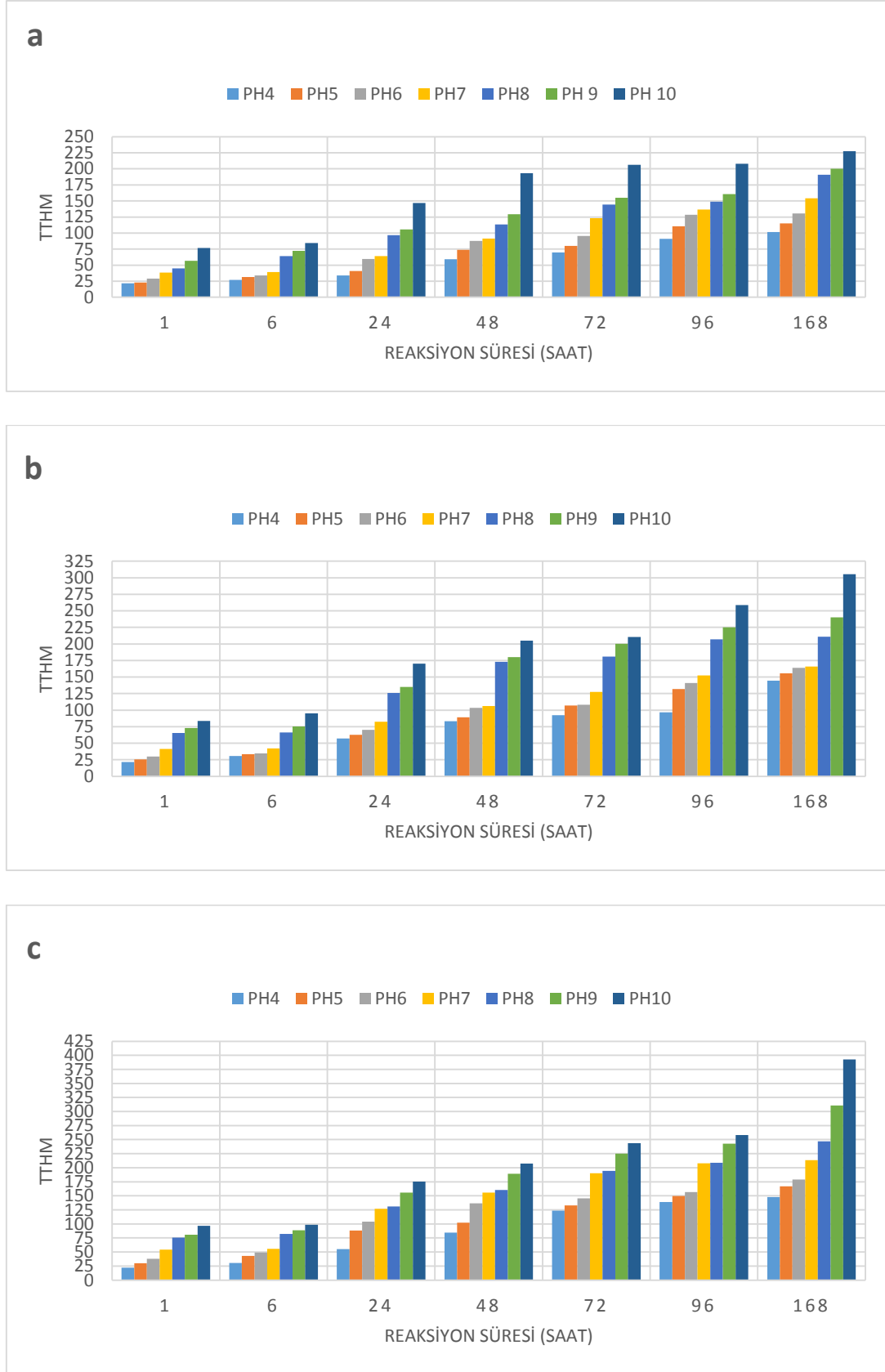
10 mg/L klor ile klorlanmış Sapanca Gölü ham suyunda 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda oluşan TTHM miktarının yaklaşık %50'sinin ilk 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana geldiği tespit edilmiştir. Örneğin; 10 mg/L klor Sapanca Göl suyunda 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda meydana gelen TTHM miktarı 127,1 µg/L olup 168 saatlik süre sonunda oluşan TTHM miktarı 213,4 µg/L dir. Yani 24 saatlik süre sonundaki değer 168 saatlik sürenin sonundaki TTHM konsantrasyonunun % 50 sini

oluşturmaktadır. Bu sonuç, ham su örneklerinin klorlanması sonucunda ilk 24 saatlik reaksiyon süresi sonunda TTHM oluşumunun hızlı daha sonra yavaş bir artış eğilimi şeklinde devam ettiğini göstermiştir. Benjamin ve diğ., (1997) tarafından yapılan çalışmalarda 7 günlük TTHM miktarının ilk 8 saatlik reaksiyon süresi içinde % 55 ile % 60'nın, Zou ve diğ., (1997) tarafından yapılan çalışmalarda ise 7 günlük TTHM miktarının % 70-75'nin 24 saatlik reaksiyon süresi içinde meydana geldiği tespit edilmiştir. Özdemir (2009) yaptığı çalışmalarda 4 saatlik süre sonunda % 50 lik kısmın oluştuğu tespit edilmiştir.

Tablo 4.2 de görüldüğü gibi her üç klorlama işlemi sonucunda oluşan TTHM konsantrasyonunda farklılıklar tespit edilmiştir. Klor dozu arttıkça buna paralel olarak THM miktarlarında artışlar olmuştur. Sapanca Gölünden alınan su numuneleri 2, 5 ve 10 mg/L klor ile klorlanması sonucunda 1 ile 168 saatlik süre sonunda en yüksek TTHM miktarının 10 mg/L klor ile klorlanan Sapanca Gölü suyunda meydana geldiği görülmüştür. Bu da göstermektedir ki artan klor miktarıyla oluşan TTHM lar paralel doğrultudadır. Ma ve diğ., Özdemir , (2009) tarafından yapılan benzer çalışmalarda klor dozu (2-10 mg/L) ve reaksiyon süresi (2-168 saat) arttıkça THM ve HAA miktarlarının da arttığı tespit edilmiştir.

4.3.2. pH in THM Oluşumuna etkisi

Şekil 4.7 (a), (b) ve (c) de farklı pH larda klorlanmış 2 mg/L, 5 mg/L ve 10 mg/L Sapanca Gölü ham sularındaki 1-168 saat arasında değişen reaksiyon süreleri sonundaki oluşan TTHM miktarları verilmiştir.

