

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BATIK MEMBRAN SİSTEMLERİ İLE İÇME SUYU ARITIMINA
NANOPARTİKÜLLERİN ETKİSİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Can Burak ÖZKAL

Anabilim Dalı : Çevre Mühendisliği

Programı : Çevre Bilimleri ve Mühendisliği

Tez Danışmanı : Prof. Dr. İsmail KOYUNCU

Haziran, 2010

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BATIK MEMBRAN SİSTEMLERİ İLE İÇME SUYU ARITIMINA
NANOPARTİKÜLLERİN ETKİSİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Can Burak ÖZKAL
(501071731)**

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 07 Mayıs 2010

Tezin Savunulduğu Tarih : 14 Haziran 2010

**Tez Danışmanı : Prof. Dr. İsmail KOYUNCU (İ.T.Ü)
Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK (İ.T.Ü)
Prof. Dr. Bülent KESKİNLER (G.Y.T.E)**

Haziran, 2010

ÖNSÖZ

Bilgi ve tecrübeleri ile bana yol gösteren ve tezimin her aşamasında değerli görüşlerinden yararlandığım sayın hocam Prof. Dr. İsmail KOYUNCU' ya,
Bana ayırdığı değerli vakitler, vermiş olduğu fikir ve tavsiyeler için çok değerli hocam Doç. Dr. Süleyman ÖVEZ' e
Özveri, destek ve sabırlarından dolayı sevgili aileme,

Çok teşekkür ederim.

Temmuz, 2010

Can Burak ÖZKAL
Çevre Mühendisi

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	v
KISALTMALAR.....	ix
ÇİZELGE LİSTESİ	xi
ŞEKİL LİSTESİ	xiii
ÖZET	xxi
SUMMARY	xxiii
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı.....	3
2. LİTERATÜR ÖZETİ	5
2.1 Membran Sistemler.....	5
2.1.1 Membran üretiminde kullanılan materyaller	7
2.1.2 Membran modülleri	
2.1.3 Membran prosesler	13
2.1.3.1 Düşük basınçlı membran sistemleri.....	16
2.2 Batık Membran Sistemleri.....	20
2.3 Membran Kirlenmesi.....	23
2.3.1 Kirlenme modelleri.....	25
2.3.2 Kirlenmeyi önleyen işlemler	27
2.4 Doğal Organik Madde Giderim Yöntemleri.....	31
2.4.1 Geliştirilmiş koagülasyon.....	31
2.4.2 Ozonlama / biyofiltrasyon	31
2.4.3 Adsorpsiyon	32
2.4.3.1 Adsorpsiyon mekanizmaları.....	32

2.4.3.2 Doğal organik maddenin adsorpsiyonu için kullanılan başlıca adsorbanlar.....	33
2.4.4 Membran filtrasyonu	40
2.4.4.1 Doğal organik maddelerden kaynaklanan membran kirlenmesi.....	40
2.5 Adsorpsiyon Membran Hibrit Sistemlerin DOM giderimi ve Membran Tıkanması Üzerindeki Etkisi.....	43
3. MATERYAL VE METOT	49
3.1 DeneySEL Çalışmalarda Kullanılan Sentetik ve Doğal Ham su Özellikleri ..	49
3.1.1 Sentetik ham su özellikleri	49
3.1.2 Doğal ham su özellikleri	53
3.2 DeneySEL Çalışmalarda Kullanılan Membranların Özellikleri	54
3.2.1. Mikro filtrasyon membran özellikleri.....	54
3.2.2 MF membranların hazırlanması	56
3.3 Membranların Temizlemesi.....	60
3.3.1 MF membranlarının temizlemesi	60
3.4 Batık membran sistemi deney düzeneği.....	62
3.4.1 Laboratuvar ölçekli batık membran sistemi	62
3.4.2 Labaratuar ölçekli deney düzeneğin çalışma prensibi.....	65
3.5 MF Membran Sistemine Farklı Dozlarda Fe Nanopartikül ilavesi.....	68
3.6 MF Membran Sistemine Farklı Dozlarda Karbon Nanotüpü ilavesi	69
4. DENEYSEL ÇALIŞMALARIN SONUÇLARI	71
4.1 Demir Nanopartikülü ile Yürütülen Çalışmalar.....	71
4.1.1 Sentetik suda yürütülen çalışmalar.....	71
4.1.1.1 TOK değeri 8,7 mg/l olan sentetik suda yürütülen çalışmalar....	71
4.1.1.2 TOK değeri 19.2 mg/l olan sentetik suda yürütülen çalışmalar.....	83
4.1.1.3 Organik madde konsantrasyonun etkisi.....	96
4.1.2 Göl suyunda yapılan çalışmalar.....	101
4.1.2.1 Terkos göl suyu ile yürütülen çalışmalar.....	101
4.1.2.2 Ömerli göl suyu ile yürütülen çalışmalar.....	112
4.1.2.3 Büyükçekmece göl suyunda yürütülen çalışmalar.....	123
4.1.2.4 Farklı göllerde yapılan çalışmaların karşılaştırılması.....	133

4.2 Karbon Nanotüpü ile Yürütülen Çalışmalar.....	136
4.2.1 Sentetik suda yürütülen çalışmalar.....	136
4.2.1.1 19,2 mg/l TOK değerine sahip sentetik suda yürütülen çalışmalar.....	136
4.2.2 Ömerli göl suyunda yürütülen çalışmalar.....	150
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER	155
5.1 Demir Nanopartikülü ile Yürütülen Çalışmalar.....	155
5.2 Karbon Nanotüpü ile Yürütülen Çalışmalar	156
KAYNAKLAR	157

KISALTMALAR

DOM	: Doğal organik madde
TAK	: Toz aktif karbon
ÇOK	: Çözünmüş organik karbon
TOK	: Toplam organik karbon
MWCO	: Molecular weight cut off
KNT	: Karbon nanotüp
ED	: Elektro diyaliz
GS	: Gaz karışımların ayrılması
MR	: Membran reaktör
D	: Diyaliz
TMB	: Transmembran basıncı
SUVA	: Spesifik Ultra viole ışığı absorbans değeri
MWNT	: Çok duvarlı karbon nanotüp
SWNT	: Tek duvarlı karbon nanotüp
ÇOM	: Çözünmüş organik madde
DA	: Dalton
SEM	: Hassas elektronik mikroskop
DOP	: Demir oksit partikülü
NP	: Nanopartikül

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 :	Membran materyal ve özellikleri.....	7
Çizelge 2.2 :	Çalışmada kullanılan hidrofilik ve hidrofobik membranların özellikleri.....	9
Çizelge 2.3 :	Membran proseslerin özellikleri.....	14
Çizelge 2.4 :	Membran filtrasyonu için uygulanan başlıca ön arıtma uygulamalarının mekanizma ve etkileri.....	32
Çizelge 3.1 :	Sentetik ham su özellikleri.....	50
Çizelge 3.2 :	Sentetik ham su karakterizasyonu.....	51
Çizelge 3.3 :	Terkos ve Ömerli göllerine ait ham su karakterizasyonu.....	53
Çizelge 3.4 :	MF membranların teknik özellikleri	55

ŞEKİLLER LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2. 1	: Basınçlı ve batık membran sistemleri	6
Şekil 2. 2	: Membran modülleri	10
Şekil 2. 3	: Borusal modül membranlar	11
Şekil 2. 4	: Başlıca boşluklu lif yapıda membranların şematik gösterimi	12
Şekil 2. 5	: Boşluklu lif yapıda membran görünümü	13
Şekil 2. 6	: Dünyada yıllara göre düşük basınçlı membran sistemlerinin kurulum dağılımı.....	16
Şekil 2. 7	: Kabı içerisinde kullanılan çapraz akımlı sistemler (A), kabı içerisinde kullanılan direkt filtrasyon yapılan sistemler (B), batık membranlar (C)	18
Şekil 2. 8	: Kirlenme modelleri.....	25
Şekil 2. 9	: Membran tıkanmasına mekanizmaları.....	26
Şekil 2. 10	: Demir oksitler ile doğal organik madde arasındaki olası ligand değişim modelleri	35
Şekil 2. 1	Karbonun bazı allotropları a- elmas; b- grafit; c- Lonsdaleit; d-f-) Fullerene; g- amorf karbon; h- karbon nanotüpü.....	37
	Fullerene; g- amorf karbon; h- karbon nanotüpü.....	37
Şekil 3. 1	: Kullanılan hümkik asitin görünümü.....	50
Şekil 3. 2	: Deiyonize su üretim sistemi	52
Şekil 3. 3	: Deneysel çalışmalarda kullanılan MF membranının ticari şekli	54
Şekil 3. 4	: Laboratuvar ölçekli deneysel çalışmalar için hazırlanmış MF membranlar.....	57
Şekil 3. 5	: Laboratuvar ölçekli deneysel çalışmalar için hazırlanmış MF membran	57
Şekil 3. 6	: Ömerli göl suyunda yüksek dozda karbon nanotüpü ile yürütülen deney ardından MF membranının kullanım öncesi ve deney sonrası sudan geçirilmiş hali.....	58
Şekil 3. 7	: Yüksek Hümkik asit konsantrasyonundaki sentetik suda yüksek ardından MF membranının kullanım öncesi ve deney sonrası sudan geçirilmiş hali	59
Şekil 3. 8	: Temizleme işlemi öncesinde MF membranların görünümü	60
Şekil 3. 9	: Baz çözeltisi içinde MF membranların görünümü	61
Şekil 3. 10	: Temizleme işlemi sonrasında MF membranların görünümü	61
Şekil 3. 11	: Basınç ölçerler	62

Şekil 3. 12 :	Rotometreler	62
Şekil 3. 13 :	SC1000 veri aktarım ve depolama cihazı.....	63
Şekil 3. 14 :	Deney düzeneğinin şematik görünümü.....	63
Şekil 3. 15 :	Deney düzeneği	64
Şekil 3. 16 :	Yüksek hümkik asit konsantrasyonuna sahip sentetik suda karbon nanotüpü ile yürütülen deneye ait reaktör içinden görünüm.....	65
Şekil 3. 17 :	Numune örnekleri	66
Şekil 3. 18 :	Reaktör olarak kullanılan 3 litrelik beher ve havalandırma	67
Şekil 3. 19 :	Vakum basıncını sağlamak amacıyla kullanılan peristaltik pompa.....	67
Şekil 3. 20 :	Deneylerde kullanılan Fe (III) nanopartikülü.....	68
Şekil 3. 21 :	Deneylerde kullanılan Karbon nanotüpü (multiwalled)	69
Şekil 3. 22 :	Dış çapı 30-50 iç çapı 5-15 nm olan Karbon nanotüpü partiküllerinin	69
Şekil 3. 23 :	Dış çapı 10-15 nm iç çapı 2-5 nm olan Karbon nanotüpü partiküllerinin	69
Şekil 4. 1 :	Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmaya ait zamanla basınç değişimi grafiği.....	72
Şekil 4. 2 :	Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.....	72
Şekil 4. 3 :	Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada UV ₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.....	73
Şekil 4. 4 :	Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin zamanla değişimi	73
Şekil 4. 5 :	48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi.....	74
Şekil 4. 6 :	48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	74
Şekil 4. 7 :	48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	75
Şekil 4. 8 :	48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	75
Şekil 4. 9 :	96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.	76
Şekil 4. 10 :	96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.....	77
Şekil 4. 11 :	96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerlerinin verimini zamanla değişimi	77
Şekil 4. 12 :	96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	78
Şekil 4. 13 :	192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran basıncının zamanla değişimi.....	79
Şekil 4. 14 :	192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	79
Şekil 4. 15 :	192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	80
Şekil 4. 16 :	192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.	80

Şekil 4. 17 :	Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin TOK giderim verimlerinin karşılaştırması.....	82
Şekil 4. 18 :	Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin UV ₂₅₄ giderim verimleri karşılaştırması.....	82
Şekil 4. 19 :	Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin basınç artış değerlerinin karşılaştırılması.....	83
Şekil 4. 20 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, Kontrol Deneyine ait membran vakum basıncındaki artış.....	84
Şekil 4. 21:	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, Kontrol Deneyine ait TOK değerlerinin zamanla değişimi.	84
Şekil 4. 22 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV ₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.	85
Şekil 4. 23 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması	85
Şekil 4. 24 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	86
Şekil 4. 25 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, koşulda 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin Zamanla değişimi.....	87
Şekil 4. 26 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerinin Zamanla Değişimi	87
Şekil 4. 27 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.	88
Şekil 4. 28 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	89
Şekil 4. 29 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi	89
Şekil 4. 30 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi	90
Şekil 4. 31 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması	90
Şekil 4. 32 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	91
Şekil 4. 33 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.	92
Şekil 4. 34 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.....	92
Şekil 4. 35 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.	93
Şekil 4. 36 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç	

	artışlarının karşılaştırılması.....	94
Şekil 4. 37 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	94
Şekil 4. 38 :	19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, Kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	95
Şekil 4. 39 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi.....	96
Şekil 4. 40 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 48 mg/l Fe np ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi.....	97
Şekil 4. 41 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 96 mg/l Fe p ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi.....	97
Şekil 4. 42 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 192 mg/l Fe np. ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi.....	98
Şekil 4. 43 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri.....	98
Şekil 4. 44 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri.....	99
Şekil 4. 45 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 96 mg/l Fe np. İlavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri.....	99
Şekil 4. 46 :	8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 192 mg/l Fe np. ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri.....	100
Şekil 4. 47 :	Terkos göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi.....	101
Şekil 4. 48 :	Terkos göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	102
Şekil 4. 49 :	Terkos göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	102
Şekil 4. 50 :	Terkos Göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	103
Şekil 4. 51 :	Terkos Göl suyunda,48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	103
Şekil 4. 52 :	Terkos Göl suyunda,48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	104
Şekil 4. 53 :	Terkos Göl suyunda,48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	104
Şekil 4. 54 :	Terkos Göl suyunda,48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması-	105

Şekil 4. 55 :	Terkos Göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.	106
Şekil 4. 56 :	Terkos Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	106
Şekil 4. 57 :	Terkos Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	107
Şekil 4. 58 :	Terkos Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	107
Şekil 4. 59 :	Terkos Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.	108
Şekil 4. 60 :	Terkos Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	108
Şekil 4. 61 :	Terkos Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.	109
Şekil 4. 62 :	Terkos Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	109
Şekil 4. 63 :	Terkos Göl suyunda, kontrol deneyi,48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda membran vakum basıncı değerlerindeki artışın karşılaştırılması.....	110
Şekil 4. 64 :	Terkos göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	111
Şekil 4. 65 :	Terkos göl suyunda, kontrol deneyi 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması	111
Şekil 4. 66 :	Terkos Göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi.....	112
Şekil 4. 67 :	Ömerli Göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	113
Şekil 4. 68 :	Ömerli Göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada UV _{254v} değerinin zamanla değişimi.....	113
Şekil 4. 69 :	Ömerli Göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.	114
Şekil 4. 70 :	Ömerli Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	114
Şekil 4. 71 :	Ömerli Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.	115
Şekil 4. 72 :	Ömerli Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.	115
Şekil 4. 73:	Ömerli Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması.....	116
Şekil 4. 74 :	Ömerli Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.	117
Şekil 4. 75 :	Ömerli Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	117
Şekil 4. 76 :	Ömerli Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi... ..	118