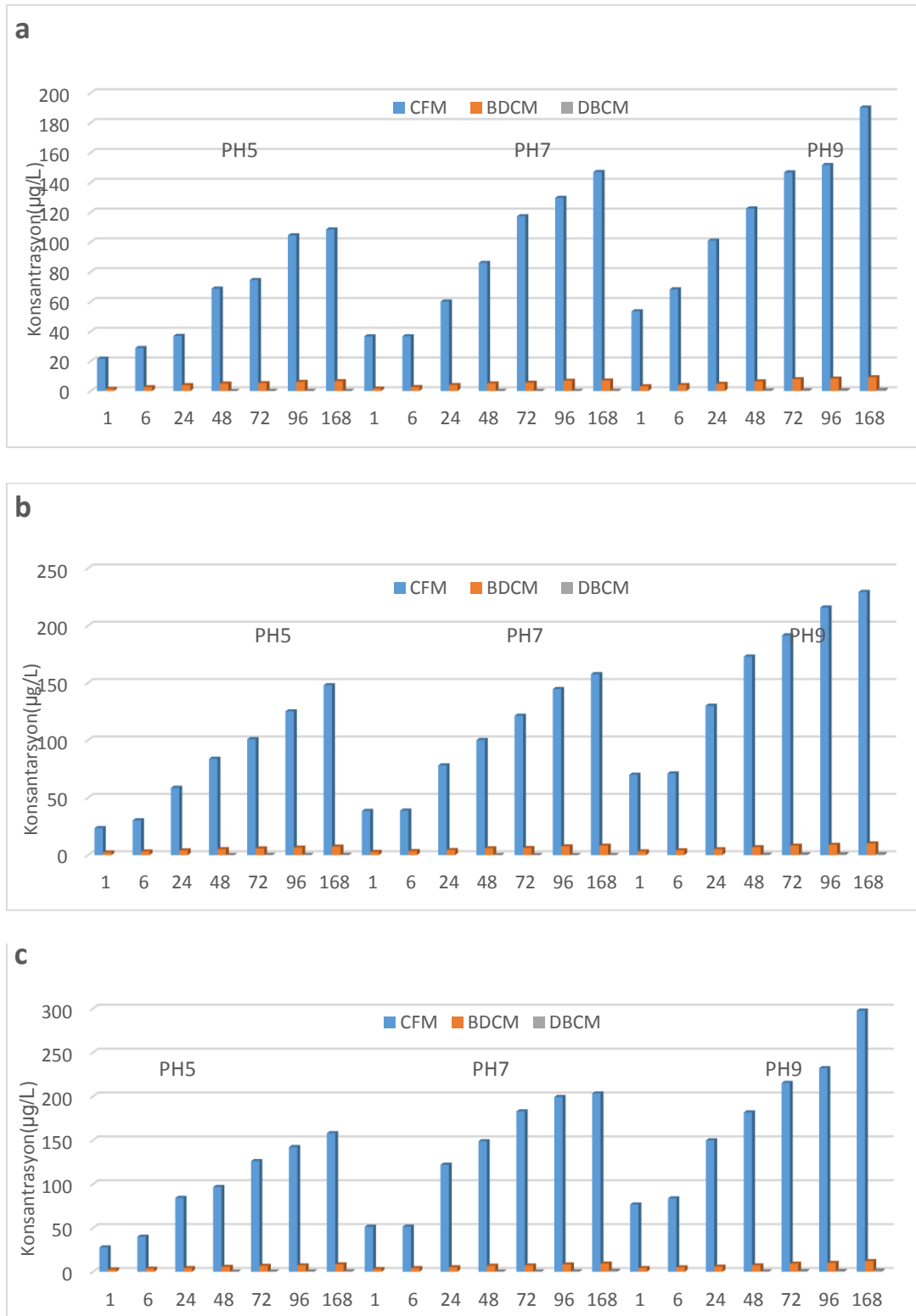


Şekil 4.7. Farklı klor dozlarında 2 mg/L(a) ,5 mg/L(b), 10 mg/L(c) klorlama işlemine tabi tutulmuş Sapanca Gölü suyunun farklı pH (4-5-6-7-8-9-10)larda ki TTHM miktarları

Farklı olarak klorlanmış her bir suda pH'daki artışa bağlı olarak THM miktarlarında da önemli artışlar meydana gelmiştir. Su numunelerinde en yüksek THM konsantrasyonları pH 10'da en düşük THM konsantrasyonları pH 4'de ölçülmüştür. Örneğin; 10 mg/L klorlu Sapanca Göl suyunda 1 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4 de meydana gelen TTHM miktarı 22,1 µg/L olup, pH 7'de 54,3 µg/L ve pH 10 da 96,4 µg/L dir. 48 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'de meydana gelen TTHM miktarı 84,3 µg/L olup, pH 7'de 155,7 µg/L ve pH 10'da 207,3 µg/L dir. 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 4'de meydana gelen TTHM miktarı 147,8 µg/L olup, pH 7'de 213,4 µg/L ve pH 10' da 392,5 µg/L dir. Yani pH yükseldikçe oluşan THM'lar artmaktadır. pH 4'deki THM değeri pH 10'daki değerin yaklaşık % 20 si kadardır. Bu sonuç, pH değerinin TTHM oluşumu ile doğru orantılı olduğunu göstermiştir. TTHM miktarları sırası ile Ekler B, Tablo B.8'de verilmiştir. Geçmiş yıllarda bazı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalarda benzer sonuçların elde edilmesi bu çalışmadaki bulguların doğruluğunu göstermektedir (Reckhow ve Singer, 1990; Ağra, 2005; Özdemir, 2009).

4.4. THM Türlerinin pH ve Eklenen Klor Miktarıyla Değişimi

Şekil 4.8 (a), (b) ve (c)'de farklı pH'larda (pH 5, pH 7 ve pH 9) klorlanan Sapanca Gölü ham suyunda meydana gelen CHCl_3 , CHBrCl_2 , CHBr_2Cl miktarları verilmiştir. Farklı konsantrasyonlarda (2 mg/L, 5 mg/L, 10 mg/L) olarak klorlanmış suların pH'ın artması ile daha fazla CHCl_3 oluşumu gözlenmiştir. 168 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 5'de meydana gelen CHCl_3 miktarları sırasıyla 108,5 µg/L, 147,9 µg/L ve 157,9 µg/L olmasına karşılık pH 9'da ise 190,3 µg/L, 229,2 µg/L, 297,6 µg/L olarak ölçülmüştür. Ekler B, Tablo B.9'da tüm pH'lar için çıkan değerler verilmiştir.



Şekil 4.8. Farklı klor dozlarında 2 mg/L(a) ,5 mg/L(b), 10 mg/L(c) klorlama işlemine tabi tutulmuş Sapanca Gölü suyunun farklı pH (5-7-9) larında ki THM türlerinin dağılımı

Alkali şartlarda ($\text{pH} > 7$) kataliz ve hidroliz reaksiyonları sonucunda daha fazla miktarlarda CHCl_3 gibi THM türleri oluşumu gerçekleşmesine rağmen, asidik

şartlarda ($\text{pH} < 7$) ise klorla doğal organik madde arasında meydana gelen oksidasyon reaksiyonları sırasında THM oluşumuna oranla daha fazla miktarlarda HAA türleri oluşmaktadır (Rook, 1976; Miller ve Uden, 1983; Gang, 2003; Rodriguez ve diğ., 2004). Yapılan çalışma kapsamında elde edilen bulgular geçmiş yıllarda birçok araştırmacı tarafından yapılan çalışmalarda ki sonuçlarla uyumludur.

Yapılan çalışma neticesinde pH 4'den pH 10'a yükseldiğinde ve reaksiyon süresi arttığında THM miktarlarında da belirgin artışlar meydana gelir. Bunun yanında klorlama sonrasında meydana gelen en baskın THM türünün CHCl_3 olduğu tespit edilmiştir. Ma ve diğ., Özdemir, (2009) tarafından yapılan benzer çalışmalarda pH 6'dan pH 9'a yükseldiği zaman THM miktarlarında da belirgin artışlar görülmesine karşılık HAA miktarlarında ise azalma tespit edilmiştir. Bu araştırmalarda elde edilen bulgular bu çalışmadaki sonuçların doğruluğunu desteklemektedir.

BÖLÜM 5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmayla, suların dezenfeksiyonu sürecinde kullanılan kimyasal maddelerin (dezenfektanların) birçoğunun organik maddeyle (hümitik ve fülvik asitler) birleşmesi sonucu dezenfeksiyon yan ürünü oluştuğu bir kez daha kanıtlanmıştır. Bu tezde Sapanca Gölü ham suyunda farklı konsantrasyonlarda eklenen dezenfektanlarla oluşan trihalometan oluşum potansiyeli gözlenmiştir. pH ve reaksiyon süreleri değiştiğinde oluşan trihalometan miktarları belirlenmiştir.

Tez kapsamında yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar, aşağıda maddeler halinde verilmiştir.