Şekil 4. 77 :	Ömerli Göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve UV ₂₅₄ verimlerinin karşılaştırılması.....	118
Şekil 4. 78 :	Ömerli Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.....	119
Şekil 4. 79 :	Ömerli Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	119
Şekil 4. 80 :	Ömerli Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	120
Şekil 4. 81 :	Ömerli Göl suyunda,192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	120
Şekil 4. 82 :	Ömerli Göl suyunda,Kontrol Deneyi,48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda membran vakum basıncı değerlerindeki artışın karşılaştırılması.....	121
Şekil 4. 83 :	Ömerli Göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	122
Şekil 4. 84 :	Ömerli Göl suyunda,Kontrol Deneyi,48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	122
Şekil 4. 85 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde transmembran basıncının zamanla değişimi.....	123
Şekil 4. 86 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde TOK değerinin zamanla değişimi.....	124
Şekil 4. 87 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	124
Şekil 4. 88 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin zamanla değişimi.....	125
Şekil 4. 89 :	Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi.....	125
Şekil 4. 90 :	Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK değerinin zamanla değişimi.....	126
Şekil 4. 91 :	Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	126
Şekil 4. 92 :	Büyükçekmece Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	127
Şekil 4. 93 :	Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi.....	128
Şekil 4. 94 :	Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK değerinin zamanla değişimi.....	128
Şekil 4. 95 :	Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	129
Şekil 4. 96 :	Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması...	129
Şekil 4. 97 :	Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi.....	130
Şekil 4. 98 :	Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen	

	deneyde TOK değerinin zamanla değişimi.....	130
şekil 4. 99 :	Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV254 değerinin zamanla değişimi.....	130
şekil 4. 100 :	Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması zamanla değişimi.....	131
şekil 4. 101 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması.....	132
şekil 4. 102 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	132
şekil 4. 103 :	Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	133
şekil 4. 104 :	Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen TOK giderim verimleri.....	134
şekil 4. 105 :	Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen UV254 giderim verimleri.....	135
şekil 4. 106 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüğü ilave edilen .membran basıncının zamanla değişimi.....	136
şekil 4. 107 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüğü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	137
şekil 4. 108 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüğü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	137
şekil 4. 109 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüğü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması	138
şekil 4. 110 :	Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ve 192 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması	138
şekil 4. 111 :	Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ve 192 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	139
şekil 4. 112 :	Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ve 192 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmalarda UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	139
şekil 4. 113 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 48 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	140
şekil 4. 114 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi..	141
şekil 4. 115 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	141
şekil 4. 116 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	142
şekil 4. 117 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüğü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması.....	142

Şekil 4. 118 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik su.da, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi...	143
Şekil 4. 119 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.....	143
Şekil 4. 120 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.....	144
Şekil 4. 121 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması.....	144
Şekil 4. 122 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması.....	146
Şekil 4. 123 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	146
Şekil 4. 124 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.....	147
Şekil 4. 125 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TMB değerlerinin karşılaştırması.....	148
Şekil 4. 126 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırması.....	148
Şekil 4. 127 :	19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırması.....	149
Şekil 4. 128 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada membran basıncının zamanla değişimi.....	150
Şekil 4. 129 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.....	151
Şekil 4. 130 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.....	151
Şekil 4. 131 :	Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada UV ₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması.....	152
Şekil 4. 132 :	Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, 192 mg/l karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin TMB değerlerinin zamanla değişimi.....	153
Şekil 4. 133 :	Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, 192mg/l karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin TOK giderim verimlerinin zamanla değişimi.....	153
Şekil 4. 134 :	Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, 192 mg/l MW ve SW karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin UV ₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırması.....	154

BATIK MEMBRAN SİSTEMLERİ İLE İÇME SUYU ARITIMINA NANOPARTİKÜLLERİN ETKİSİ

ÖZET

İçme suyu arıtımında konvansiyonel sistemlere alternatif olarak daha az yer kaplayan ve işletmesi daha kolay olan membran sistemler kullanılmaktadır. Membran sistemler içme suyu arıtımında kullanılan en yaygın yöntemlerden biridir. Membran sistemlerin işletilmesinde karşılaşılan en önemli problem membran tıkanmasıdır.. Bu durum öncelikle membran performansını ve üretim kapasitesini azaltmakta ve beraberinde maliyeti artırmakta, işletme güçlükleri meydana getirmekte ve membran sistemlerinin kullanımını kısıtlamaktadır.

Membran sistemlerin su arıtımında kullanımında iki konfigürasyon göze çarpmaktadır, birincisi, basınç uygulanması ile membrandan geçen suyun arıtılmış su olarak kullanılışı ve konsantre akım uzaklaştırıldığı basınçlı sistemler, ikincisi bir tank içerisindeki membrana vakum basıncı uygulanması ile arıtılmış su elde edilen batık membran sistemleridir. Yağılan bir çok laboratuvar ölçekli deneysel çalışmanın sonuçlarına göre, batık membran sisteminin mevcut su arıtma sistemlerine kolayca adapte edilebildiği ve basınç altında çalışan membran sistemlerine göre enerji ve alan kazancı sağladığı, işletilmesinin daha kolay ve ucuz olduğu belirtilmiştir.

Bu çalışmanın amacı, çeşitli organik kirlilik değerlerine sahip göl ve hazırlanmış sentetik suların batık membran sistemleri ile arıtılması sırasında kullanılan laboratuvar ölçekli batık membran sisteminde mikrofiltasyon membranları ile birlikte organik madde giderimini artırmak ve membran tıkanmasını azaltmak amacıyla demir(III)oksit nanopartikülü ve karbon nanotüpü ilavesi etkilerinin araştırılmasıdır.

Laboratuvar ölçekli bu sistemde demiroksit nanopartiküllerinin ve karbon nanotüplerinin farklı dozlarda ilavesinin membran tıkanmasına ve organik madde giderimine etkileri incelenecektir. Organik madde konsantrasyonunu temsil etmesi bakımından hamsu, reaktör içi ve çıkıştan numuneler alınarak TOK ve UV254 absorbans ölçümleri yapılmıştır. Membran tıkanıklığının göstergesi olarak vakum basıncındaki artış deney sırasında sürekli olarak kayıt edilmiştir.

Deneysel çalışmalar şu aşamalardan oluşmaktadır, düşük ve yüksek hümitik asit konsantrasyonuna sahip farklı iki sentetik suda, farklı dozlarda Fe nanopartikülü ilavesinin organik madde giderim verimi ve membran tıkanmasına olan etkileri araştırılmıştır. Ayrıca, yüksek hümitik asit konsantrasyonundaki sentetik suda, Fe nanopartikülü ile aynı dozda karbon nanotüpü ilavesinin organik madde giderimi ve membran tıkanmasına olan etkileri araştırılmıştır.

Doğal sularda yapılan çalışmalarda, Ömerli ve Terkos göl suları kullanılmıştır. Farklı dozlarda Fe nanopartikülü ilavesinin organik madde giderimi membran tıkanmasına olan etkileri araştırılmıştır.

Yapılan çalışmalar neticesinde, farklı su kaynaklarında organik madde giderimini arttırmak ve membran tıkanmasını azaltmak için uygun adsorban ve doz belirlenmiştir.

EFFECT OF NANOPARTICLES ON DRINKING WATER TREATMENT WITH IMMERSSED MEMBRANE SYSTEMS

SUMMARY

Membrane systems are used as an alternative for drinking water treatment with many advantages including small floor area, easy maintenance etc. It is the common method for drinking water treatment. The major problem to maintain membrane systems is pore blockage. Pore blockage, primarily reduce membrane performance and production capacity and creates maintenance problem with increasing cost, herewith constrain membrane usage.

In water treatment area, two configuration of membrane stand out, the first is pressurized system, which use passing stream and remove concentrate, the second is immersed membrane which use vacuum pressure to gain treated water. According to the results of many lab scale experiment, immersed membrane system is easily adopted to existing water treatment system and have advantage to pressurized membrane systems of energy, field and cost saving with easy maintenance.

The objective of the study, to research the effects of iron(III) oxide nanoparticle and carbon nanotube to enhance organic removal and to reduce membrane fouling with lab scale immersed Microfilter membrane system, using natural and synthetic water samples with different loading rate.

In this lab scale system, the effect of the adding different doses of iron oxide nanoparticle and carbon nanotube to membrane fouling and organic removal was researched. Samples were taken from raw water, inside of the reactor and permeate flow to evaluate organic matter concentration by measuring TOC and UV254 parameters.. The increase in the vacuum pressure was permanently recorded along experiments to evaluate the rate of membrane fouling

The effect of adding different doses of iron nanoparticle to organic matter removal is studied. Furthermore, in high humic acid loading synthetic water sample, the effects of adding individually the same amount of carbon nanotube and iron nanoparticle to the system for enhancing the organic removal and reducing membrane fouling. is researched and evaluated.

Natural water samples were taken from Ömerli, Terkos and Büyükçekmece lake. The effects of different dosage of iron nanoparticle and carbon nanotubes to organic matter removal and membrane fouling are studied.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

İçme suyu arıtımında, doğal sularda mevcut olan organik, inorganik, kimyasal ve mikroorganizmaların uzaklaştırılması öncelikli hedeftir. İçme suyunda özellikle organik maddelerin ve hastalık yapıcı mikroorganizmaların giderim veriminde ve stabilitesinde sağlanacak bir aksaklık insan sağlığını direkt olarak etkileyebilmektedir. İçme suyu arıtımında yaygın kullanım alanına sahip konvansiyonel arıtma sistemlerinde dezenfeksiyon amacıyla klor kullanımı, suda bulunan organik maddeler ile klorun reaksiyona girmesiyle dezenfeksiyon yan ürünü adı verilen insan sağlığına olumsuz tesiri ciddi seviyelerde olan maddelerin oluşumuna sebep olmaktadır.

Klora karşı dirençli mikroorganizmalara ve dezenfeksiyon yan ürünlerine olan ilginin sonucu olarak, içme suyu endüstrisi dezenfeksiyon ve dezenfeksiyon yan ürünlerinin kontrolünü amaçlayan alternatif arıtma teknolojileri kullanılmaktadır. Bu kapsamda geniş bir kullanım alanı kazanan alternatif teknoloji ise membran filtrasyonudur

Çoğu koşulda konvansiyonel sistemler ile karşılaştırıldığında daha hızlı, etkili ve ekonomik olduğu sonucuna varılmaktadır. Membran sistemleri, Basıncılı ve batık olarak iki kullanım şekline sahiptir. Batık membran sistemleri, basınçlı sistemler ile karşılaştırıldığında, alan ihtiyacı daha az ve enerji maliyeti daha düşüktür.

Doğal sularda bulunan organik maddelerin membran yüzeyinde birikimi sonucu membran tıkanmasına sebep olduğu ve çalışmaların büyük bir çoğunluğunda, membran için en önemli kirlenici ve tıkanma kaynağının doğal organik maddeler olduğunu ifade etmektedir [19] .

Membran kirlenmesi membran performansında bozulmaya sebep olan, membran temizlenmesi ve değişimi gibi ek maliyetlere sebep olan bir sorun olarak kabul edilir [15]. Membran geçirgenliğinin azalmasıyla veya uygulanan basıncın

arttırılması ihtiyacının oluşmasıyla sonuçlanan membran kirlenmesi,işletme maliyetini de arttırmaktadır [16].

Membran tıkanıklığının azaltılması ile membran sistemlerin içme suyu arıtımında yaygın olarak kullanımını kısıtlayan engel ortadan kalkmış olacaktır. Bu amaçla farklı ön arıtma yöntemleri uygulanmaktadır.

Organik maddelerin gideriminde kullanılan geliştirilmiş koagulyasyon, ozonlama/ biyofiltrasyon, adsorpsiyon ve membran filtrasyonu gibi proseslerden özellikle membran prosesler ile adsorpsiyon proseslerinin hibrit kullanımının membran tıkanmasına ve organik madde giderimine ne gibi katkılar sağlayacağı üzerine yapılan çalışmalar mevcuttur. Membran performansını ve üretilen su kalitesini arttırmak amacıyla, TAK – UF prosesi ile ilgilive [35], demir oksit adsorpsiyonu / UF prosesi gibi çeşitli hibrit sistemler ile yapılan çalışmalar mevcuttur [36] .

Bir başka çalışmada TiO_2 fotokatalitik oksidasyon işleminin doğal organik madde giderimine olan etkisini ve MF ve UF membranlarında oluşacak kirlenmeye olan etkileri araştırılmıştır [21] .

Yüzeyi demir partikülleri ile kaplanmış MF membranları ile yürütülen fotokataliz membran filtrasyonu hibrit sistemine ait çalışmalara [25] ve farklı dozlarda ısıtılmış demir oksit partikülleri ve toz aktif karbonun UF membran sistemine ilavesi şeklinde yürütülen çalışmalara [36] ait sonuçlar incelenmiş ve demir nanopartikülünün adsorban olarak kullanıldığı bir çalışmaya rastlanmadığından , adsorpsiyon / batık MF membranı hibrit sistemi ile yürütülecek çalışmalar ile literatürdeki bu boşluğu doldurmak amaçlanmıştır.

Literatürde karbon bazlı bir çok adsorbanın ön arıtma veya adsorpsiyon / membran hibrit sistemlerinde kullanım alanı olduğu bilindiğinden ve karbon nanotüplerin adsorban olarak kullanıldığı herhangi bir çalışmaya rastlanmadığından, literatürdeki bu boşluğu doldurmak amacıyla membran filtrasyonu / adsorpsiyon hibrit sisteminde karbon nanotüplerinin organik madde giderim verimine ve membran kirlenmesine olan etkileri araştırılmıştır.

1.2 Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Bu tez çalışmasının amacı, içme suyu arıtımında batık membran sistemlerinin kullanımı ve membran tıkanıklığının azaltılması için adsorpsiyon / membran hibrit sisteminde farklı adsorbanların kullanılması sonucu elde edilen organik madde giderim verimi ve membran kirlenmesi sonuçlarının karşılaştırılmasıdır. Bu amaç doğrultusunda Fe nanopartikülü ve karbon nanotüpleri adsorban olarak kullanılmıştır.

Birinci bölümde, çalışmanın anlam ve önemi vurgulanarak, amaç ve kapsam verilmiştir.

İkinci bölümde, içme suyu arıtımının önemi, içme suyu arıtımında membran sistemlerin yeri ve önemi, batık membran sistemleri, membran kirlenmesinin önlenmesi için uygulanan yöntemleri içerecek şekilde literatür araştırması yapılmıştır.

Üçüncü bölümde, deneysel çalışmalarda kullanılan laboratuvar ölçekli batık membran sisteminin düzeneği ve işletilmesi, mikrofiltasyon membran özellikleri, sentetik su ve göl suyu karakteristikleri ve membran tıkanıklığını azaltmak için kullanılan adsorbanların membran sistemine nasıl ve hangi miktarda uygulandığı hakkında bilgi verilmiştir.

Dördüncü bölümde çalışmanın amaçlarına yönelik yapılan deneysel çalışmalara yer verilmiştir. Deneysel çalışmalar sonucunda her bir yöntem için elde edilen veriler, tablo ve grafikler halinde gösterilmiş olup, uygulanan yöntemler birbirleri ile karşılaştırılmıştır.

Beşinci bölümde ise, deneysel çalışmaların genel bir değerlendirilmesi yapılmış ve sonuçlara yer verilmiştir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

Yüzeysel sular için içme suyu arıtımında en yaygın şekli, partiküllerin koagülasyon, flokülasyon, sedimentasyon ve filtrasyon gibi işlemlerle kimyasal/fiziksel giderimi ve patojenik mikroorganizmaların giderimi için dezenfeksiyon uygulamalarıdır.

Granüler çok tabakalı derinlemesine filtreler içme suyu arıtımının temel taşıdır. Granüler tabakalı filtreler yüksek kalite su üretebilirken, patojenlerin filtrasyon tabakalarından geçebildiği ve sağlığı tehdit edebildiği görülmüştür.

Dezenfeksiyon bu mikro organizmaları deaktif hale getirerek halk sağlığını koruyucu etki yaratır. Cryptosporidium gibi bazı mikroorganizmalar, klorlama ve kloraminlerin ilavesi gibi bazı temel dezenfeksiyon uygulamalarına karşı dirençlidir. içme suyu yönetmeliklerince dezenfeksiyon yan ürünleri için bazı maksimum kirletici değerleri belirlemiştir. Böylece içme suyu arıtımı uygulamalarında dezenfektanların kullanımını sınırlamayı teşvik edecektir. Klora karşı dirençli mikroorganizmalara ve dezenfeksiyon yan ürünlerine olan ilginin sonucu olarak, içme suyu endüstrisi dezenfeksiyon ve dezenfeksiyon yan ürünlerinin kontrolünü amaçlayan alternatif arıtma teknolojileri kullanılmaktadır. Bu kapsamda geniş bir kullanım alanı kazanan alternatif teknoloji ise membran filtrasyonudur [1]

2.1 Membran Sistemler

En genel anlamıyla sentetik membranlar, iki fazı birbirinden ayıran ve spesifik bir şekilde, sıvı fazdan çeşitli kimyasalların taşınımını sağlayan bir bariyer görevi yapar. Membranlar yapı olarak homojen, heterojen, simetrik, asimetrik, katı ve sıvı olabilir, nötral veya negatif ve pozitif yüklü olabilir, bipolar olabilir. Membran tabakası vasıtasıyla kütle taşınımı çeşitli moleküllerin difüzyon veya konveksiyonu ile mümkündür. Bunun kaynağı ise elektriksel alan, konsantrasyon, basınç ya da sıcaklık gradyanlarıdır. Membran prosesler için önemli derecede yüksek akı değeri

sağlayabilen sürücü kuvvetler, hidrostatik basınç, konsantrasyon ve elektriksel potansiyel farklılıklarıdır. Bu nedenle membran tanımı bir çok çeşit materyal ve yapıyı kapsar ve membran ne olduğundan çok işlevi ile tanımlanır. Hedeflenen organizmanın ölçülebilir seviyelerde giderim verimini mümkün kılmaktadır. Membran olarak fonksiyon gösteren materyalin önemli karakteristik özelliği, çeşitli kimyasal türlerin geçişini spesifik ve seçici bir şekilde engellemektir. [2]

Membranlar ve membran ayırma teknikleri bir laboratuvar aracı olmaktan çıkıp endüstriyel proses haline gelmiştir. Deniz suyundan ters osmoz ile içme suyu üretimi, elektrodializ ile endüstriyel atıksuların temizlenmesi ve değerli içeriğin geri kazanımı, üre ve diğer toksinlerin ayrılması için diyalizin kullanılması, gibi geniş bir kullanım alanı vardır. Çoğu koşulda membran prosesler konvansiyonel ayırma sistemlerinden daha hızlı, etkili ve ekonomiktir. [2]



Şekil 2. 2 Basınçlı ve batık membran sistemleri

Membran üretiminde kullanılan materyaller

Membran materyali, membranın yapımında hangi maddelerin kullanıldığının bir ifadesidir. Genel olarak sentetik polimer kullanılmakta, seramik, metalik membranlarında çok geniş olmasa da bir kullanım alanı vardır. İçme suyu arıtımı amacıyla üretilen membranların tamamına yakını polimerik materyalden elde edilmektedir ve kullanılması muhtemel diğer materyaller ile karşılaştırıldığında daha ucuz olması göze çarpan bir avantajdır. NF ve RO membranları genellikle selüloz asetat veya poliamit materyalden üretilirken, selüloz asetat membranlar biyolojik olarak bozunmaya karşı düşük dirençlidir ve 4-8 ph değerleri arasında işletilmelidir. MF ve UF membranları ise selüloz asetat (CA), polivinil florür (PVDF), poliakrilonitril(PAN), polipropilen (PP), polieter sülfon (PES) ve diğer polimerlerden üretilmektedir. Bütün bu materyallerin, yüzey yükü, hidrofobiklik, pH ve oksidan tolerasayonu, dayanıklılık ve esneklik gibi farklı özellikleri vardır. [1]

Bütün membranlar performansını etkileyen bir özellik ise trans-wall simetrisi olarak tanımlanan ve membran çapraz kesiti boyunca uniformluğunu ifade eden özelliktir. Yapısal olarak farklı membran türü mevcuttur, simetrik, asimetrik ve kompozit membranlar. Simetrik membranlar tek bir materyalden (homojen) oluşur, kompozit membranlar ise farklı(heterojen) materyaller ile elde edilirken, asimetrik membranlar homojen veya heterojen olabilir. Simetrik membranlarda kesit alanı boyunca, yoğunluk ve gözenek yapısı özelliklerinde benzerlik ve tek biçimlilik söz konusudur. Asimetrik membranlarda ise kesit alanı boyunca yoğunluk değişiklik gösterebilmektedir. [1]

Çizelge 2. 1 : Membran materyal ve özellikleri [3]

Materyal	Tür	Hidrofobiklik	Oksidanlara Toleransı	pH aralığı	Kirlenmeye karşı direnci ve temizlenebilirliği
Polivinildien Florid	MF / UF	Modifikasyon sonic hidrofilik	Çok yüksek	2-11	Mükemmel
Polipropilen	MF	Hafif hidroforbik	Düşük	2-13	Kabul edilebilir
Polieter sülfon	UF	Çok hidrofilik	yüksek	2-13	Çok iyi
Polisülfon	UF	Modifikasyon sonic hidrofilik	normal	2-13	iyi
Selüloz asetat	UF	Doğal hidrofilik	Normal	6-8	iyi

Yapılan bir çalışmada batık membran sistemleri değişik besleme suyu koşullarında işletilerek ve farklı membran materyalleri kullanılarak çeşitli tıkanma mekanizmalarının araştırılması yapılmıştır. Sentetik su ve ham su ile hidrofilik ve hidroforbik membran kullanılarak çeşitli deneyler yapılmıştır.

Çizelge 2. 2 : Çalışmada kullanılan hidrofilik ve hidroforbik membranların özellikleri

	Hidroforbik membran	Hidrofilik membran
Gözenek Boyutu(um)	0.2	0.1
Membran Materyali	Polipropilen	Polietilen
Hidrofilikliği	Hidroforbik	Hidrofilik
Yüzey Alanı (cm ²)	48.5	48.5
Dış Çapı (um)	650	410
İç çapı (um)	310	270
Lif uzunluğu (cm)	14	29

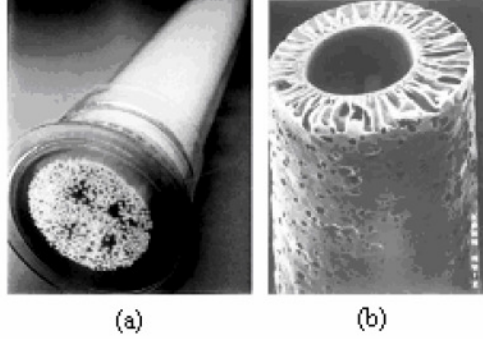
Hidrofilik membran ile karşılaştırıldığında, hidroforbik membranlarda hızlı bir basınç artışı gözlemlenmiştir. SEM sonuçlarına göre de hidroforbik membranda az miktarda bir kek tabakası oluşumu ve membran içerisinde kirleticiler gözlemlenmiştir, hidrofilik membran yüzeyinde ise tamamiyle bir kek tabakası oluşumu söz konusudur. İki membran arasındaki kirlenme mekanizmalarındaki farklılık farklı

yüzey karakteristiklerine sahip olmalarına bağlanmıştır. Kirletici ile hidrofobik membran yüzeyi arasındaki yüksek çekim gücü sebebiyle küçük boyutlu kollodiler ve makro moleküller kolayca gözenek yüzeyine adsorplanabilmektedirler. Ayrıca hidrofobik membranın gözenek boyutu (0.22 mm) hidrofilik membranın gözenek boyutundan (0.1 mm) büyüktür ve bu nedenle kirleticiler hidrofobik membran içine daha kolay girebilirler [4].

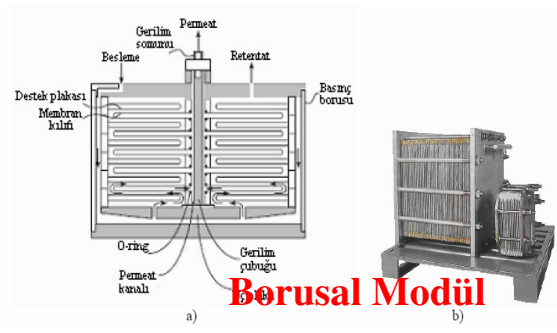
2.1.2 Membran modülleri

Membranların modül olarak adlandırılan cihazlara yerleştirilmesi gereklidir. Membran modülleri; kapiler, içi boş lif, levha-çerçeve, spiral sargı ve borusal olarak hazırlanabilirler. Spiral sargı ve içi boş lif modüller en çok kullanılanlarıdır. Levha-çerçeve modüller filtre pres prensibinden esinlenerek oluşturulmuştur. Spiral sargı membranlar birim hacim başına yüksek bir membran alanı verir. Borulu ısı değiştiricilere benzer şekilde imal edilen içi boş lif modüllerde en iyi alan hacim oranına ulaşılmaktadır

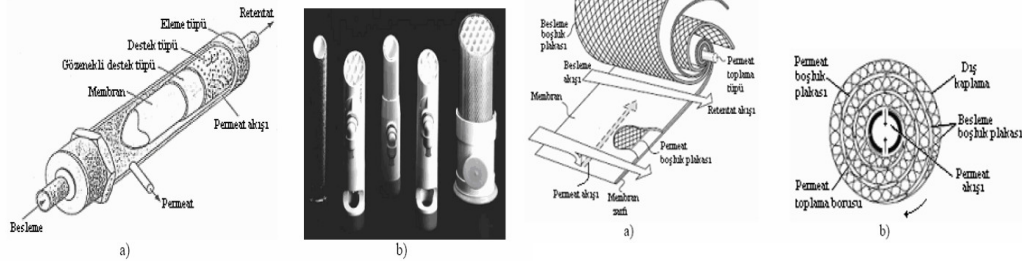
İçi boş lif Modülü



Levha Çerçeve Modülü



Spiral Sargı Modülü



Şekil 2. 3 : Membran Modülleri [5]

- *Kapiler Modül* : İçi boş lif modüllere benzer yapıdadır. Ancak lif çapları 500-3000 μm aralığındadır ve besleme liflerin içinden gönderilmektedir. UF ve PV uygulamalarında kullanılmaktadır.
- *Levha-Çerçeve Modül* : Levha-çerçeve modülleri küçük ölçekli uygulamalar için geliştirilmiştir, ancak alternatifleriyle karşılaştırıldığında pahalıdır. Günümüzde sadece ED ve PV uygulamalarında ve sınırlı sayıda RO ve UF sistemlerinde kullanılmaktadır.
- *Spiral-Sargı Modülü* : Spiral-sargı modülünün başlıca uygulaması RO'dur. Spiral-sargı modüller, iç gözenekli permeat toplama tüpü etrafına düz tabaka membranlar, ara plakalar (spacer) ve gözenekli tabakaların sandviçlenmesiyle oluşturulur.
- *Borusal Modül* : Potansiyel kirlilikleri uzaklaştırmak için beslemenin ön muameleye tabi tutulmadığı veya modülün buharla sterilize edilmesi

gerektiği bazı durumlarda borusal modüller kullanılır. Bu tip üniteler kolaylıkla temizlenebilir ve buharla sterilize edilebilir; bununla beraber içi boş lif ve spiral-sargı modülleriyle karşılaştırıldığında basınç kayıpları yüksek, verimlilik düşüktür. Borusal membran modülleri genellikle UF uygulamalarıyla sınırlıdır

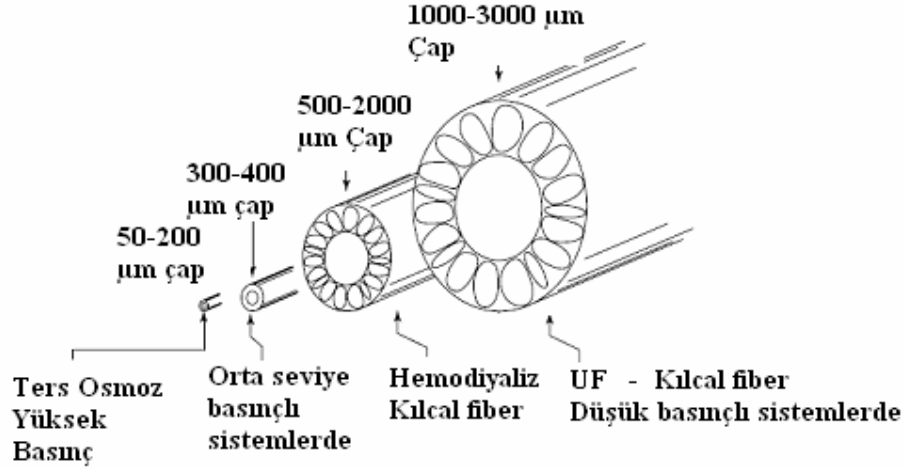


Şekil 2. 4 Borusal modül membranlar

İçi Boş Lif Modülü : Tipik bir içi boş lifin iç çapı 50 μm , dış çapı ise 100-200 μm aralığındadır. Besleme sıvısı liflerin dışından gönderilmektedir. Bu çap aralığındaki liflerden hazırlanan modüller çoğunlukla yüksek basınçlı gaz ayırmalarında ve ticari RO uygulamalarında, 200-500 μm aralığındaki çapa sahip liflerden oluşan içi boş lif modülleri ise düşük basınçlı gaz ayırmaları ve UF uygulamalarında kullanılmaktadır. Ancak, lif çapı 200 μm 'den daha büyükse besleme liflerin içinden gönderilmektedir. Besleme akımının nispeten temiz olduğu durumlarda kullanılır. Deniz suyundan saf su eldesinde de bu tip modüller kullanılmaktadır. Bu modüllerdeki membran alanı 0.2-1 arasındadır [5]. İçi boş lif modülünün en önemli avantajı, tek bir membran modülü içerisine çok büyük membran alanı sığdırılabilmesidir. Eşdeğer bir içi

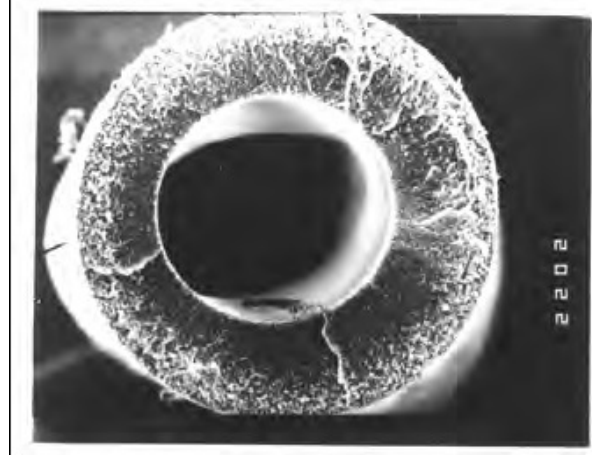
boşluklu lif membran modülü, 100 µm çapında liflerle doldurulduğunda toplam alanı 00 m² ye ulaşırken, spiral sargılıda bu alan 30 m² dolaylarında olacaktır.

Lif çapı arttıkça membran alanı azalmaktadır. Ortalama olarak 300 m² alana sahip içi boşluklu lif membran modülü 1000 km liften oluşmaktadır. Üretimi için, pahalı, bilgiye dayalı, yüksek hızlı otomatik bir spinning ve lif kontrolü prosesi gereklidir.



Şekil 2. 5 : Başlıca boşluklu lif yapıda membranların şematik gösterimi [6]

İçme suyu arıtımında kullanılan içi boşluklu lif modüllerinin büyük bir kısmı MF ve UF membranlarında kullanılır ve partikül madde filtrasyonunda kullanılır. Bilinen bir konfigürasyonda lifler dikey olarak bir araya toplanıp, iki ucu da reçine veya benzeri material ile kapatılır ve modülün bir parçası olacak bir basınç kabı içerisine konulur. Bir başka konfigürasyonda ise, bir araya toplanmış ve dikey olarak sıralanmış lifler, ve basınç kabı kullanılmadan bir havuz içerisine batırılmaktadır.