- a. Klorlanmış her bir ham suda pH'daki artışa bağlı olarak TTHM miktarlarında da önemli artışlar meydana gelmiştir. En yüksek TTHM ve THM türleri (CHCl_3 , CHCl_2Br , CHBr_2Cl ve CHBr_3) konsantrasyon değerleri pH 10'da elde edilmiştir.
- b. En yüksek TTHM konsantrasyonları pH 10'da ve yüksek miktarda (10 mg/L) klorlanan su numunelerinde görülmüştür.
- c. DOM içeren içme sularının klorlanması sonucu meydana gelen TTHM konsantrasyonunun en aza indirilmesi için en uygun şartların belirlenebileceği ortaya konulmuştur.
- d. Sapanca Gölü ham suyunun klorlanması sonucunda DOM'nin UV absorbansında meydana gelen azalmalar diferansiyel UV spektrumlar ile karakterize edilmiştir.

Bu çalışmayı destekleyecek ve bu konu kapsamında gelecekte yapılması gereken araştırmalar;

- a. Arıtma tesislerinde klor kullanıldığında sağlığa oldukça zararlı olan THM oluşumunun kaçınılmaz olduğu görölmektedir. Bu amaçla yapılabilecekler arasında ilk olarak dezenfektan değiştirilebilir; ki bu hem maliyet aısından hemde çeşitli sebeplerden dolayı mümkün değildir. Bundan dolayıdır ki bu çalışmadan elde edilen sonuçlar kullanılarak en az THM miktarı oluşturacak , optimum klor miktarı belirlenebilir.
- b. Hatta yapılan bu çalışma baz alınarak arıtma tesislerine faydalı olabilecek klor miktarı ayrıca hesaplanıp, belli organik miktarlar içeren sulara, eklenmesi gereken klor miktarının hesabı üzerine, ayrıca bir çalışma yapılabilir.

KAYNAKLAR

AİKEN, G.R., and LEENHEER, J., Isolation and chemical characterization dissolved and colloidal organic matter, *Chem. Ecol.*, 8, 135-151,1993.

AĞRA, M., İzmit içme suyunda dezenfeksiyon yan ürünlerinden trihalometanların oluşumunun izlenmesi ve modellenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 2005.

ALKAN, U., BAŞKAYA, H., TEKSOY, A. and ATEŞLİ, A., Influence of humic substances on the ultraviolet disinfection of surface waters, *Water and Environ. Journ.*, 21, 61-68, 2007.

AOUSTIN, E., SCHAFER, A.I., FANE, A.G., AND WAİTE, T.D., Ultrafiltration and natural organic matter, *Sep. Purif. Tech.*, 22-23, 63-78, 2001.

ATEŞ, N., YETİŞ, Ü. AND KİTİŞ, M., Effects of bromide ion and natural organic matter fractions on the formation and speciation of chlorination by-products *Environ. Eng.*, 947-954, 2007.

ATTIAS, L., CONTU, A., LOIZZO, A., MASSIGLIA, M., VALENTE, P. AND ZAPPONI, G.A., Trihalomethanes in drinking water and cancer risk assessment and integrated evaluation of available data in animals and humans. *Sci. Total. Environ.*, 171, no. 1-3, pp. 61-68, 1995.

AYDIN, M.E., YILDIZ, S., KARA, G. ve TOR, A., Konya yeraltı suyunda klorlu benzenlerin GC/ECD ile analizi, *S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg.*, Cilt:20, Sayı:2, 2005a

AYDIN, M.E., TOR, A., KARA, G. ve YILDIZ, S., Konya yeraltı suyunda dezenfeksiyon yan ürünleri, *S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg.*, Cilt:20, Sayı:4, 2005b

BABCOCK, D.B. AND SİNGER, P.C., Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids, *JAWWA*, 71/3, pp. 149-152, 1979.

BALCI, M., Antalya-Konyaaltı su dağıtım şebekesinde toplam trihalometan konsantrasyonlarının deterministik modelleme yaklaşımı ile modellenmesi, Akdeniz Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 2013.

BATTERMAN, S., ZHANG, L. and WANG, S., Quenching of Chlorination Disinfection By-Product Formation In Drinking Water By Hydrogen Peroxide, *Pergamon*, 34/5, 1652-1658, 2000.

- BEKBÖLET, M. and UYGUNER, C.S., A comparative study, on the photocatalytic degradation of humic substances of various origins, *Desalination*, 176, 167-176, 2005.
- BENJAMIN, M.M., LI, C.W. and KORSHIN, G.V., The decrease of UV absorbance as a indicator of TOX formation. *Water Research*, 31/4, pp. 946-949, 1997a.
- BENJAMIN, M.M., KORSHIN G.V. and LI, C., Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: A consistent Theory. *Water Research*, 31/7, pp. 1787-1795, 1997b.
- BENJAMIN, M.M., KORSHIN, G.V., WU, W.W., and HEMINGWAY, O., Correlations between differential absorbance and the formation of individual DBPs, *Water Research*, 36, 3273- 3282, 2002.
- BIEROZA M, BAKER A, BRIDGEMAN J., Relating freshwater organic matter fluorescence to organic carbon removal efficiency in drinking water treatment. *Science Of The Total Environment* 407, 1765-1774, 2009.
- BREZONIK, P.L., Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems, Lewis Publishers Inc. Boca Raton, Florida, 1995.
- CHOWDHURY, S., Exposure assessment for trihalomethanes in municipal drinking water and risk reduction strategy, *Science of the Total. Environment*, 463-464, 922-930, 2013.
- CROUE, J.P., DEBROUX, J.F., AIKEN, G.R., AMY, G.L. AND LEENHEER, J.A., Chapter 4: Natural organic matter: Structural Characteristics and reactive properties, in *Formation and Control Disinfection By- products in Drinking Water*, Eds. Singer, P. C., Denver, co, 1999.
- ÇAPAR, G., TOKMAK, B., BAYDAR, Z., DEMİRER G.N., DİLEK, F.B., ve YETİŞ, Ü., *Ankara İçme Suyu Dağıtım Şebekesinde Oluşan Dezenfeksiyon Yan Ürünleri*, İstanbul, 141-147, 1998.
- EDWALDZ, J.K., BECKER, W.C. and WATTIER, K.L., Surrogate parameters for monitoring organic matters and THM precursors, *JAWWA*, 77/4, 122-132, 1985.
- ELSHORBAGY, WE. ABU- QUADIS, H. and ELSHEAMY, M.K., Simulation of THM species in water distribution systems, *Water Research*, 34, 3431-3439, 2000.
- FABRIS, R., CHOW, C.W.K., DRIKAS, M. and EIKEBROKK, B., Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Research*. Vol. 42, no.15, pp. 4188- 4196, 2008.

FLEISCHACKER, S.J. and RANDTKE, S.J., Formation of organic chlorine in public water supplies, JAWWA, 50/12, pp. 132-138, 1983.

GALAPATE, R.P. SHOTO, E. OKADA, M. MUKAI, T. KITANAKA, A. and ITO, K. Origin of Trihalomethane Precursors in Kurose River. Hiroshima, Water Science Thecnology, 35 /8, 15-27, 1997.

GANG, D. CLEVINGER, T.E. BANERJİ, S.K. Relationship of chlorine decay and THMs Formation to NOM size, Journal of Hazardous Materials, 96/1, 1-12, 2003.

GANG, D., Modeling of THM and HAA formation in Missouri waters upon chlorination, PhD Thesis, Dissertation, the University of Missouri, Columbia, USA, 2001.

GOLFINOPOULOS, S.K., The occurrence of trihalomethanes in drinking water in Greece, Chemosphere, 41, 1761-1767, 2000.

GÖK, N., İçme sularında ön klorlama ile THM oluşumu ve engelleyici alternatif ön dezenfeksiyon Yöntemleri , Harran Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 2007.

GRAHAM, N.J.D., PERRY, R., JİANG, J.Q., and WARDLAW, V.E., The Significance of Algae as Trihalomethane Precursors, Water Science, 37/2, 83-89, 1998.

GUMUŞ, D., and AKBAL, F., Removal of natural organic matter in drinking waters and prevention of trihalomethanes formation, review paper Journal of Engineering and Natural Sciences, Sigma 31, 529-553, 2013.