Şekil 2. 6 : Boşluklu lif yapıda membran görünümü [1]

2.1.3 Membran Prosesler

Gelişmiş ve halen gelişmekte olan birçok membran ayırma prosesi mevcuttur. Bunlar arasında tam anlamıyla gelişimini tamamlamış ve endüstriyellemiş olan membran prosesleri MF, NF, RO ve ED'dir. PV, gaz karışımlarının ayrılması, kolaylaştırılmış taşınım, membran kontaktörler gibi membran ayırma yöntemleri, endüstriyel uygulamalarının yanı sıra, laboratuvar ve pilot ölçekte halen gelişimlerine devam etmektedirler. MF, UF ve NF'da ayırma şekli birbirine benzerdir ve molekül eleme prensibine dayanır. RO membranlarda gözenek boyutu son derece küçük olduğundan ayırma mekanizması membranı oluşturan zincirlerin ısı hareketine dayanır. ED'de ise sulu çözeltilerden iyonların ayrılması için elektriksel potansiyel farkı itici kuvvet olarak kullanılır. MF'den RO'a gidildikçe ayırmada yük ve kimyasal benzeşme gibi kriterler öne çıkmakta ve dolayısıyla işletme parametrelerinde de değişimler meydana gelmektedir; MF düşük basınçlarda yüksek geri kazanım sunduğu halde RO yüksek basınçlarda dahi düşük geri kazanım göstermektedir [7].

Çizelge 2. 3 : Membran proseslerin özellikleri

Membran prosesi	İtici güç	Retentat	Permeat	Ayırma Mekanizması
Mikrofiltrasyon (MF)	ΔP	sıvı	sıvı	boyut
Ultrafiltrasyon (UF)	ΔP	sıvı	sıvı	boyut
Nanofiltrasyon (NF)	ΔP	sıvı	sıvı	boyut/afinite
Ters Osmoz (RO)	ΔP	sıvı	sıvı	boyut/afinite
Gaz ayırma (GS)	ΔP	gaz	gaz	afinite/boyut
Pervaporasyon (PV)	ΔP	sıvı	buhar	afinite
Sıvı membranlar (LM)	Δc	sıvı	sıvı	kimyasal özellik
Diyaliz (D)	Δc	sıvı	sıvı	boyut
Elektrodializ (ED)	ΔE	sıvı	sıvı	yük
Membran Destil. (MD)	$\Delta T, \Delta p$	sıvı	sıvı	buhar basıncı

Nanofiltrasyon (NF)

RO ve UF membran boyutları arasında gözenek boyutuna sahip membranlar NF membranlar (gözenek boyutu 0.002 μm) olarak adlandırılırlar. Genellikle 200'den büyük molekül ağırlığına sahip organiklerin (laktoz, sukroz ve glikoz gibi) karışımdan uzaklaştırılmasında uygundur. NF membran şeker ve bazı multivalent tuzları ($MgSO_4$ gibi) tutar, ancak çoğu monovalent tuzu ($NaCl$ gibi) geçirir. NF membran uygulamaları; suyun demineralizasyonu, kalsiyum ve magnezyum gibi iyonların tutularak suyun yumuşatılması, atık sulardeki TOC (toplam organik bileşenlerin) seviyesinin düşürülmesi, ağır metallerin uzaklaştırılması ve odun hamuru akımlarından lignin ve ilgili safsızlıkların uzaklaştırılmasını kapsar. Yaklaşık 1 m³/ m² gün'lük akı için 70 psig'de kullanılabilirler. NF cihazlarında yaygın olarak spiral sargı membran modülleri kullanılmaktadır [8,9] .

Ters Osmoz (RO)

RO prosesi su içinde mevcut çözünmüş katı, bakteri, virüs ve diğer mikropları giderebilir. RO membranın gözenek çapı <0.001 μm 'dir. RO'un en önemli kullanım alanı deniz suyundan içme suyu eldesidir (>800 psig). Prosesin en belirgin özelliği hiçbir faz değişiminin olmamasıdır. Nispeten düşük miktarda enerji gerektiren basınç sürücülü (300-1500 psig) bir prosestir. İçi boş lif ve spiral sargı modüller tercih edilir. Ayrıca, gıda işleme ve elektronik endüstrileri için ultrasaf su üretimi, ilaç sektöründe kullanılabilecek kalitede su eldesi, kağıt hamuru ve kağıt endüstrisi için su eldesi ve atık su muamelesi gibi geniş bir uygulama alanına sahiptir [8,9]

Gaz Karışımlarının Ayrılması (GS)

Bir gazın polimerdeki geçirgenliği, genelde gazın boyutunun küçülmesi ve gazın çözünürlüğünün yükselmesi ile artar. Akı ve seçicilik temelinde membranlar gözenekli, gözeneksiz ve asimetric olarak sınıflandırılabilir. Gözenekli membranlarla gaz ayırımı yüksek akı ve düşük seçicilik verirken, gözeneksiz membranlar düşük akı ve yüksek seçicilik verir. Gözeneksiz membranların en büyük avantajı, permeantların boyutları aynı olsa bile membrandaki çözünürlükleri farklıysa ayrılabilmesidir.

Elektrodiyaliz (ED)

elektrolit çözeltilerindeki elektrotlar ile doğru akım kullanılarak diyaliz hızını arttırmak amacıyla geliştirilmiş iyon seçici membranların kullanıldığı bir ayırma prosesidir. ED’de iyonlar elektriksel itici kuvvetin etkisiyle çözeltilerden ve membranlardan aktarılırlar. Günümüzde ED, en genel kullanımı ile, elektriksel alan ve iyon değiştirici membranlar vasıtasıyla sisteme beslenen sulu elektrolit çözeltilisinin, yüksek tuz oranlı suya ve tuzu giderilmiş suya ayrılmasında kullanılan elektrolitik bir proses olarak nitelendirilebilir [5]

Membran reaktörler

MR; ürünlerin ayrılması, derişiklendirilmesi ve saflaştırılması, reaksiyonu katalizlemek veya engellemek, ya da dengeyi istenen yöne çevirmek için bünyesinde membran bulunduran sistemlerdir. Kullanılan membranlar katalitik/katalitik olmayan, polimerik/inorganik, iyonik/iyonik olmayan olabilir ve farklı fiziksel/kimyasal özelliklere sahiptir. Membran reaktörlerin; biyokimya, kimya, çevre ve petrokimya alanlarını kapsayan geniş bir uygulama alanı mevcuttur [5].

Diyaliz (D)

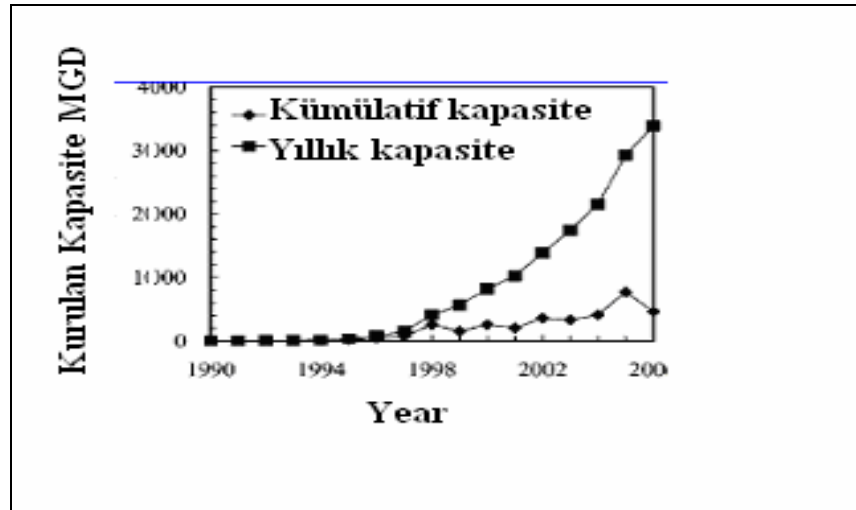
Diğer bir membran ayırma prosesi diyaliz, endüstriyel olarak kullanılmamasına rağmen böbrek yetersizliği olan hastalardaki kandan toksik metabolitlerin uzaklaştırılması gibi çok önemli bir işlevi vardır ve büyük ölçeklerde kullanılmaktadır. Zaman içerisinde birçok değişiklik geçiren D günümüzde yaklaşık 1 m²’lik membran alanına sahip modüller içinde içi boş lif membranlardan imal

edilirler. D prosesi Şekil 20’de gösterilmiştir. İzotonik tuz çözeltisi, diyalizat, liflerin dışından çapraz akımla pompalanırken, kan liflerin merkezinden sirküle ettirilir [5] .

2.1.3.1 Düşük basınçlı membran sistemleri

Düşük basınçlı membran teknikleri MF ve UF gibi, içme suyu ve atıksu arıtımında, normalde konvansiyonel yöntemler ile giderimi mümkün olmayan spesifik kirleticilerin gideriminde etkili yöntemlerdir. MF ve UF mikropartikül, mikroorganizmalar, makromolekül, kolloid ve bakterilerin çoğunun gideriminde oldukça başarılı membran sistemleridir. Çözünmüş organik madde (doğal organik maddeyi de içerecek şekilde) sentetik organik bileşikler ve rengin bir bölümünü giderebilmektedirler. NF ve RO sistemleri çözünmüş organik madde giderimini sağlıyorlarsa da yüksek basınç ve bu sebeple yüksek işletme maliyeti gerektirmektedirler. Membran-adsorpsiyon filtrasyon hibrid sistemler doğal organik madde (DOM) ve çözünabilir organik karbon gideriminde maliyet yönünden daha uygun yöntemlerdir. [4]

Yüksek kalitede su üretebilme verimliliği sayesinde düşük basınçlı membran sistemleri en çok tercih edilen teknolojiler haline gelmiştir. Kapladığı alan ve düşük maliyeti sebebiyle tercih edilebilirliği yüksektir.



Şekil 2. 7 : Dünyada yıllara göre düşük basınçlı membran sistemlerinin kurulum dağılımı

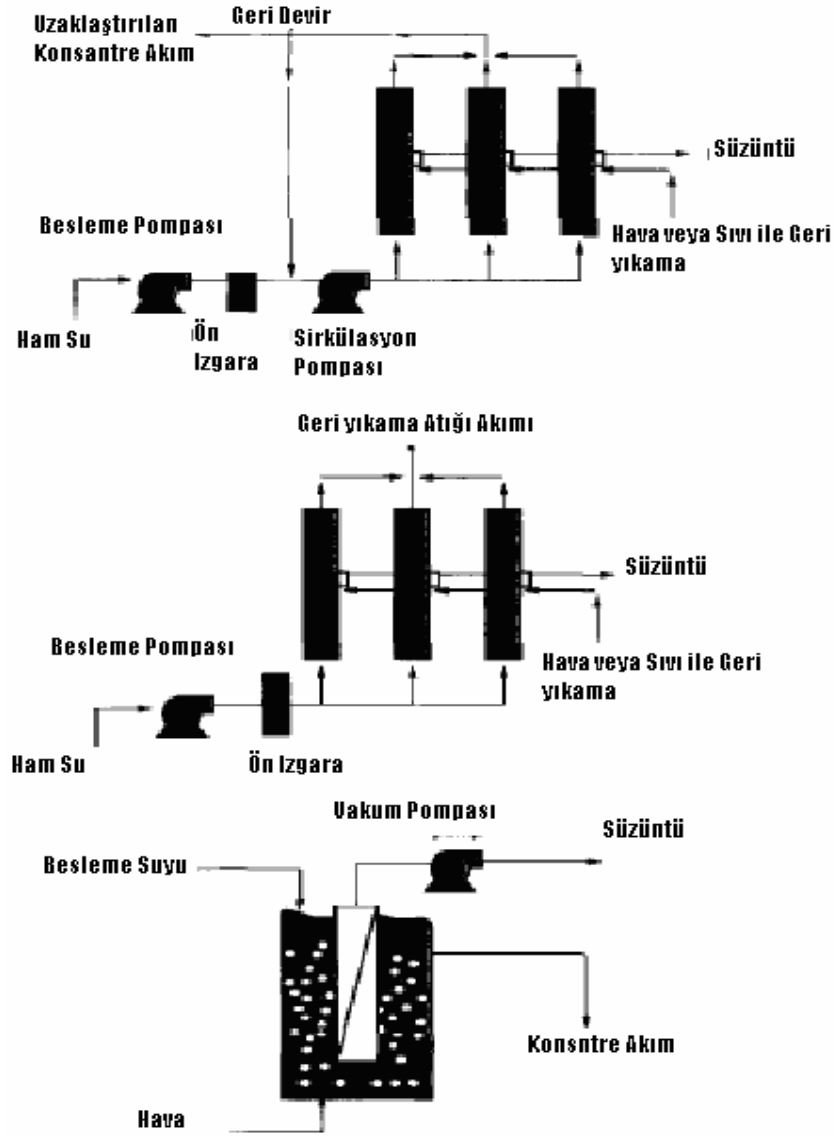
Mikrofiltrasyon

Mikro filtrasyonun içme suyu arıtımında başlıca kullanım amacı, bulanıklık, cryptosporidium gibi patojenlerin ve inorganik partiküller ile DOM'nin 0.1-2.0 um büyük moleküllerinin giderilmesidir. Giderilin kısım çözülmüş organik karbon (DOC)'un 8-10% oluşturmaktadır. DOM ile membran kirlenmesi mikrofiltrasyonun içme suyu arıtımında kullanımında sınırlayıcı faktördür. Ve hidrolik temizleme işlemleri geri döndürülebilir kirlenme ile arıtma verimliliği ve membran ömrünü olumsuz etkileyecek, kimyasal temizleme gerektiren geri döndürülemez kirlenmeye sebep olmaktadır. Koagülasyon, flokülasyon çöktürme gibi fizikokimyasal işlemler ve oksidasyon gibi ön arıtma işlemleri ile ham suyun ön arıtımı sağlanarak akı azalması ve membran kirlenmesinin minimuma indirilmesi amaçlanmaktadır [10] .

Akıya direkt etkisi olan işletme faktörlerinden en önemlisi filtrasyon sırasında kirleticilerin akümüülasyonudur. Sabit basınçlı işletilen bir sistemde kirlenme süzüntü akısında düşüşe sebep olacaktır. Sabit akı ile çalışan bir sistemde ise, kirleticilerin gözeneklere veya membran yüzeyine adsorpsiyonu ve çökmesi TMB değerinde artışa sebep olacaktır. [3]

Mikrofiltrasyon sistemi için 3 farklı işletme konfigürasyonu mevcuttur. Çapraz akımlı sistemde giriş akısının bir kısmı geri döndürülmektedir. Filtrasyon prosesinin başına düşük miktarda fakat kirleticili konsantrasyonu daha yüksek bir akım geri döndürülmektedir. Sirkülasyon döngüsünde, gerekli ise süzüntü akımı kullanılarak katı madde konsantrasyonu kontrol edilebilir. Bir diğer filtrasyon konfigürasyonu ise dead end olarak bilinen direkt filtrasyondur. Geri döndürülen bir akım yoktur. Çapraz akım ve direkt filtrasyon terimleri mikrofiltrasyon membranları ile yürütülen ve pozitif basınç değeri altında çalıştırılan sistemler için kullanılan terimlerdir.

Batık membran sistemlerinde ise, basınç farklılığı oluşturmak ve sürücü kuvvet yaratmak amacıyla membrana vakum uygulanır. Bir çok ufak işletme değişeni yardımıyla süzüntü akımının debisi ve membranin içinde bulunduğu alandaki katı konsantrasyonu kontrol edilmektedir.



Şekil 2. 8 : Kabı içerisinde kullanılan çapraz akımlı sistemler (A), Kabı içerisinde kullanılan direkt filtrasyon yapılan sistemler (B), batık Membranlar (C) [3]

Konvansiyonel sistemler ile düşük basınçlı membran sistemlerinin karşılaştırıldığı bir diğer çalışmada, konvansiyonel arıtma sistemini, membran filtrasyonu alternatifi ile geliştirmek amacıyla yürütülen çalışmalarda, ortalama olarak 1,1–3,4 mg/l TOK, 2-20 NTU bulanıklık değerlerine sahip ham suyun kalsiyum karbonat alkalinitesi 5,6 – 16,8 mg/l arasındadır. Basınçlı MF membranı kullanılması durumunda, yılın büyük bir kısmında koagulant ilavesi olmadan TOK değerinin kabul edilebilir değer aralığında tutulabildiği görülmüş fakat, hamsuda TOK değerinin yükselişinin görülüşü aylarda düşük dozda koagulant ilavesinin TOK giderim verimini arttıracığı sonucuna varılmıştır. Uzun süreli planlara göre sistem kapasitesinin arttırılması öngörüldüğü için, %30 a varan seviyelerde daha düşük alan ihtiyacı, 20 yıllık periyod için yapılan değerlendirmelerde %10 a varan maliyet avantajı ile düşük basınçlı membran sistemi tercih edilmiştir [13] .

2.2 Batık Membran Sistemleri

1980 lerde geliştirilmesinin ardından batık membran konsepti, basitliği ve çapraz akımlı sistemler ile karşılaştırıldığında membran tıkanmasına karşı olan direnci ile su/atıksu arıtımında en rekabetçi yöntemlerden biri haline gelmiştir. Boşluklu elyaf ve yassı levha tip batık membranlar, konvansiyonel filtrasyon sistemlerinin yerini hızla almaktadır. Batık membran sistemi az seviyede bir vakum basıncına ihtiyaç duymaktadır, bu nedenle daha az enerji gereksinimi vardır [4] . Batık membran sistemleri, basınçlı sistemler ile karşılaştırıldığında, daha düşük işletme maliyetine ve daha az alan ihtiyacı gereksinimine sebep olurlar [33,14] .

Boşluklu fiber tip batık membranlar büyük ölçekli su arıtım tesisleri için uygun seçenekler haline gelmiştir çünkü alan ihtiyacı minimum seviyelerdedir. Boşluklu lif yapısındaki membran kullanılan batık membran sistemlerinde lif yapısının oyuk yani ışık girebilecek kısmına uygulanan negative basınç ile vakum etkisi yapılmaktadır ve süzüntü akım elde edilmektedir. Bu sırada alttan hava verilerek membran dış yüzeyi temizlenmektedir [4] .

Altı kapalı ve vakum yapılan üst kısmı açık olan batık boşluklu elyaf membranlarda, vakum basıncı uygulanan kısma yani yukarı doğru sıvı akışı olmaktadır. Basınç düşüşü lif boyunca artmaktadır. Süzüntü akısının çıktığı noktada ve lif yapıyı terk ettiği anda içsel bir basınç düşüşü olacaktır. İç ve dış basınçları farkı ile tayin edilen Trans membran basıncı (TMB) akışın çıkışında en yüksek, girişinde ise en düşük değerde olacaktır. Bu nedenle çıkıştaki lokal akı değeri en yüksek olacaktır ve bu en hızlı membran kirlenmesinin bu alanda olmasına sebep olacaktır.

Süzüntü çıkışı yüksek akı ile kirlenip tılandıktan sonra, sabit akı değerini yaklamak için daha fazla miktarda su tıkanmış segment ve çevresinden geçecektir . Ve bu döngüsel reaksiyon membran tıkanmasının lifin öteki ucuna doğru yayılmasıyla sonuçlanacaktır.

Bu nedenle lif yapısının giriş bölümündeki uzunlamasına basınç düşüşü minimize edilmelidir ki farklı miktarlarda meydana gelen filtrasyon sebebi ile oluşan hızlanmış membran tıkanması önlenesin [11] .

Altında kalındığı durumda membran tıkanmasının giderek hızlandığı gözlenen kiritik akı değeri çoğu koşulda hesaba katılmaktadır. Esasen bu değer sabit değildir ve

besleme suyu şartlarına göre değişiklik göstermektedir. Çoğu su arıtma tesisinde, membranlar, su ihtiyacını karşılayabilmek amacıyla, ortalama akı değerinin membran kirlenmesinden etkilenmediği, sabit akı modunda çalıştırılmaktadır. Örnek olarak membran biyoreaktör prosesinde tıkanma miktarı biyolojik şartlara bağlıdır ve bu da zamanla değişmektedir. Bu nedenle modül dizaynı tamamiyle kritik akı değerine bağlı olmamalıdır. Modüller, membran tıkanmasının ciddi seviyelere ulaşmadığı standart akı değeri aralığında optimize edilmelidir. Filtrasyon verimliliğine paralel olarak modül, vakum enerjisini minimize etmekten çok temizleme amacıyla yapılan havalandırmayı minimize edecek şekilde ayarlanmalıdır. Çünkü batık membran sistemlerinde havalandırma başlıca enerji tüketim kaynağıdır.

Batık membran sistemlerde temem olarak iki enerji tüketimi kaynağı bulunmaktadır. Bunlar ; vakum enerjisi ve havalandırma için kullanılan enerjidir. Modül dizaynından zor etkilenmesi sebebiyle vakum enerjisi ile ilgili herhangi bir özel konfigürasyon geliştirilmemiştir fakat havalandırmanın enerji tüketiminin büyük kısmını oluşturmamasından dolayı, Q_{air} / A formülünde, (5 m³ air/ dak m² alan) ifadesinden yararlanılmaktadır. Ticari sistemlerde kullanılan 3-6 m³ hava / dak m² değerin aralığından yola çıkılmıştır [12] .

Dikey olarak yerleştirilmiş boşluklu elyaf membran modüllerinde etkin bir havalandırma için uzun lifler kullanılmalıdır. Öte yandan uzun boşluklu liflerde bazı problemlerle karşılaşmaktadır ;

- Lumen (ağız) tarafındaki basınç düşüşü tolere edilemeyebilir.
- Derinlik sebebi ile havalandırma için gerekli olan enerji miktarı artacaktır.
- Axial basınç düşüşünü gidermek için büyük elyaflar kullanılırsa, elyaf paket yoğunluğu düşecektir.
- Kontrol ve işletme problemleri.

Paketleme yoğunluğu, kesit alanı başına membranın toplam yüzey alanının oranıdır. Paketleme yoğunluğu uzun liflerin kullanıldığı koşulda artar. Uzun lifler kullanıldığı durumda, basınç oluşumunu minimize etmek için lif yapının çapının da arttırılması gerekecektir, bu da paketleme yoğunluğunu olumsuz etkileyecektir [11] .

Dikey yerleştirilmiş boşluklu elyaf membranların optimum dizayn parametreleri belirlenirken ağız çapının dış çapın yarısı olduğu, liflerin eşit dağılım gösterdiği, akının TMB değerine bağlı olduğu gibi kabuller yapılmıştır. Maksimum izin

verilebilir lif uzunluğu, lif yapının iki ucu arasındaki TMB farkı %5 ile sınırlı iken, lif çapı ile birlikte artmaktadır. Su derinliği ve enerji verimliliği ile ilgili bir kısıtlama olmadığı koşulda, belli bir alandan üretilen süzüntü akısı lif çapının artmasıyla yükselmektedir. Bu da daha büyük çaplara sahip olan daha uzun liflerin, membran sisteminin kapladığı alan bakımından etkinliğini arttıracaktır.

Basınçlı ve batık olarak işletilen 2 adet pilot ölçekli boşluklu elyaf mikrofiltrasyon membran sistemi kullanılarak farklı bulanıklık değerleri ve sabit süzüntü akısı ve fiziksel temizleme koşullarında içme suyu arıtımı yapılan tesiste performans ve kirlenme karakteri incelendiği çalışmada, kullanılan PVDF boşluklu elyaf membranların gözenek boyutu 0.1 μm dir. (yüzey alanı olarak 0.63 m^2). Sistem, 30 dakikalık filtrasyon 30 saniye geri yıkama, 1 dakikalık hava püskürtmesi ve 1 dakika boşta bekleme şeklinde çalıştırılmıştır.

Birinci çalışmada basınçlı ve batık membran sistemlerinin her ikisinde de %100 bulanıklık giderimi ölçülmüştür. $\text{UVA}_{260} \text{ cm}^{-1}$ giderimi her iki sistemde de %30 dur.

Ön koagülasyon/sedimentasyon ön arıtımı ardından membran sistemlerde, ön arıtmada %41 i giderilen TOK parametresi için basınçlı sistemde %14, batık sistemde %15 giderim sağlanmıştır. Ön arıtmada %71 i giderilen UVA_{260} değerinde bir değişim görülmemiştir.

Birinci sistemde yüksek bulanıklık koşullarında SUVA değerinin yüksek olduğu koşullarda batık membran sisteminin TMB değeri hızla yükselmiştir. Bu durum, PVDF membranlarında, doğal organik madde yükünün aromatikliği arttıkça akıda görülen azalmanın artışıdır. Deney sonunda batık membran sisteminde oluşan kirlenme geri yıkama ve hava sıyırması ile etkili olarak giderilebilmektedir. Fakat, basınçlı membran sisteminde TMB sürekli artış göstermiştir fakat geri yıkama ve hava sıyırması ile geri döndürülebilmiştir.

Bulanıklık, hümitik madde, TOK, inorganik madde giderimlerinde benzer performans gösterdikleri gözlenmiştir. Düşük bulanıklık koşullarında ön koagülasyon / sedimentasyon uygulandığı takdirde membranda oluşan basınç artışı benzer değerler göstermiştir.. Kimyasal temizleme ardından kek tabakası giderimi sağlanması sayesinde akı geri kazanımı oranları iki membranda da aynı seviyelerdedir.

Organik ve inorganik madde giderimi açısından benzer performans sergiledikleri fakat basınçlı membran sisteminde daha fazla kirlenme gözlemlendiği sonucuna varılmıştır. Çünkü ön arıtma uygulanmayan ve özellikle yüksek bulanıklık koşullarında yürütülen basınçlı membran sistemi üzerinde giderilmesi zor ve hümit maddeler, karbonhidrat ve Fe bulunduran kek tabakasının sıkıştırılabilirliği ve kalınlığı giderek artmıştır [14] .

2.3 Membran Kirlenmesi

Membran kirlenmesi membran performansında bozulmaya sebep olan, membran temizlenmesi ve değişimi gibi ek maliyetlere sebep olan bir sorun olarak kabul edilir [15] .

Membran geçirgenliğinin azalmasıyla veya uygulanan basıncın artırılması ihtiyacının oluşmasıyla sonuçlanan membran kirlenmesi, işletme maliyetini de arttırmaktadır [16] .

Membran kirlenmesi ve membran geçirimsizliğinde oluşan azalma membran proseslerin süzünü akışı, membran alanı ve geriye kama koşulları gibi mevcut dizayn kriterleri üzerinde etkilidir [4] . Membran kirlenmesi, üretkenliği etkileyeceğinden dolayı tesis planması sırasında hesaba katılarak, enerji ve kimyasal madde tüketiminde de ciddi bir artışa sebep olmaktadır. Kimyasal madde kullanımının artışı bir yandan da membran ömrünü kısaltmaktadır [17] .

Membran yüzeyine eğilimi olmayan koloidal ve partiküler kirlleticiler hidrolik püskürtme, kirlenmiş membranların geri yıkanması veya membran liflerinin hava kabarcıkları ile temizlenmesi yöntemleri ile giderilebilir ve bu fiziksel olarak geri çevirilebilir kirlenme olarak adlandırılır.

Membran yüzeyine tutunma eğilimi olan kirlleticiler yüzeyde kalır ve geri çevrilemeyen kirlenmenin oluşumuna katkıda bulunurlar. Bu tip kirlenmenin giderimi yalnızca kimyasal temizleme ile mümkündür. Ve kirleticinin kimyasal reaksiyonlara eğilimini ve bunu izleyen, membran yüzeyinden kolloid geri salınımını gerektirmektedir [16] .

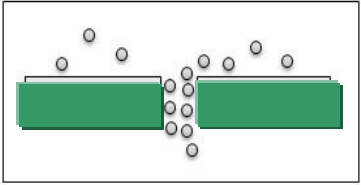
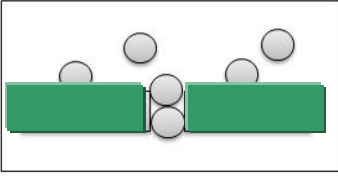
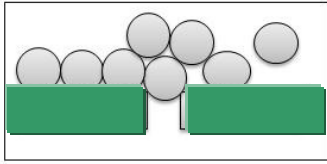
Tıkanmaya sebep olan bileşenler aşağıda verilmiştir:

- *Partiküller*; organik ya da inorganik yapıda olup membran yüzeyini tıkarlar.
- *Organik maddeler*; membran yüzeyini adsorpsiyon yoluyla tıkayan çözünmüş bileşenleri ve kolloidler içerirler.
- *İnorganik maddeler*; pH değişimine bağlı olarak membran yüzeyinde çökmeye sebep olan ya da oksitlenen çözünmüş maddeleri içerirler.
- *Mikrobiyolojik organizmalar* ise; biyolojik tıkanmaya sebep olan algler ve bakterilerdir.

Çalışmaların büyük bir çoğunluğu, membran için en önemli kirlenici ve tıkanma kaynağının doğal organik maddeler olduğunu ifade etmektedir. Tıkanma ile paralel olarak, hidrofobiklik, yük ve morfoloji gibi membran özellikleri, pH, iyonik kuvvet, kalsiyum konsantrasyonu gibi çözelti özellikleri ve organik maddelere özel hidrofobiklik, moleküler ağırlık ve yük yoğunluğu gibi özellikler de araştırılmıştır. Bazı araştırmalara göre ise organik ve inorganik bileşiklerin her ikisinin de tıkanma sebebi olduğu belirtilmiştir [19] .

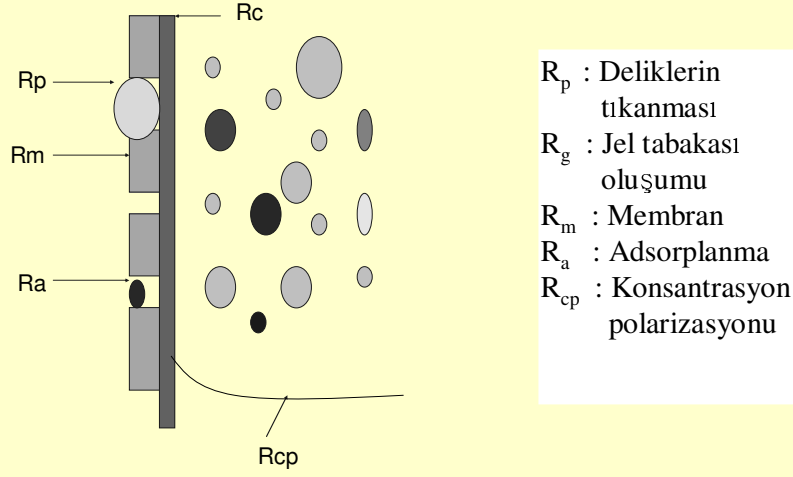
Partiküle dayalı kirlenmede, gözenek tıkanması ve bunu izleyen kek tabakası oluşumu sebebiyle suyun membranın bir tarafından diğerine geçmesine karşı oluşan direnç artmaktadır. Partiküle dayalı kirlenmede kolloidal etkileşimler büyük rol oynamaktadır. Bu tip kirlenmenin giderimi için konvansiyonel filtrasyon sistemlerinde uygulanana benzer periyodik geri yıkama kullanılmaktadır. Hümik maddeler gibi DOM'ler membran kirlenmesinin başlıca kaynaklarıdır. Organik kirlenmenin oluşumu kompleks mekanizmalara dayanmakta ve giderilmesi için kimyasal temizleme gerekmektedir. Ek olarak organik madde, membran sisteminde biyolojik aktiviteyi de geliştirici etki yapmaktadır [3] .

2.3.1 Kirlenme Modelleri

	Gözenek Adsorpsiyonu (Standart Tıkanma) ($d_{\text{çözün}} \ll d_{\text{gözenek}}$): gözenek çapını daraltır ve akı azalması görülür
	Gözenek Tıkanması ($d_{\text{çözün}} = d_{\text{gözenek}}$) : Gözenek çapıyla aynı çaptaki kolloidler ya da çözünmüş maddeler gözenekleri tamamen tıkarlar. Membran porozitesinde düşme ve ciddi bir akı azalması görülür.
	Kek Oluşumu ($d_{\text{çözün}} \gg d_{\text{gözenek}}$): Gözenek çapından büyük olan kolloidler ya da çözünmüş maddeler, gözeneklerden geçemediklerinden membranda tutulur ve membran yüzeyinde kek oluşumuna sebep olurlar. Gözenek ile partikül çapının oranına bağlı olarak akı azalması görülür (Kek tabakasının kalınlığının yanı sıra geçirimsiliği de önemlidir).