HARD, G.C., BOORMAN, G.A. and WOLF, D.C., Re evaluation of the two year chloroform drinking water carcinogenicity bioassay in Osborn- Mendel rats supports chronic renal tubule injury as the mode of action underlying the renal tumor response. Toxicol. Sci., 53/2, pp. 237-244, 2000.

HUA, G.and RECKHOW, D.A, Characterization of disinfection by- products precursors based on hidrophobicity and moleculer size, Environmental Science and Technology, 41, 3309-3315, 2007.

İnsani Tüketim Amaçlı Sular Yönetmeliği, 2005. T.C. Sağlık Bakanlığı, Resmi Gazete, No: 25730, Ankara.

KITIŞ M., KARANFIL T., KILDUFF J.E., Isolation of dissolved organic matter (DOM) from surface waters using reverse osmosis and its impact on the reactivity of dom to formation and speciation of disinfection by-products Wat. Res., 35/9, pp. 2225–2234, 2001.

KITIŞ, M., KARANFIL, T., WIGTON, A. and KILDUFF, J.E., Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation, *Water Research.*, 36, 3834-3838, 2002.

KOMULAINEN, H., Experimental cancer studies of chlorinated by-products. *Toxicology.*, 198/1-3, pp. 239-248, 2004.

KORSHIN, G.V., Yan M. and He S., Spectroscopic examination of effects of iodide on the chloramination of natural organic matter *Water Research.*, 449-457, 2014.

KRASNER, S.W., MCGUIRE M.J., JACANGELO, N.L., PATANIA, K.M. and AIETA, E.M. The occurrence of disinfection by-products in USA drinking waters, *JAWWA*, 81, 41-53, 1989.

KUIVINEN, J., and JOHNSON, H., Determination of Trihalomethanes and Some Chlorinated Solvents in Drinking Water By Headspace Technique With Capillary Column Gas-Chromatography, *Wat. Res.* 33, 1201-1208, 1999.

LEE W, WESTERHOFF P, CROUE J., Dissolved organic nitrogen as a precursor for chloroform, dichloroacetonitrile, N-Nitrosodimethylamine, and trichloronitromethane, *Environmental Science and Technology*, 41, 5485-5490, 2007.

LEGAY, C., RODRIGUEZ, M.J., SADIQ, R., SERODES, J.B., LEVALLOIS, P., PROULX, F., Spatial variations of human health risk associated with exposure to chlorination by-products occurring in drinking water, *Journal of Environmental Management*, 92, 892-901, 2011.

LI, X. and ZHAO, B.H., Development of model for predicting trihalomethanes propagation in water distribution systems, *Chemosphere.*, 62, 1028-1032, 2006.

Luo, X., Formation Studies on N-nitrosodimethylamine (NDMA) in Natural Waters, PhD Thesis, December, University of Missouri-Columbia, USA, 2006.

MA, J., ZHANG, T., LU, J. and CHEN, Z., Evaluation of disinfection by-products formation during the chlorination and chloramination of dissolved organic matter fractions isolated from a filtered water, *Journal of Hazardous Materials.*, 162, 140-145, 2009.

MATAMOROS, V., MUJERIEGO, R., BAYONA, J. PSEPH, M., Trihalomethane Occurrence in Chlorinated Reclaimed Water at Full-Scale Treatment Plants in NE Spain, *Water Research*, 41, 3337-3344, 2007.

MARHABA, T.F. and VAN, D., Variations of mass disinfection by-products formation potential dissolved organic material fractions along a conventional surface water treatment plant, *J. Hazardous of Materials.*, 74, 133-144, 2000.

MATILAINEN, A., GJESSING, E.T., LAHTINEN, T., HED, L., BHATNAGAR A., SILLANPAA, M., An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment, review, *Chemosphere*, 83, 1431-1442, 2011.

MILLER, J.W. and UDEN, P.C., Characterization of nonvolatile aqueous chlorination products of humic substances. *Environmental Science and Technology*. Vol. 17, no. 3, pp. 150-157, 1983.

MOK, K.M., FAN, X.J. and WONG, H., Natural organic matter and formation of trihalomethanes in two water treatment processes, *Desalination*, 210, 44-51, 2007.

NISSINEN, T.K., MIETTINEN, I.T., MARTIKAINEN, P.J, and VARTIAINEN, T., Disinfection by-products in finished drinking waters, *Chemosphere*, 48, 9-20, 2002.

ÖZDEMİR, K., İçme suyu kaynaklarında klorlama yan ürünlerinin diferansiyel UV spektroskop yöntemiyle izlenebilirliğinin araştırılması, İstanbul Teknik Üniversitesi, Doktora Tezi, 2009.

ÖZDEMİR, K.ve TORÖZ İ., İçme suyu kaynaklarında klorlama yan ürünlerinin diferansiyel UV spektroskopisi yöntemi ile izlenmesi, İTÜ dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü Cilt:20, Sayı:2, 59-69, Kasım 2010.

PARK, N., KWON, B., SUN, M., AHN, H., KIM, C., LEE, D., CHAE, S., HYUNG, H. and CHO, J. Application of various membranes to remove NOM typically occurring in Korea with respect to DBP, AOC and transport parameters, *Desalination*, 178, 161-169, 2005.

PORTER, N., RODDICK, F. and BUCHANAN, W.. Removal of UV- treated natural organic matter by biologically activated carbon columns, *Water Research*, 42, 3335-3342, 2008.

PONTIUS, F.W., *Water Quality and Treatment*. Fourth Edition, McGraw Hill Inc., 1022p, 1990.

PONTIUS, F.W., New Horizons in Federal Regulation. *J.AWWA*, 80:38-50., 1998.

POURMOGHADDAS, H. and STEVENS, A.A., Relationship between trihalomethanes ve haloacetic acids with total organic halogen during chlorination. *Water Research*, 29/9, pp. 2059-2068, 1995.

RATHBUN, R.E., Regression equations for disinfection by products for the Mississippi, Ohio and Missouri rivers, *Science of the Total Environment*, 191, 235, 1996.

RECKHOW, D.A. and SINGER, P.C., Chlorination by- products in drinking waters; From formation potentials to finished water concentrations, JAWWA ,82/4, 173-180, 1990.

ROCCARO, P., CHANG, H.S., VAGLIASINDI, G.A.F. and KORSHIN, G.V., Differential absorbance study of effects of temperature on chlorine consumption and formation of disinfection by-products in chlorinated water, Water Research, 42, 1879-1888, 2008.

RODRÍGUEZ, M.J, and SERODES, J.B., Spatial and temporal evolution THMs in three distribution water systems, Water Research, 35, 1572- 1586, 2001.

RODRÍGUEZ, M.J., SERODES, J.B. and LEVALLOIS, P., Behavior of THMs and HAAs in a drinking water distribution system, Water Research., 38 4367-4382, 2004.

ROOK, J.J., Formation of haloforms during chlorination of natural water. Water Treat. Exam Vol. 2, no. 23, pp. 234-243, 1974.

ROOK, J.J., Chlorination reaction of fulvic acids in natural waters, Environmental Science and Technology. 11, 479- 487, 1977.

RUBIA, A., RODRÍGUEZ, M., LEON, M.V. and PRATS, D., Removal of natural organic matter and THM formation potential by ultra- nanofiltration of surface water. Water Research, 42/3, pp. 714-722, 2008.

SIMPSON, K.L. and HAYES, K.P., Drinking Water Disinfection By-Products: An Australian Perspective. Water Res., 32/5, 1522-1528, 1998.

SON, H.J, and JUNG, C.W., The relation between disinfection by- products formation and characteristics of natural organic matter in raw water. J.Chem. Eng., 25/4, 714-720, 2008.

ŞAHİNKAYA, E., ATEŞ, N., ATLI, E., TOKMAK, B., ÇAPAR, G., SANİN F.D., CELTEMEN, P., BALTACI, F., YETİŞ, Ü. ve DİLEK, F.D., İçmesuyu Amaçlı Baraj Göllerinde Trihalometan Oluşum Potansiyeli. 6. Ulusal Çevre Mühendisliği Kongresi, 1, 63-71, 2005

ŞENGÜL, P., İçme suyu dezenfeksiyonunda yan ürün oluşturmeyen metotların verimliliği, Uludağ Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 2009.