Şekil 2. 9 : Kirlenme Modelleri

Membranların tıkanması



Şekil 2. 10 : Membran tıkanması mekanizmaları

a-) Standart tıkanma (Gözenek adsorpsiyonu)

Eğer kirleticiler membranın içsel gözeneklerine adsorbe olabilecek kadar küçükler ise, efektif gözenek boyutunda azalmaya sebep olacak ve geçirimsiliği düşüreceklerdir. Bu durumda membran geçirimsiliği, toplam gözenek haciminde azalma olarak tanımlanmaktadır. İçsel kirlenme tüm gözenekler için aynı kabul edilmektedir. Tüm gözenekler silindirik ve uniform olarak kabul edilmektedirler.

Yapılan çalışmalar neticesinde membran kirlenmesinde küçük kolloidal maddelerin membran adsorpsiyonun önemi ortaya çıkmıştır. Ortalama gözenek boyutları, membran kirlenmesine sebep olan kolloidal maddelerin en az 10 katı büyüklüğündedir. Bu koşullarda eleme veya kek tabakası oluşumu mümkün değildir. Farklı göl sularını fraksiyonlara ayırmak amacıyla 0.2 μm lik polipropilen ve polietersülfon membranlar kullanılmıştır. Fraksiyonlara ayırmak amacıyla kullanılan iki membran aynı gözenek boyutuna sahip olduğundan, son aşamada gerçekleşecek olan kirlenme tamamen fraksiyon aşamasında giderime etki eden farklı mekanizmaların etkisini ispatlamış olacaktır. Polietersülfon membranın çok az ya da sıfıra yakın değerinde membran kirleticisi tuttuğu kaydedilmiştir, polipropilen membranların geçirimsiliğinin ise membran kirleticilerini tutmak için yeterli

miktarda olduğu sonucuna varılmıştır. Tutulma yüzdesinde farkın membran materyali kimyası, morfolojisi gibi özelliklerinden kaynaklandığını ortaya çıkmıştır

Materyal kimyasında çok önemli bir faktör olan hidrofobiklik değerlendirilmeye katıldığında polietersülfon membran polipropilen membranlara gore daha hidrofilik olması sebebiyle, kirleticilerin membran yüzeyine adsoprlanma eğiliminin polipropilen membran için daha yüksek olması sebebiyle bu membranın kirletici tutma yüzdesi daha yüksek olmuştur. Bu da kirleticilerin tutulmasında adsorpsiyonun etkisini ortaya çıkarmaktadır. [19]

b-) Tamamen tıkanma

Partikül boyutu membran gözenek boyutuna yakın ise membran yüzeyine ulaşan her bir partikül, üstüste gelme oranı minimuma yakın olarak gözenekleri kolayca tıkayabilir. Partiküllerin birbiri üzerine yerleşmediği ve tıkanan gözeneklerin kullanılamaz hale geldiği kabul edilir. Membran üzerinde birikme yapan partiküllerin efektif membran filtrasyon alanını azalttığı sonucuna varılır.

c-) Kek tabakası oluşumu

Membran yüzeyinde biriken partiküller bir kek tabakası oluşturur ve fazladan hidrolik direnç oluşumuna sebep olurlar.

2.3.2 Kirlenmeyi önleyen işlemler

Membran kirlendikçe kimyasal yıkama ve geri yıkama işlemlerinin bir kombinasyonunun uygulanması ile kirleticilerin giderimi hedeflenmektedir. Sabit basınçlı sistemler için akı değeri, sabit akıda çalışan sistemler için TMB değerlerinde gerçekleşecek değişiklikler minimuma inecektir.

Geri yıkama Mf membran sistemlerini çoğunda 30-60 dakikada bir ortalama 1 dakikalık sure ile uygulanmaktadır. Su veya hava ile veya ikisinin kombinasyonu ile gerçekleştirilmektedir. Belli bir TMB değerine ulaşıldığında veya belli bir toplam s z nt  akısı değerine ulaşıldığında devreye alınabilir.

Kimyasal temizlemeye ise, rutin geri yıkama işleminin system akısı veya TMB üzerinde önemli bir etkisi görülmediği noktadan itibaren başvurulabilir. Asit, kostik, oksidan ve/veya yüzey aktif maddeler kullanılmaktadır.

Membran tıkanmasını önlemek ya da azaltmak için aşağıdaki yöntemler uygulanmaktadır.

- *Fiziksel yöntemler:* Membran tıkanmasını önlemek için geri yıkama, havalandırma gibi fiziksel yöntemler kullanılabilir. Membranın havalandırılması, katı maddelerin askıda kalmasını sağlarken membran yüzeyinin de temizlenmesine yardımcı olur. Yükselen hava kabarcıkları, membran yüzeyinde oldukça yüksek kesme kuvveti yaratırlar. Hava debisine bağlı olarak süzütünün akısı da önemli ölçüde değişir. Geri yıkama yöntemi ile membran üzerindeki kek tabakası kolaylıkla uzaklaştırılabilmektedir (Ng ve dğr., 2004).
- *Kimyasal yıkama:* Membran tıkanmasını azaltmak için belirli periyotlarda (günde birkaç defadan haftada bire kadar) kimyasal yıkama yapılabilir. Alkali çözeltiler (NaOH gibi) organik kirliliği, asit çözeltiler (HCl, H₂SO₄ gibi) inorganik kirliliği ve biyositler (Cl₂, H₂O₂ gibi) biyolojik tıkanmayı giderirler.
- *Yerinde temizleme:* Daha seyrek yapılan kimyasal yıkamadır (haftada birden birkaç ayda bire kadar).
- *Sistemi kritik akıdan daha düşük bir akıda çalıştırmak:* Kritik akı sistemin hidrolik verimini azaltmadan uygulanabilecek maksimum akı olarak tanımlanmaktadır. Teorik olarak sistemin bu kritik akıdan daha düşük bir akı ile işletilmesi halinde membran yüzeyinde veya içinde hiçbir kirlenici birikmeyecek ve hidrolik verim azalmayacaktır. Pratikte ise hibrit batık membran sistemlerde tıkanmanın, kritik akıdan daha düşük akı uygulanması durumunda bile kısa bir süre sonra başladığı gözlenmiştir.

Kirlenme düşük kirlenme eğilimine sahip membran materyalleri kullanılması ile sistem işletiminin optimize edilmesi ya da membran ekipmanlarının kimyasallar ile temizlenmesi şeklinde önlemler alınsa da membran kirlenmesi arıtılan hamsuda kirlenici yükü bulunduğu sürece kaçınılmazdır [20] [21] . Bu nedenle ham suda bulunan, özellikle doğal organik içeriğin giderilmesi veya farklı bir forma dönüştürmek amacıyla uygulanacak etkili ön arıtma metodlarının geliştirilmesi, membran sistemlerin maliyet verimliliğinin geliştirilmesinde anahtar rol oynamaktadır [21] .

Çizelge 2. 4 Membran filtrasyonu için uygulanan başlıca ön arıtma uygulamalarının mekanizma ve etkileri [16]

Ön arıtma	koagulasyon	Adsorpsiyon	Ön oksidasyon	Ön filtrasyon
Eklenen kimyasallar	Koagulant ve flokulantlar	Gözenekli veya gözeneksiz adsorbanlar	Gaz veya sıvı oksidanlar	Koagulant içeren ve içermeyen taneli filtreler, membranlar
Dozun etkisi	Düşük orta ve üst seviyede	Askıda partiküller olarak kullanılmaları durumunda minimum efektif doz	Minimum efektif doz	-
Fiziksel mekanizmalar	Sucul kirleticilerin boyutlarını filtre edilebilir boyutlara yükseltmek	Küçük boyutlu kirleticilerin Membran gözenekleri yerine adsorbanın üzerine tutunmalarını sağlamak	Organik kolloidlerin daha küçük boyutlara ayrışmasını sağlamak	Büyük partiküllerin giderimini sağlayarak membran üzerinde kek tabakası oluşumunu engellemek
Kimyasal mekanizmalar	Kirleticileri destabilize ederek bir araya toplanmalarını ve koagulant çökeltisi veya membran yüzeyine tutunmaları	Membran performansına olumsuz etki yapan maddelere adsorplanacak/birikecek yeni yüzeyler yaratmak	Organik maddeleri oksitlemek ve kısmi olarak çürütmek	Filtre malzemesi veya membrana yapışma eğilimi olan kirleticileri seçici bir biçimde gidermek
Biyolojik mekanizmalar	Hamsu ve membranda mikrobiyal gelişmeyi engeller	Biyolojik tıkanmaya sebep olabilecek organik kirleticileri adsorplamak	Mikrobiyal gelişmeyi engellemek	Biyolojik kirlenmeye sebep olabilecek mikroorganizmaları kısmi olarak gidermek
Hedeflenen kirleticiler	Virüs,hümkik/fulvik asit,protein,polisakkari t,membran gözenek boyutundan küçük kolloidler	Hümkik/fulvik asit, küçük dopğal organik asit, pestisit ve diğer sentetik organik bileşikler	Virüsler ve ozonlama ile organik kirleticiler	Partikül ve kolloid yapıda organik/inorganik maddeler,

Membran tıkanmasına etki	Kolloidlerden ve doğal organik maddelerden kaynaklı tıkanmayı gidermek	Membran tıkanmasını azaltabilir / arttırabilir	Biyolojik tıkanma ve doğal organik maddeden kaynaklı tıkanmayı giderebilir	Tıkanmayı farklı derecelere düşürebilir
Avantajları	Düşük basınçlı membran sistemlerinin performansını artırır (daha az tıkanma ve yüksek kirlenme reddetme yüzdesi)	Dezenfeksiyon yan ürünlerinin giderimini artırır	Biyolojik kirlenmenin oluşumunu engeller, Organik giderimi artırır (ozonlama)	Biyolojik tıkanma ve koloidal tıkanmaya karşı etkilidir
Dezavantajları	i) Hamsu kalitesi değişkenlik gösteriyorsa, ayarlaması zor bir dozlama aşaması gerektirir ii) tıkanmayı arttırabilir iii) katı atık oluşturur iv) hidrofilik doğal organiklerden kaynaklı tıkanmayı gidermekte etkisizdir	Düşük basınçlı membran sistemlerinde tıkanmayı arttırabilir	i) dezenfeksiyon yan ürünleri oluşturur ii) oksidanlarla uyumsuz yapıda olan membranlara zarar verebilir iii) oksidasyona dirençli bazı mikrocanlıların gelişimini engelleyemez	i) ön filtrelerin performansı bozulabilir ve geri döndürülmesi mümkün olamayabilir ii) Etkinliği arttırmak için ön arıtım gerektirebilir (koagülasyon ve oksidasyon gibi)

2.4 Doğal Organik Madde Giderim Yöntemleri

Doğal organik maddenin yalnızca %14 lük bir kısmı biyolojik olarak bozunabilir özellikte iken, biyolojik olarak bozunamayan kısım ise yüksek molekül ağırlıklı ve aromatikdir. Koagulasyon, oksidasyon, iyon değiştirici reçineler ile adsorpsiyon, aktif karbon ile adsorpsiyon ve membran filtrasyonu, doğal organik maddelerin büyük kısmının giderimi için uygulanması gereken proseslerdir [10] . Negatif yüklü olmaları ise iyon değiştirici mekanizması ile sudan kolayca ayrılmalarını sağlamaktadır. Boyutlarının büyük olması sebebi le doğal organik maddelerin membran filtrasyonu ile ayrılması mümkündür. Doğal organik maddeler aktif karbon ve farklı adsorbanlara adsorplanabilmektedirler [18] .

2.5.1 Geliştirilmiş koagulasyon

Partikül ve patojen kontrolü amacıyla koagulasyon,flokulasyon ve sedimentasyon ve filtrasyon kullanılmaktadır. Bu konvansiyonel, koagulasyon/flokulasyon prosesi doğal organik maddelerin giderilmesi için en temel yöntemlerden biridir. Ve başlıca kullanılan koagulanlar alüminyum ve demir tuzlarıdır. Sonuç olarak doğal organik maddenin tamamının giderimini sağlamaz.Hidrofonbik ve yüksek molekül ağırlığına sahip doğal organik maddeler daha yüksek verimle giderilebilirler. Küçük moleküllerin ise geliştirilmiş koagulasyonla ile giderimi sınırlıdır [18] .

Koagulasyon MF hibrit prosesi üzerine yapılan çalışmalarda askıda katıların, fosfor ve arseniğin giderimini sağladığı ve kirlenmeyi engellediği görülmüştür. Partikül boyutunu büyüterek içsel gözenek tıkanması potansiyelini giderecek ve kek porozitesini yükseltecektir.

Ek olarak, koagulasyonun hidrofobik bileşiklerin giderimine, sonucunda da süzöntü akısının artışına sebep olduğu sonucuna varılmıştır [32] .

2.5.2 Ozonlama / Biyofiltrasyon

Ozonlama ile dezenfeksiyon ve organik renk giderimini başka kimyasalların kullanılmasını gerektirmeksizin sağlamaktadır. Konvansiyonel renk giderim tekniklerinden farklı olarak, ozonlamanın çözünmüş organik karbon konsantrasyonu üzerine çok az etkisi vardır. Kompozit otganik bileşikleri daha küçük molekül ağırlığa sahip, biyolojik olarak çözünebilirliği daha yüksek organik bileşenlere ayırır. Yani ozonlama biyolojik olarak çözünebilir ve biyofiltrasyon ile giderimi mümkün

olan çözünmüş organik karbon miktarını yükseltir. İşletimi kolay bir sistemdir fakat ortalama TOK giderim verimi ihtiyacı olan koşullar için uygundur. TOK değerinin yüksek olması koşulunda ozonlama ve biyofiltrasyon iyi bir arıtma alternatifi değildir [18] .

2.5.3 Adsorpsiyon

Doğal organik maddelerin gözenekleri materyaller üzerine adsorplanması bir başka dopal organik madde giderim yöntemidir. Aktif karbon, anyon değiştirici reçineler ve metal oksitler etkili adsorbantlardır. Küçük doğal organik madde molekülleri koagülasyon ile düşük verimle giderilebilirken, adsorpsiyon ile giderimleri daha başarılıdır. Genel olarak iyon değiştiriciler, doğal organik madde adsorplanması açısından aktif karbon ve metak oksitlerinden daha etkilidir. Fakat iyon değiştiriciler, anyon değişim mekanizmasına göre, doğal organik maddelerin yalnızca negative yüklü olanlarını giderebilir [18] .

“Toz aktif karbon ve demir oksit gibi adsorbanlar çözünmüş organik karbon (ÇOK) gideriminde etkilidirler. Giderim verimi ÇOK konsantrasyonu, adsorbanın dozuna, ÇOK adsorplanabilirliğine, pH, sıcaklık ve temas süresi gibi faktörlere bağlıdır. Demir oksit partiküllerinin adsorban olarak kullanılması ile ilgili çok fazla deneysel sonuç bulunmamaktadır. Entegre membran-adsorpsiyon sistemlerinde ortalama adosrban temas süresi yükseltilebilir, ve membran sisteminde adsorban konsantrasyonunun yükselmesi ile sonuçlanır. Bu da adsorbanların membran sistemlerinde kullanımı ile organik madde kontrolünün etkinliğini arttırmaktadır.” [3]

2.4.3.1 Adsorpsiyon mekanizmaları

Adsorpsiyon mekanizmaları genel olarak fiziksel ve kimyasal olarak ikiye ayrılmaktadır. Fiziksel adsorpsiyon için sürücü kuvvet zayıf moleküler kuvvetlerdir. (Wan der Waals kuvvetleri gibi.) Kimyasal adsorpsiyon ise adsorbat ile adsorban yüzeyi arasındaki koulomb kuvvetleri, hidrojen bağları ve hidrofobik etkiler veya farklı sürücü kuvvetlerin etkisinden kaynaklanan kimyasal bağ ile gerçekleşmektedir [18] .