ŞENGÜL, F. ve KÜÇÜKGÜL, E.Y., Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal Temel İşlemler ve Süreçler. DEÜ Mühendislik Fakültesi Basım Ünitesi, İzmir, 253s. , 1995

TEKSOY, A., İçme sularından organik madde giderimi ve trihalometan oluşumunun önlenmesi için arıtma proseslerinin optimizasyonu, Uludağ Üniversitesi, Doktora Tezi, 2006.

TEKSOY, A., KAPLAN, U. and BAŞKAYA, H., Influence of the treatment process combinations on the formation of THM species in water, *Separation Purification Technology.*, 61, 447- 454, 2008.

TOROZ, I. and UYAK, V., Seasonal variation of trihalomethanes (THMs) in water distribution networks of İstanbul city, *Desalination*, 176:127-141, 2005.

URANO, K., WADA, H. and TAKEMASA, T., Empirical rate equation for trihalomethane formation with chlorination of humic materials in water, *Water Research.*, 17, 1797-1802, 1983.

USEPA, National primary drinking water regulations: Disinfectants and disinfectant by- products: Final rule, 40 CFR, 9, 141-142, USA, 1998.

USEPA, Microbial and Disinfection By-Product Rules Simultaneous Compliance Guidance Manual, United States Environmental Protection Agency, 815/ 99-015, 1999

USEPA, List of drinking water contaminants and MCLs, EPA 816F02016, USA, 2003.

USEPA, Guidelines for carcinogenic risk assesment, EPA/630/ P-3 / 001,USA, 2005

UYAK, V., OZDEMIR, K. and TOROZ, I., Multiple linear regression modeling of disinfection by-products formation in İstanbul drinking water resevoirs. *Science of the Total Environment*, 378/ 3, pp. 269-280, 2007.

UYAK, V., Removal of Disinfection By products precursors with Enhanced coagulation in İstanbul Water supplies, PhD Thesis, Istanbul Technical University, Istanbul, Turkey, 2006.

UYAK, V.ve TORÖZ İ., İçme suyu kaynaklarındaki doğal organik maddelerin zenginleştirilmiş koagülasyon yöntemi ile giderilmesi, İTÜ dergisi Su Kirlenmesi Kontrolü Cilt:16, Sayı:1-3, 115-122, 2006

UYAK, V., TOROZ I. and MERİÇ S., Monitoring and modeling of trihalomethanes (THMs) for a water treatment plant in Istanbul, *Desalination* 176 , 91-101, 2005.

UYAK, V. and TOROZ, I., Investigation of bromide ion effects on disinfection by-products formation and speciation in an İstanbul water supply. *Journal of Hazardous Materials*, 149/2, pp. 445- 451, 2007.

VELASCO - IRIARTE U., URIARTE- ALVEREZ, J.I. and VELASCO, U.I., Enhanced coagulation under changing alkaliity hardness conditions and its implications on trihalomethane precursors removal and relationship with UV absorbance, *Sep. Pur.Tech.*, 55, 368-380, 2007.

YAMAN, B., Büyükçekmece gölü ve gölü besleyen derelerde farklı dezenfeksiyon yan ürününün öncü maddelerinin araştırılması, İstanbul Teknik Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, 2010.

WANG, D., WEI, Q., ZHANG, L., TANG, H., SHI, B. and FENG, C., Seasonal variations of chemical and physical characteristics dissolved organic matter and trihalomethane precursors in reservoir: a case study. *Journal of Hazardous Materials*, 150/2, pp. 257- 264, 2008.

WANG, W., YE, B., YANG, L., YANGUHA, L. AND YANGUHA, W., Risk Assessment on Disinfection By-Products of Drinking Water of Different Water Sources and Disinfection Processes. *527/7*, 2006.

WEI, L.L., ZHAO, Q., JIA, T. AND XUE, S., Effect on bromide ion on isolated fractions of dissolved organic matter in secondary effluent during chlorination, *Journal of Hazardous Materials.*, 157, 25- 33, 2008.

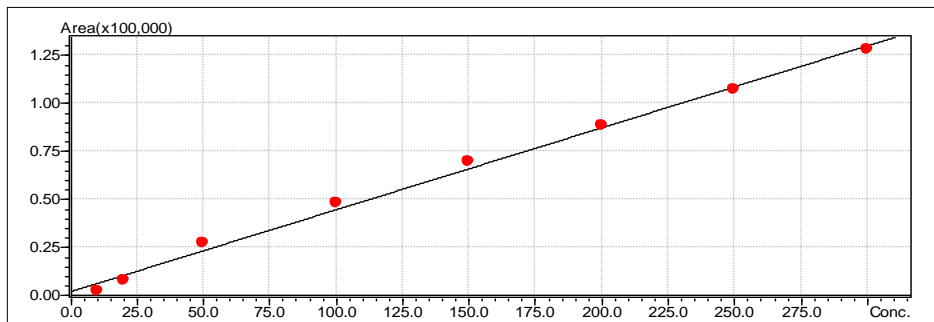
ZHANG, Q. AND MINEAR, R.A., Removal of low- molecular weight DBPs and inorganic ions for characterization of high molecular weight DBPs in drinking water, *Water Research.*, 40, 1043-1052, 2006.

ZOH, K.D., TAE HA, K. AND LEE, J., Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods, *Sci. Total. Environ.*, 407, 1990-1997, 2009.

ZOU, H., YANG, S., AND XU, O., Formation of POX and NPOX with chlorination of fulvic acid in water: empirical models. *Water Research.* 31/6, 1536-1541, 1997.

EKLER

EK A: GC KALİBRASYON VERİLERİ



$$Y=ax+b$$

$$A=426.263$$

$$B=2345.766$$

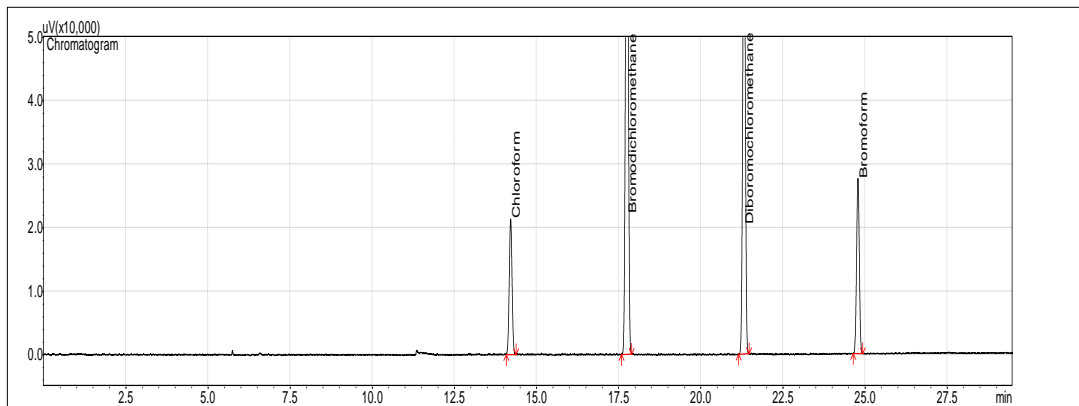
$$R^2=0.994854$$

$$R=0.9974241$$

Şekil A.1. THM ölçümlerine ait kalibrasyon grafiği

Level	Conc.	Mean Area	SD	%RSD	Area1	Area2
1	10	2,268	0.0000000		2,268	
2	20	7,653	910.7649	11.90123	7,009	8,297
3	50	27,607	300.7269	1.089300	27,395	27,820
4	100	48,037	420.1812	0.8747060	47,740	48,334
5	150	69,905	1604.069	2.294632	68,771	71,040
6	200	88,685	630.4112	0.7108458	88,239	89,130
7	250	107,076	249.8774	0.2333639	107,253	106,900
8	300	127,899	1612.499	1.260756	126,759	129,040

Şekil A.2. THM ölçümlerine ait kalibrasyon tablosu



Şekil A.3. 300 µg/L lik standartı ile yapılan THM ölçümlerini gösteren GC kromatogramı

Peak#	Ret.Time	Area	Height	Conc.	Units	Mark	Compound ID#	Compound Name
1	14.211	126759.1	21264.4	291.86999	ppb		1	Chloroform
2	17.751	563144.9	97544.1	292.29794	ppb		2	Bromodichlorometha
3	21.316	415611.5	74082.2	292.53520	ppb		3	Dibromochlorometh
4	24.783	159783.2	27478.5	293.84797	ppb		4	Bromoform

Şekil A.4. 300 µg/L lik standartın THM ölçümlerini ve türlerini gösteren GC kromatogramı

EK B: UV ABSORBANS DEĞERLERİ VE THM MİKTARLARI

Tablo B.1. pH 4' de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,323	0,172	0,099	0,069	0,054	0,065	0,070	0,058	0,044
12 saat	0,294	0,159	0,075	0,057	0,039	0,051	0,051	0,041	0,030
96 saat	0,246	0,111	0,065	0,039	0,036	0,040	0,042	0,036	0,029
168 saat	0,178	0,090	0,044	0,019	0,017	0,023	0,024	0,017	0,013
5mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,389	0,198	0,110	0,072	0,067	0,072	0,088	0,071	0,075
12 saat	0,385	0,148	0,082	0,061	0,043	0,064	0,065	0,043	0,033
96 saat	0,327	0,146	0,083	0,047	0,042	0,051	0,054	0,049	0,039
168 saat	0,245	0,105	0,047	0,021	0,018	0,035	0,026	0,023	0,016
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,688	0,286	0,146	0,093	0,085	0,086	0,095	0,076	0,095
12 saat	0,682	0,255	0,128	0,087	0,080	0,075	0,086	0,056	0,061
96 saat	0,341	0,172	0,127	0,093	0,075	0,062	0,066	0,051	0,045
168 saat	0,309	0,132	0,069	0,039	0,036	0,041	0,046	0,043	0,033

Tablo B.2. pH 5' de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,263	0,133	0,063	0,036	0,032	0,041	0,045	0,039	0,032
12 saat	0,206	0,119	0,058	0,033	0,026	0,033	0,036	0,030	0,024
96 saat	0,195	0,108	0,040	0,029	0,021	0,027	0,032	0,024	0,019
168 saat	0,168	0,043	0,021	0,012	0,014	0,015	0,013	0,017	0,015
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,352	0,201	0,084	0,052	0,041	0,050	0,054	0,048	0,039
12 saat	0,325	0,143	0,077	0,044	0,036	0,043	0,047	0,043	0,033
96 saat	0,295	0,135	0,068	0,038	0,025	0,032	0,036	0,031	0,024
168 saat	0,196	0,094	0,031	0,018	0,016	0,018	0,028	0,023	0,017
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,607	0,234	0,126	0,083	0,078	0,087	0,093	0,088	0,073
12 saat	0,464	0,189	0,112	0,071	0,065	0,071	0,077	0,073	0,061
96 saat	0,392	0,163	0,085	0,046	0,040	0,045	0,050	0,046	0,034
168 saat	0,259	0,099	0,060	0,027	0,023	0,034	0,040	0,039	0,029

Tablo B.3. pH 6' da farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,270	0,095	0,056	0,032	0,029	0,039	0,041	0,035	0,031
12 saat	0,245	0,092	0,052	0,028	0,023	0,034	0,038	0,033	0,026
96 saat	0,240	0,088	0,045	0,024	0,021	0,031	0,034	0,027	0,020
168 saat	0,215	0,061	0,017	0,023	0,019	0,027	0,029	0,018	0,011
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,367	0,148	0,082	0,045	0,041	0,055	0,056	0,051	0,041
12 saat	0,343	0,143	0,077	0,040	0,035	0,051	0,051	0,047	0,040
96 saat	0,308	0,140	0,075	0,035	0,032	0,048	0,045	0,036	0,035
168 saat	0,222	0,068	0,019	0,026	0,025	0,032	0,032	0,025	0,022
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,484	0,152	0,100	0,061	0,056	0,066	0,073	0,070	0,058
12 saat	0,375	0,145	0,087	0,048	0,044	0,053	0,057	0,055	0,044
96 saat	0,317	0,142	0,083	0,042	0,036	0,050	0,048	0,044	0,038
168 saat	0,230	0,089	0,042	0,032	0,030	0,043	0,037	0,029	0,025

Tablo B.4. pH 7' de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,202	0,131	0,076	0,048	0,043	0,052	0,054	0,043	0,036
12 saat	0,158	0,100	0,056	0,031	0,028	0,037	0,040	0,034	0,031
96 saat	0,122	0,093	0,054	0,026	0,023	0,033	0,038	0,032	0,024
168 saat	0,104	0,083	0,044	0,021	0,019	0,029	0,032	0,027	0,021
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,661	0,284	0,120	0,075	0,073	0,084	0,092	0,083	0,068
12 saat	0,331	0,161	0,084	0,051	0,046	0,055	0,059	0,054	0,044
96 saat	0,309	0,152	0,084	0,049	0,046	0,053	0,056	0,049	0,042
168 saat	0,247	0,088	0,054	0,028	0,024	0,032	0,036	0,030	0,024
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,700	0,363	0,121	0,075	0,072	0,083	0,091	0,086	0,073
12 saat	0,406	0,18	0,102	0,063	0,057	0,065	0,067	0,068	0,050
96 saat	0,35	0,175	0,103	0,059	0,054	0,062	0,061	0,063	0,046
168 saat	0,219	0,102	0,068	0,033	0,028	0,036	0,041	0,039	0,029

Tablo B.5. pH 8’ de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,383	0,212	0,088	0,049	0,045	0,054	0,057	0,047	0,037
12 saat	0,239	0,173	0,083	0,038	0,035	0,044	0,047	0,040	0,033
96 saat	0,204	0,106	0,066	0,036	0,032	0,042	0,042	0,039	0,031
168 saat	0,141	0,062	0,032	0,012	0,010	0,021	0,026	0,022	0,018
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,422	0,230	0,121	0,064	0,059	0,067	0,071	0,063	0,054
12 saat	0,281	0,193	0,101	0,052	0,042	0,053	0,057	0,051	0,044
96 saat	0,265	0,137	0,091	0,049	0,021	0,031	0,035	0,045	0,039
168 saat	0,210	0,094	0,052	0,026	0,023	0,033	0,038	0,035	0,028
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,512	0,177	0,135	0,078	0,072	0,076	0,075	0,077	0,069
12 saat	0,391	0,158	0,105	0,054	0,047	0,055	0,061	0,057	0,049
96 saat	0,334	0,137	0,098	0,053	0,045	0,053	0,057	0,051	0,045
168 saat	0,312	0,131	0,093	0,045	0,042	0,05	0,052	0,049	0,039

Tablo B.6. pH 9’ de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbands değerleri (cm⁻¹)

2 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,240	0,102	0,060	0,035	0,032	0,041	0,042	0,033	0,027
12 saat	0,229	0,088	0,038	0,020	0,020	0,022	0,026	0,026	0,020
96 saat	0,129	0,067	0,033	0,014	0,017	0,018	0,024	0,019	0,017
168 saat	0,121	0,026	0,014	0,009	0,011	0,010	0,016	0,012	0,014
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,257	0,273	0,114	0,055	0,061	0,060	0,066	0,065	0,044
12 saat	0,234	0,108	0,070	0,039	0,036	0,043	0,042	0,040	0,031
96 saat	0,219	0,073	0,042	0,023	0,027	0,025	0,030	0,027	0,021
168 saat	0,204	0,062	0,028	0,012	0,019	0,018	0,024	0,019	0,017
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,438	0,312	0,205	0,074	0,075	0,068	0,076	0,072	0,054
12 saat	0,315	0,199	0,108	0,052	0,042	0,045	0,051	0,048	0,035
96 saat	0,241	0,113	0,066	0,037	0,036	0,037	0,037	0,033	0,029
168 saat	0,218	0,096	0,040	0,026	0,025	0,027	0,029	0,025	0,021