Kimyasal adsorpsiyon genel olarak daha yüksek bağlanma kuvveti ile sonuçlanmaktadır. Bir diğer kabul edilen mekanizma sınıflandırması ise spesifik olmayan adsorpsiyon (dış çevre kompleksleşmesi) ve spesifik adsorpsiyondur (iç

çevre kompleksleşmesi). Dış çevre kompleksleşmesi, yüzeyde yüzeysel fonksiyonel gruplar ile bağlı iyonun veya molekül arasında, aralarında en az bir su molekülü olma koşuluyla oluşan yüzey kompleksine verilen addır. Su molekülü olmaması durumunda yüzeysel kompleks, iç-çevre kompleksi olarak adlandırılır. Dış çevre kompleksleşmesi, yüklü yüzey ile çözeltideki tersi yüklü iyon arasında uzun mesafeli coulomb etkileşimleri içermektedir. Öte yandan iç çevre kompleksleşmesi, katı yüzeyi ile kısa mesafeli etkileşimlerden kaynaklanan koordinatif kompleks oluşumunu içermektedir. İç çevre kompleks bağları kırılması daha zor bağlardır ve iyonların daha kuvvetli adsorpsiyonunu sağlarlar [18] .

Adsorpsiyona iyonik kuvvetin etkisinden yola çıkarak, dış-çevre veya iç-çevre kompleksmelinden hangisinin etkilisinin baskın olduğu çıkarılabilir.

2.4.3.2 Doğal organik maddenin adsorpsiyonu için kullanılan başlıca adsorbanlar

Aktif karbon, anyon değiştirici reçineler ve metal oksitler başlıca adsorbanlardır. İçme suyu arıtımında sıklıkla kullanılan aktif karbon, doğal organik madde ve eser kirletici gideriminde oldukça etkilidir. Moleküllerin, karbon partiküllerinin gözeneklerin iç duvarlarına yapışması ile adsorpsiyon gerçekleşmektedir. Düşük moleküler ağırlığa sahip doğal organik madde fraksiyonları aktif karbon yüzeyine daha çok boyut seçiciliği etkisiyle adsorplanmaktadır.

Organik madde gideriminde aktif karbon çok etkin bir metod olmasına rağmen, aktif karbon rejenerasyonunun verimsiz olması sebebiyle sıklıkla filtre değişimi gerekmektedir. Bir diğer adsorban ise anyon değiştirici reçinelerdir. Fakat yalnızca yüzeysel adsorpsiyon mekanizması ile daha küçük boyuttaki doğal organik maddelerin giderimi mümkün olduğundan tam olarak verimli değildir. [18]

Metal oksitler

Metal oksitler (Fe, Mn, Al hidro oksitleri) yüksek doğal organik madde adsorplama kapasitesine sahip adsorbanlardır. Özellikle Edwards ve Benjamin (1989) tarafından geliştirilen demir oksit kaplı filtrasyon ekipmanı metodu, toz demir oksit kullanımının işletme ve rejenerasyon yönündeki dezavantajlarının üstesinden gelmek amacıyla dizayn edilmiştir. Ve DOM giderimi için adsorpsiyon-filtrasyon entegre sistemlerinde potansiyel olarak uygun bir yöntem olarak düşünülmüştür. [18]

Demir oksitler doğada bulunan temel bileşiklerdir. Basit kristal ve amorf demir oksitler, örnek olarak sulu ferric oksit (HFO) veya ferrihidrit, yüksek özgül yüzey alanına sahiptirler fakat, daha kristal formlara dönüşüm zamanla artarak goetit (α -FeOOH) ve hematite (α -Fe₂O₃) dönüşürler. Sucul sistemlerde, demir oksitler su moleküllerini adsorplayabilir, genel olarak ayrışarak, tabandaki demir atomları ile bağlantılı olarak yüzeyinin hidroksil gruplarıyla kaplanması şeklinde sonuçlanmaktadır.

Yüzeysel bağlantılı hidroksil gruplar, demir oksitlerin asit ve bazlar ile tepkiyebilen fonksiyonel gruplarıdır. Bu özellikleri demir oksitleri, sucul ortamda anyon ve katyonlar için, özellikle de DOM gibi organik anyonlar için tercih edilir adsorbanlar haline getirmektedir. [18]

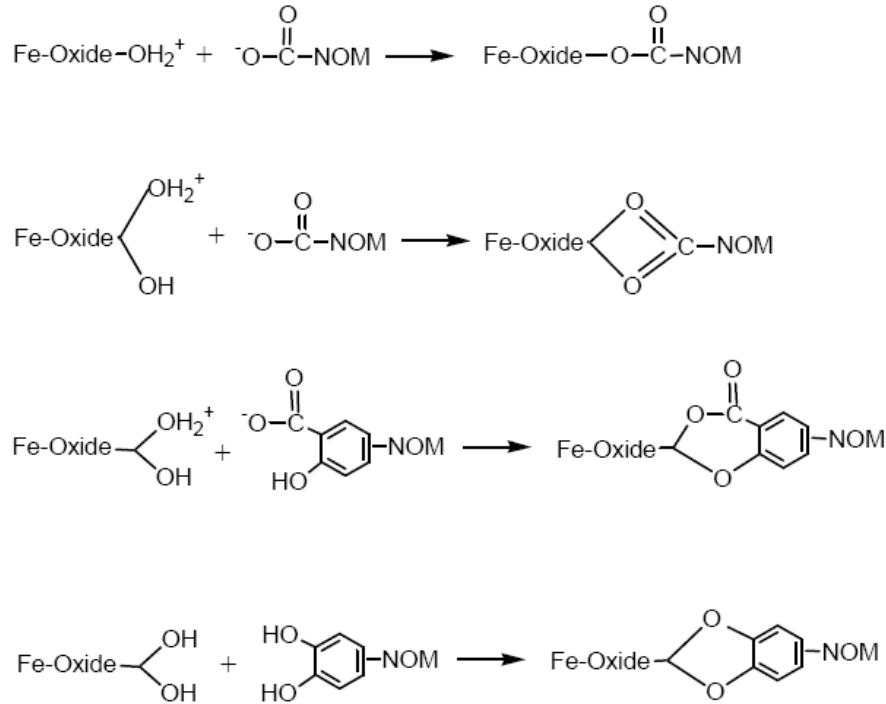
DOM 'nin mineral veya demir oksit yüzeyine adsorpsiyonu geniş bir şekilde araştırılmıştır. Genel olarak DOM'nin demir oksit üzerine adsorpsiyonu pH'ın düşmesi ve iyonik kuvvetin artmasıyla daha verimli hale gelmektedir. DOM nin demir oksit ve başka mineral yüzeylerine adsorpsiyonuna sebep olan mekanizmaları (i) ligand değişimi, (ii) elektrostatik etkileşimler (anion değişimi), (iii) hidrofobik etkiler (iv) Van der Waals etkileşimleri (v) hidrojen bağları, (vi) entropik etkiler and (vii) katyon köprülemedir. DOM'nin heterojen doğası sebebiyle, değişik adsorpsiyon mekanizmaların kombinasyonları söz konusudur. DOM'nin asidik karboksil grupları ile demir oksit üzerindeki OH ve H₂O grupları arası ligand değişimi, baskın mekanizma olarak göze çarpmaktadır. [18]

DOM'nin Karboksil / hidroksil fonksiyonel gruplar ile demir oksit yüzeyi arasındaki ligand değişiminin, asidik koşullarda öncelikli baskın mekanizma olduğu belirlenmiştir.

Chi ve Amy 'nin (2004) çalışmasına göre ligand değişimi tarafından izlenen hidrofobik etkilerin, DOM'nin metal oksit yüzeyleri üzerine adsorplanmasında etkin olabileceği ortaya konmuştur. Hidrofobik etkiler, aşamalı bölünme ve hidrofobik adsorpsiyon temel mekanizmalarını kapsamaktadır. Aşamalı bölünme, bir çözünenin su fazından organik faza transferinde gerçekleşir. Hidrofobik adsorpsiyon, yüzeyin düşük hidrasyon enerjisi gösteren bir bölgesinde su ile rekabeti ile gerçekleşen bir spesifik yüzeysel reaksiyondur. Organik maddenin polar olmayan fonksiyonel grupları sonuç olarak çözelti fazından yüzeye çıkarılacaktır.

Smith et al. (1990)'e göre lineer olmayan adsorpsiyon izotermi çoğunlukla hidrofobik adsorpsiyon mekanizmasının baskınlığını işaret etmektedirler. Aşamalı bölünme mekanizması ise daha çok lineer izotermiler ile birlikte anılmaktadır [18] .

DOM'nin çeşitli yüzeylere adsorpsiyonun fiziksel adsorpsiyondan kaynaklanığı önerilmiştir. Van der Waals etkileşimleri kısa mesafelidir ve yüksek iyonik kuvvetler söz konusu olduğunda etkilidirler. Örnek olarak Ca_2 ile gerçekleşen, demir oksit yüzeyinin negative yükleri ile DOM'nin anyonik grupları arasında meydana gelen kation köprüleri, DOM'nin demir oksitler üzerine adsorpsiyonuna yardımcı olmaktadır.



Şekil 2. 11 Demir oksitler ile doğal organik madde arasındaki olası ligand değişim modelleri [18]

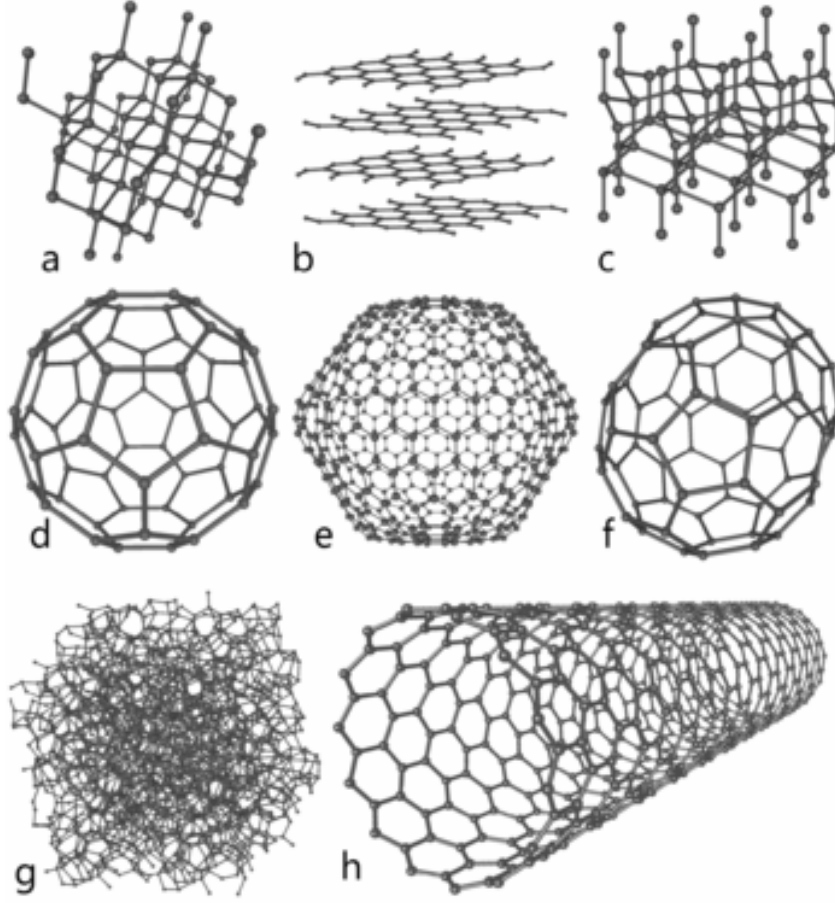
Karbon nanotüpler

Karbon bazlı materyallerin, mühendislik alanında adsorpsiyon proseslerinde önemli ve geniş bir kullanım alanı bulunmaktadır. Yeni ve gelişmiş karbon bazlı materyallerin adsorban olarak kullanılması, fiziksel adsorpsiyon ile yüksek adsorpsiyon kapasitesi sağlamaktadır. [22]

Nanotüpler silindirik içi boşluklu ve içi çapı 100 nm'den küçük olarak kurgulanmış yapılar olarak tanımlanabilir. Karbon ve karbon benzeri yoğun ve açık nanotüpler hazırlanmış uygun substratlar için önemi artmaktadır ve öte yandan moleküllerin spesifik adsorpsiyon/ayırma proseslerinde kullanılabilir. Anotlanmış alüminyum membranların, belirli maddelerin uzun silindirik gözeneklere ( ap 50-200 nm) birikimi için şablon olarak kullanıldığı nanotüp şablonları veya tubüler yapılardır [23] .

Karbon nanotüpler silindirik yapıda, grafit benzeri, sp-2 bağlarına sahip, tümüyle karbon bazlı materyallerdir. Büyük spesifik yüzey alanları ve keskin kıvrımlı olmaları, yüksek ısısal ve kimyasal stabiliteleri ile birlikte, kirletici kimyasalların, özellikle de aromatik anahatlara sahip kirleticilerin adsorpsiyonu uygulamalarında ideal bir seçenektir. Karbon nanotüplerin kullanımının artacağı beklenen alanlar nano akışkanlar ve nanofiltrasyon uygulamalarıdır [22] .

Birden çok duvara sahip (multi-walled carbon nanotubes) ve tek duvarlı (single walled carbon nanotubes)  eşitleri bulunmaktadır [22]. Kesintisiz grafin silindirlerinin konsantre dış yüzeyi (kabuk) ile oluşturulan MWNTler, daha yakın bir tarihte tek duvarlı nanotüpler (SWNTs) sentezlenmiştir. Tek bir kesintisiz silindirik grafin tabakasından oluşmaktadırlar [23].



Şekil 2. 12 Karbonun bazı allotropları a- elmas; b- grafit; c- Lonsdaleit; d-f-) Fullerene; g- amorf karbon; h- karbon nanotüpü

KNT lerin adsorpsiyon uygulamalarında kullanımında iki temel zorluk göze çarpmaktadır. Birincisi immobilizasyon problemidir ve geleneksel paketleme tekniğiyle üstesinden gelinebilir. Bir kolon içerisine MWCNT kümelerinin paketlenmesi ile mümkündür. MWCNT ler ile paketlenen bir kolon yapısı yüksek basınç altında sürekli bir akım sağlayarak sıvı/gaz arıtımını sağlayabilmektedir. Bunun için çapraz bağlı sucul jel yapılar kullanılarak kapsülümsü bir yapıyla kaplanması sağlanmıştır ve büyük boyutlarda karbon nanotüpü bazlı adsorbanlar oluşturulmak hedeflenmiştir. ($> 400 \text{ um}$) Bu tip karbon nanotüpü bazlı adsorbanlar vasıtasıyla, kimyasal kirleticilerin adsorpsiyonunu, basit bir hidrojel ilavesi ile sağlamak mümkündür. Böylece yüksek basınçlı pompa sistemi kullanılmamış olacaktır. KNT lerin efektif yüzey alanlarının artırılması, yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip CNT bazlı adsorplayıcıların eldesinde önemli bir adımdır. Her bir tüpün yüksek en boy oranlarına sahip olması ve kuvvetli van der Waals etkileşimleri

sebebiyle, CNT ler daha çok yüksek boyutlu kümeler halinde bulunurlar. (genellikle bir kaç mm boyutlarına kadar) Suda çözünür organik boyalar, yüksek moleküler ağırlığa sahip kimyasalların adsorpsiyonu daha çok KNT kümelerinin en dış yüzeyinde gerçekleşmektedir. En içteki tüpler genellikle bu tip kimyasalların adsorpsiyonuna hiç bir katkıda bulunmazlar. KNT kümelerinin tekil tüp yapıları dispersiyonu ile adsorpsiyon için alan artmış olur, fakat paketlenmiş veya immobilize edilmiş olsa da KNT leri tekil formda tutabilmek zordur [22] .

Düşük ağırlık, küçük boyut ve büyük yüzey alanları ve gözenekli geometrileri sayesinde, CNT adsorpsiyon ile ayırma prosesleri için iyi bir alternative olmuştur. Hidrojen, metan, krypton, xenon, argon, toluene, benzene, gibi gazların SWNT ler üzerine, metan, bütan, krypton, hidrojen, asetilen, benzene ve asetonun MWNT üzerine adsorpsiyonu ile ilgili çalışmalarda görülmüştür KNT kullanılan mevcut adsorbanlara çok iyi bir rakiptir.