Tablo B.7. pH 10' de farklı klor dozlarında ve reaksiyon sürelerinde uv absorbans değerleri (cm⁻¹)

2 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,374	0,099	0,069	0,046	0,053	0,042	0,046	0,040	0,038
12 saat	0,276	0,075	0,055	0,042	0,048	0,035	0,032	0,029	0,026
96 saat	0,165	0,054	0,028	0,028	0,034	0,027	0,025	0,022	0,019
168 saat	0,067	0,024	0,022	0,014	0,017	0,013	0,019	0,016	0,012
5 mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,585	0,121	0,088	0,054	0,065	0,049	0,053	0,050	0,047
12 saat	0,358	0,085	0,070	0,047	0,050	0,041	0,047	0,032	0,035
96 saat	0,255	0,066	0,038	0,035	0,038	0,032	0,032	0,027	0,022
168 saat	0,181	0,051	0,024	0,023	0,022	0,018	0,022	0,019	0,016
10mg/L	200nm	220nm	240nm	254nm	260nm	272nm	280nm	300nm	320nm
1 saat	0,696	0,170	0,098	0,062	0,072	0,061	0,078	0,060	0,058
12 saat	0,422	0,105	0,087	0,055	0,055	0,046	0,058	0,042	0,042
96 saat	0,374	0,098	0,042	0,030	0,042	0,037	0,045	0,031	0,035
168 saat	0,312	0,083	0,038	0,025	0,029	0,028	0,032	0,024	0,026

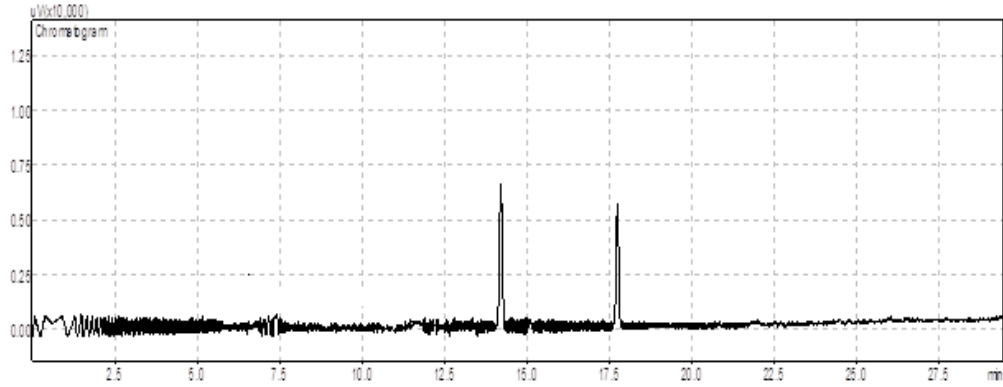
Tablo B.8. Farklı klor dozlarında, reaksiyon sürelerinde ve pH 'larda TTHM oluşum miktarları (µg/L)

2 mg/L	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9	pH 10
1 saat	21,8	23,0	29,2	38,3	44,8	56,7	76,9
6 saat	27,1	31,4	34,1	39,4	64,3	72,3	84,3
24 saat	33,8	40,9	59,6	64,1	96,7	105,8	147,0
48 saat	59,0	73,9	87,8	91,2	113,4	129,3	193,3
72 saat	69,6	79,9	95,5	123,0	144,5	155,1	206,4
96 saat	91,0	110,7	128,4	136,7	148,8	160,6	207,8
168 saat	101,4	115,2	130,7	154,2	190,6	200,1	227,5
5 mg/L	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9	pH 10
1 saat	21,4	25,7	29,8	41,2	65,5	73,1	83,6
6 saat	30,8	33,4	34,6	42,2	66,2	75,2	95,3
24 saat	57,0	62,6	70,1	82,5	125,9	135,1	170,3
48 saat	83,1	89,2	103,6	106,1	172,8	180,1	205,1
72 saat	92,2	106,9	108,0	127,5	180,8	200,3	210,5
96 saat	96,6	131,9	140,9	152,3	206,9	225,3	258,7
168 saat	144,6	155,5	164,1	165,9	210,8	240,2	305,3
10 mg/L	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9	pH 10
1 saat	22,0	30,2	37,9	54,3	75,9	80,7	96,4
6 saat	30,7	43,3	49,0	55,5	82,3	88,6	98,4
24 saat	55,0	88,3	104,0	127,0	131,0	155,6	175,1
48 saat	84,4	102,2	136,5	155,7	160,5	189,1	207,3
72 saat	123,5	133,0	145,7	190,2	194,2	225,1	243,7
96 saat	139,1	149,6	156,7	207,9	209,0	242,8	258,2
168 saat	147,8	166,8	178,8	213,4	246,9	310,9	392,6

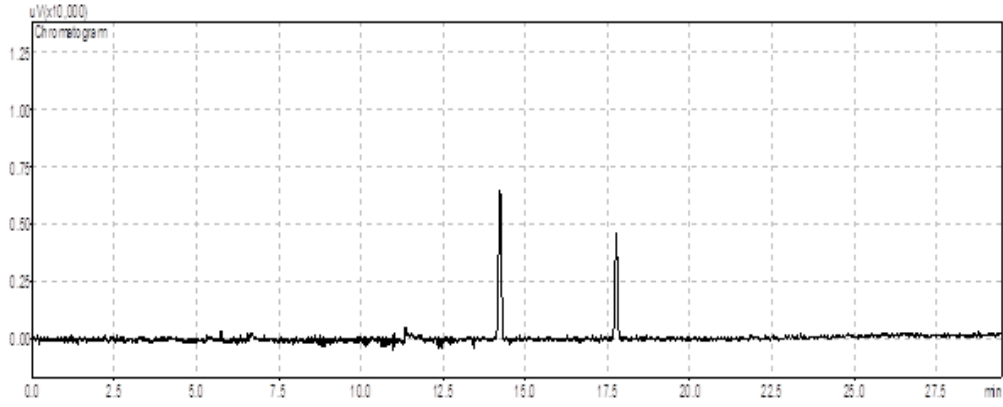
Tablo B.9. Farklı klor dozlarında, reaksiyon sürelerinde ve pH 'larda THM türlerinin dağılımı ($\mu\text{g/L}$)

	pH 5			pH 7			pH 9		
2 mg/L	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM
1 saat	21,6	1,4		36,7	1,6		53,6	3,2	
6 saat	28,9	2,5		36,8	2,6		68,3	4,0	
24 saat	37,0	3,9		60,1	4,0		101,0	4,8	
48 saat	68,8	5,0	0,1	86,1	5,1	0,1	122,6	6,4	0,3
72 saat	74,6	5,3	0,1	117,4	5,5	0,1	146,8	7,9	0,4
96 saat	104,6	6,1	0,1	129,7	6,9	0,1	151,7	8,3	0,5
168 saat	108,5	6,6	0,1	147,0	7,0	0,1	190,3	9,2	0,7
	pH 5			pH 7			pH 9		
5 mg/L	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM
1 saat	23,4	2,3		38,5	2,8		69,9	3,2	
6 saat	30,3	3,1		38,7	3,5		71,1	4,2	
24 saat	58,5	4,1		78,1	4,4		130,0	5,1	
48 saat	83,9	5,2	0,1	100,2	5,9	0,1	173,0	6,8	0,3
72 saat	101,0	5,8	0,2	121,3	6,1	0,1	191,4	8,2	0,6
96 saat	125,2	6,5	0,2	144,6	7,6	0,1	215,7	8,9	0,7
168 saat	147,9	7,4	0,2	157,6	8,2	0,1	229,3	10,1	0,8
	pH 5			pH 7			pH 9		
10mg/L	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM	CFM	BDCM	DBCM
1 saat	27,7	2,5		51,2	3,1		76,6	4,2	
6 saat	39,8	3,5		51,4	4,1		83,6	5,0	
24 saat	84,2	4,1		121,9	5,1		149,8	5,9	
48 saat	96,5	5,6	0,1	148,7	6,8	0,2	181,5	7,2	0,4
72 saat	126,1	6,7	0,2	182,8	7,1	0,4	215,2	9,2	0,7
96 saat	142,1	7,2	0,3	199,2	8,3	0,5	232,0	10,0	0,8
168 saat	157,9	8,4	0,4	203,2	9,3	1,0	297,6	12,0	1,3

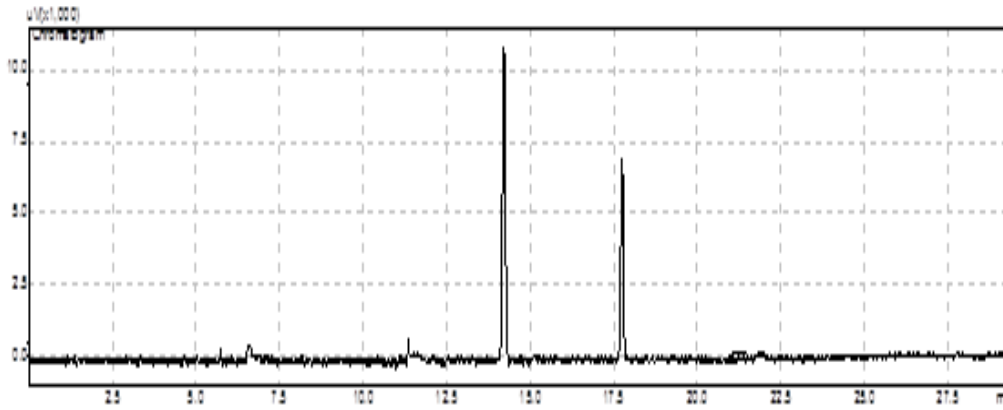
EK C: GC KROMOTOGRAMLAR



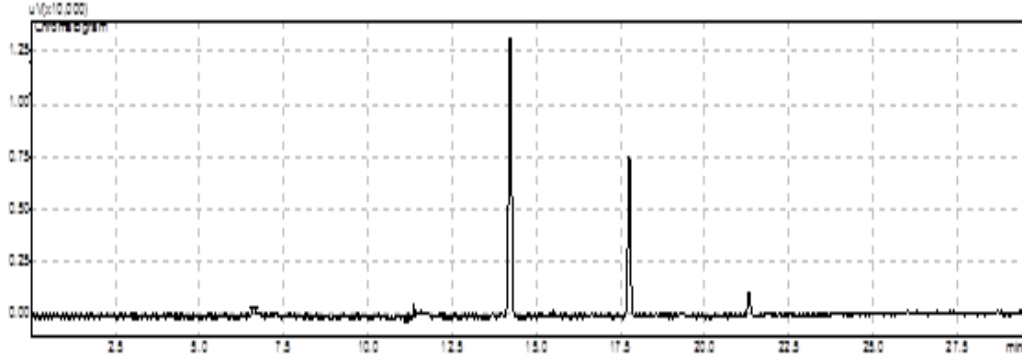
Şekil C.1. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (1 saat)



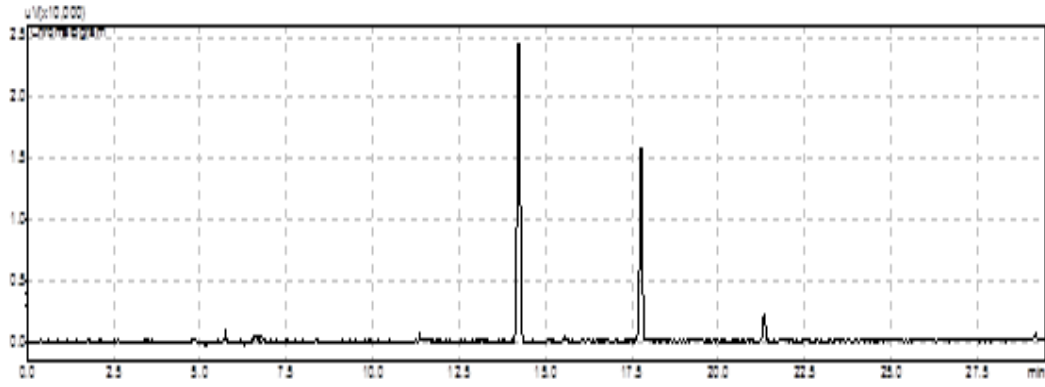
Şekil C.2. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (6 saat)



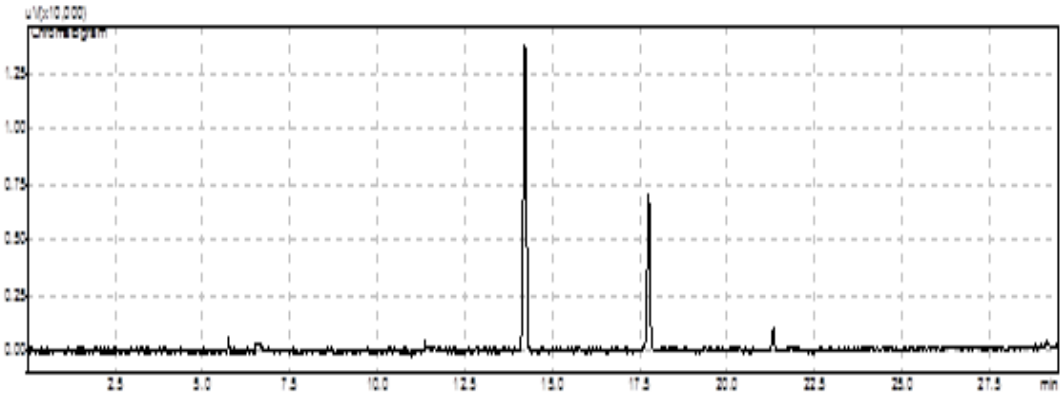
Şekil C.3. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (24 saat)



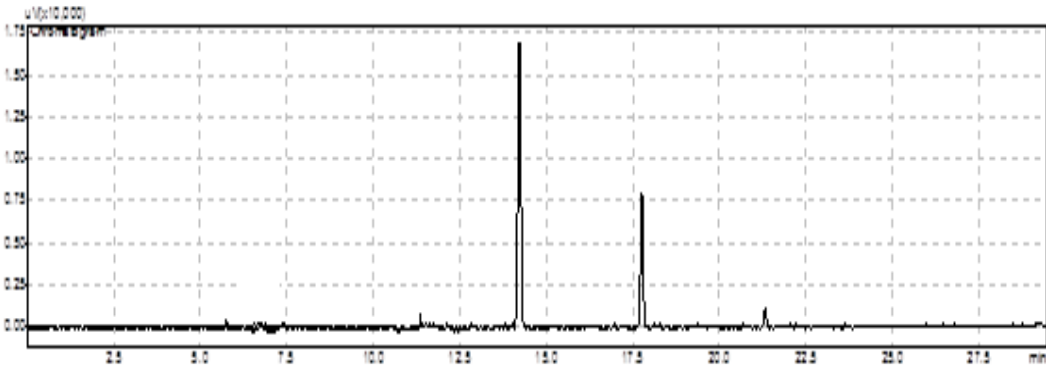
Şekil C.4. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (48 saat)



Şekil C.5. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (72 saat)



Şekil C.6. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (96 saat)



Şekil C.7. pH 10 ; 10 mg/L lik konsantrasyonda klorlanmış Sapanca Göl suyundaki thm türleri (168 saat)

ÖZGEÇMİŞ

Begüm SÜNBL, 17.10.1990 de Sakarya'da doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini Sakarya'da tamamladı. 2008 yılında Sakarya Anadolu Lisesinden mezun oldu. 2008 yılında başladığı SAÜ Çevre Mühendisliği Bölümünü 2012 yılında bitirdi. 2012 yılında Sakarya Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümünde yüksek lisansa başladı.