Uçucu organik bileşiklerin SWNT ve MWNT ler üzerine adsorpsiyonu prosesleri egzotermiktir ve sıcaklığın artırılmasıyla adsorpsiyonun azaldığı görülmüştür. KNT lerin adsorpsiyon kapasitesini geliştirebilmek amacıyla kimyasal oksidasyon ve aktivasyon kullanılarak bir çok modifikasyon yapılmaktadır [24] . Oksidasyona bağlı işlemlerin KNT üzerine organik maddelerin adsorpsiyonunu olumlu yönde etkilememesi de mümkündür. KNT lerinin aktivasyonu adsorpsiyon kapasitesinin artırılması için uygun bir yaklaşımdır.

Cu (II) ve Co (II) iyonlarının adsorplanma etkinliğinin araştırıldığı pH 5-9 arasında yürütülen, rekabete dayalı adsorpsiyon deneylerinde iki metal iyonunun karışımını içeren çözeltiye, adsorban olarak kullanılan materyalden 50 mg ilave edilmiştir. Başlangıç metal konsantrasyonu 2 mg/l olarak ayarlanmıştır, ve çalışma farklı Cu:Co ve Co:Cu oranlarında yürütülmüştür. 1:1 ve 1:5 vb. Cu (II) için adsorpsiyon kapasitesindeki düşüş 5 katı miktarda Co (II) varlığı durumunda sırasıyla aktif karbon, karbon nanotüp ve CEMNP için %8, %6 ve %2 olmuştur.Co(II) Sorpsiyon verimliliği ve etkinliğinin Cu(II) varlığından daha çok etkilendiği sonucuna varılmıştır. Adsorpsiyon kapasitesindeki düşüş aktif karbon, karbon nanotüpleri ve CEMNP ler için %23, %35, %36 seviyelerinde olmuştur. [24]

Çözeltinin iyonik kuvveti çözünen madde ile çözeltinin arasındaki eğilimi ifade etmektedir ve metallerin adsorplanmasına da etki etmektedir. Yüksek miktarda

sodyum iyonunun bulunduğu koşulda Cu (II) ve Co (II) alımındaki seçiciliği belirlemek için verilen sorbanttan 150 mg miktarında alınıp, Cu(NO₃) veya Co(NO₃) içeren NaCl içeriği 0.01-0.5 mol/l aralığında olan çözeltide pH 8 de 4 saat bekletilmiştir.

Özellikle aktif karbon ile adsorpsiyon işlemlerinde Cu (II) ve Co (II) sorpsiyonu, artan iyonik kuvvet ile yavaşça azalmaktadır. Adsorpsiyon verimliliği yüksek NaCl konsantrasyonlarında %30-50 arasında azalmaktadır. Adsorpsiyon etkinliğinde benzer seviyede düşüş aktif karbon için tespit edilmiştir. CEMNP ler ve karbon nano tüpler için bu düşüş %5-11 seviyelerindedir ve metal türüne göre değişiklik göstermez. Nanokarbon bazlı adsorbanların sorpsiyon aktivitelerini geniş bir NaCl konsantrasyonu aralığında korudukları görülmektedir. Yani, çevrede sıklıkla bulunan yüksek tuzluluk içeren su sistemlerinde kullanılmak için daha elverişli adsorbanlardır [24]. Cu (II) ve Co (II) iyonlarının adsorplanma etkinliğinin araştırıldığı pH 5-9 arasında yürütülen çalışmalarda, CEMNP bazlı sorbant asidik koşullarda (pH 5-6) yüksek adsorpsiyon etkinliği göstermiştir (30-60 % giderim)

Aktif karbon ve karbon nanotüpleri için bu pH aralığında adsorpsiyon etkinliği %20 nin altındadır. Adsorpsiyon kapasiteleri adsorpsiyon izotermelerinden elde edilmiştir. Karbon nano tüpler ve CEMNPlerin, benzer ve normalize edilmiş yüzeysel asiditelere sahip olmalarına rağmen aktif karbona göre 2.5 ile 6.5 kat arasında daha fazla adsorplama etkinliğine sahip olduğu tespit edilmiştir [24] . Atıksu ve bunun gibi sucul ortamlardan ağır metallerin konsantre biçimde ayrılmasını sağlamak amacıyla karbonnanotüpler ve CEMN lerin elverişli materyaller olduğunu göstermiştir. Yüksek sorpsiyon etkinliği ve büyük sorpsiyon kapasitelerine sahiptirler [24] .

SW karbon nanotüpler içinde suyun hareketinin incelendiği çalışmada, SW karbon nanotüplerinin nanofiltrasyon sistemi gibi davrandığı sonucuna varmışlardır. Karbon nanotüpü yapısının içinde suyun çok hızlı hareket ettiği gözlenmiştir.

karbon nanotüpü içinde hapsolan bir su molekülünün geriye kalan kısmından farklı özellikler sergilediği görülmüştür. Konvansiyonel deniz suyu arıtma membran sistemleri genel olarak düşük geçirimliliğe sahiptirler ve yüksek basınç altında etkili sonuç verirler. Fakat geçirimliliği daha yüksek olan nanotüp membranlar enerji gereksinimini oldukça düşürebildiği sonucuna varılmıştır.

2.4.4 Membran filtrasyonu

Membran teknolojileri arasında özellikle mikrofiltrasyon ve ultrafiltrasyon geliştirilmiş koagulasyondan sonra kullanılarak koagule edilmiş doğal organik maddelerin giderimi amacıyla kullanılabilir. Nanofiltrasyon, ters osmoz gibi sistemler ise direct olarak doğal organik maddenin sudan fiziksel olarak ayırımını yapabilecek olanaklara sahiptir. Koagulasyonla karşılaştırıldığında daha az operator müdahalesi gerektirmekte ve daha sabit ve düşük doğal organik madde konsantrasyonuna sahip üretim suyu elde edilmesini sağlar. Membran filtrasyonunda mücadele edilmesi gereken tek sorun membran kirlenmesi ve tıkanması problemi [18].

MF ve UF membranları partikül madde gideriminde başarılı sistemlerdir, çok düşük seviyelerde bir çözünmüş organik madde gideriminden söz edilebilen pilot ölçekli ve tam ölçekli sistem çalışmaları olsa da, çözünmüş organik madde giderimi için MF ve UF sistemlerinin koagulasyon, adsorpsiyon, gibi sistemlerin membran sistemleri ile entegre edilmesi gerekmektedir. Organik kirleticiler böylece koagule veya adsorbe olarak, membran tarafında yüksek reddedilme verimine sahip partikül maddeler ile birleşeceklerdir.

2.4.4.1 Doğal organik maddelerden kaynaklanan membran kirlenmesi

Bütün doğal su kaynaklarında, hayvansal ve bitkisel dokuların bozunması sonucunda doğal organik madde içeriği oluşmaktadır. Doğal organik madde iki fraksiyona ayrılmaktadır, hümitik madde ve hümitik olmayan maddeler. (HM ve HOM olarak kısaltılmıştır). Doğal organik madde içeriğinin baskın kısmı hümitik maddelerdir ve bakteriyel bozunmaya karşı dayanıklıdır. Hümitik maddeler ise kendi sucul ortamda pH koşullarına göre 3'e ayrılırlar, Hümin (herhangi bir pH koşulunda suda çözünmez), Hümitik asit (pH < 2 olan asidik koşullarda suda çözünmemektedir), fülvik asit (bütün pH aralıklarında suda çözünürdür). Bu fraksiyonlar renk, karbon ve azot içeriği açısından farklılık göstermektedir. Doğal organik maddeler boyut olarak çözünmüş organik karbon (ÇOK-DOC) ve partikül organik karbon (POK-POC) olarak ikiye ayrılır. ÇOK 0.2 veya 0.45 µm filtreden geçebilen materyaller olarak tanımlanmaktadır. Doğal organik maddelerin boyutları 0.5 ile 400 nm arasında değişmektedir. Moleküler ağırlıkları ise 200 ile 10.000 dalton değerleri arasındadır.

[18] . Doğal organik maddenin molekül ağırlığı ve aromatikliği arttıkça hidrofobik karakteri de artacaktır ve oksidanlar ile daha reaktif olacaktır [10] .

Dolaylı olarak moleküler ağırlığa da bağlı olan moleküler boyut, çözünürlük ve hidrofobikliği etkiler. Büyük moleküller küçük olanlara göre daha yüksek çözünme eğilimine sahiptir. Ve membran yüzeyleri, çözelti içerisinde daha yüksek molekül ağırlığa sahip organik maddeleri adsorplayacaktır. Lin, C. ve diğ. (2000) çalışma arkadaşları [27,28] hümik asit maddesini fraksiyonlarına ayırmışlardır. En yüksek molekül ağırlığına sahip hidrofobik ve hidrofilik içeriğin en yüksek akı azalmasına sebep olduğu görülmüştür.

Benzer olarak . Yuan ve Zydney (1999) [29,30] 0.16 μm ile 100.000 Da gözenek boyutuna sahip membrandan filtre edilmiş ve sonuca göre küçük gözeneklerde daha az tıkanmaya sebep olduğu saptanmıştır [19, 29, 30] . Ters bir görüş, Carroll ve diğ. tarafından geliştirilmiş ve deneylerle ispatlanmıştır. Daha fazla tıkanmanın çözünmüş organik içeriğin hidrofilik fraksiyonundan kaynaklandığını tespit edip, ÇOM'yi boyut eleme kromatografisi ile fraksiyonlarına ayırmışlardır. Nötral hidrofilik fraksiyonun en küçük molekül ağırlık dağılımına sahip olduğu ölçülmüştür. Ve en önemli membran tıkanması 3-20 nm boyutu aralığında küçük koloidal içeriğin bulunduğu koşullarda gözlenmiştir. Çözünmüş organik maddenin kendi başına bir tıkanma kaynağı olmadığı fakat membran tıkanmasında esas etkili olanın çözünmüş organik maddenin küçük molekül boyutuna sahip fraksiyonu olduğu sonucuna varılmıştır [31] .

Partikül madde, çözünmüş organik madde, kolloidler ve molekül yapıdaki maddelerden kaynaklanan kirlenmenin karşılaştırıldığı çalışmada, ham suyun rejenere edilmiş selüloz membranlardan geçirilmesi ardından 3 farklı gözenek boyutuna sahip membrandan (3 μm -5 μm -14 μm) doğal organik maddenin tutulma yüzdesi %6 ile %15 arasında değişmektedir. Membranlar arasındaki DOM tutma yüzdesi farkının az olması DOM'nin çok az bir kısmının koloidal boyut aralığında olduğunu göstermektedir [19] .

Farklı membranların süzüntü akılarına DOM' nin %85-90 lik bir kısmının bulunduğu tespit edildiğinden dolayı DOM 'nin yalnızca geriye kalan %10-15 lik kısmının kirlenme kaynağı olduğu sonucuna varılmıştır.

Iowa gölünden alınan su örneklerinde DOM'nin %90 lık bir kısmının 3000 Da boyutundan küçük olduğunu, DOM nin ana bileşenleri olan hümik asit ve fülvik asitin moleköl ağırlığı verilerini özetlenmesi ile sucul ortamdaki fülvik asidin 500 ile 2000 Da arasında, hümik asitin ise 2000-5000 Da arasında bir moleköl ağırlığı dağılımına sahip olduğunu ortaya koymuştur. DOM' nin küçük bir fraksiyonunun kirlenmeye direk sebep olabilecek boyut aralığında olduğu sonucuna varılmaktadır [19] .

Hümik asitten kaynaklanan kirlenmenin büyük gözenek boyutunda (>0.1 mm) mikrofiltrasyon membranlarında minimum seviyede olacağı beklense de, 1.9 mm gözenek boyutuna sahip inorganik kapiler membranda filtrasyon akısında hümik asitten kaynaklı hızlı bir düşüşü tespit etmiştir. [29]

10 ppm' lik hümik asit çözeltisi ile 5 dakika süre ile 2 bar basınç altında yürütülen çalışmada %50' lik akı azalması tespit edilmiştir. 100 ppm' lik hümik asit çözeltisinde ise aynı sürede akıda %90 azalma olmuştur. Bu hızlı düşüşün sebebi olarak pozitif yüklü membran yüzeyi ile negative yüklü hümik asit arasında oluşan elektrostatik etkileşimler sonucu membran gözeneklerinin neredeyse tamamen tıkanması gösterilmektedir.

Aldrich marka hümik asit ve Suwannee nehrinden elde edilen hümik asit örnekleri ile yürütülen çalışmada farklı MWCO değerlerine sahip polieter sülfon membranlar kullanılarak hümik asit fraksiyonlarına ayrılmıştır. 350 rpm' de karıştırıcı ile karışımı sağlanan 60 mg/l hümik asit çözeltisi ile 69 kPa (10 psi) basınç altında ön filtrasyona tabi tutularak büyük moleköl ağırlığına sahip bileşenlerin giderilmesi amaçlanmıştır. (100kD, 300, 1 M, 0.16 mm polieter sülfon membranlar vasıtasıyla)

Önfiltrasyon işlemi sonrası membran kirlenmesi oranının azaldığı görülmüştür. Başlangıçta gerçekleşen hızlı kirlenmenin kaynağı olan hümik asit fraksiyonunun, önfiltrasyon ile giderildiği sonucuna varılmıştır. Hümik asit çözeltisinin daha küçük gözenekli membranlar (daha küçük MWCO değerleri) ile ön filtrasyona tabi tutulması, ardından işletilecek membran sisteminde akı değerinde artışı sağlayamaktadır. SEM görüntülerinden elde edilen sonuçlarda, ön filtrasyon sonrası ardından membranlar üzerinde büyük boyutlu maddelerden oluşan birikim kümelerine rastlanmamıştır.

2 mg/l Aldrich marka hümik asitle yürütülen çalışmada filtrasyon akısı 10 psi basınç altında 20 dakika sonunda ilk değerinin %10' una düşmüştür. Suwanne nehrinden elde edilen hümik asit ile yürütülen çalışmada 120 dakikalık süre sonunda J/J_0 değeri 0.23 'e kadar azalmıştır. Membran kirlenmesine etkilerindeki büyük farklılığın sebebi olarak, hümik asitlerin fiziksel ve kimyasal karakteristikleri arasındaki fark gösterilmektedir. Suwanne nehrinden elde edilen hümik asitin içerdiği fonksiyonel grup konsantrasyonu daha yüksektir. Ve bu nedenle daha yüksek negative yüke sahip olduğu ve Aldrich marka hümik asitten daha hidrofilik olduğu sonucuna varılmıştır. Ek olarak UF membranları ile yürütülen fraksiyonlarına ayırma çalışmaları neticesinde Aldrich marka hümik asitin yüksek molekül ağırlığına sahip içerikçe daha zengin olduğu görülmüştür.

Fraksiyonel dağılım sonuçlarına göre, Örnek olarak hazır hümik asitin %60' tan fazlasının 50 kD' den büyük molekül ağırlığına sahip olduğu görülmektedir. Suwanna nehrinden elde edilen hümik asitin ise yalnızca %20' lik bölümünün molekül ağırlığı bu değeri aşmaktadır. Özellikle 1 M değerinden daha yüksek molekül ağırlığına sahip fraksiyonun mikrofiltrasyon prosesinde hümik asitten kaynaklı membran kirlenmesinde çok kririk bir rolü olduğu belirtilmiştir.

20 dakikalık süre sonunda 3 psi basınç altında işletilen sistemlerde 2 mg/l, 5 mg/l, 15 mg/l ve 30 mg/l hümik asit çözeltileri ile yürütülen çalışmalarda sırasıyla %80, %65, %50 ve %40 seviyelerinde akı azalması görülmüştür. 2 mg/l sabit hümik asit konsantrasyonunda 3, 5, 8, 10, 15 psi gibi farklı basınçlarda yürütülen çalışmalarda başlangıç filtrasyon akısı basınç artışıyla birlikte lineer biçimde artmıştır. Basınç artışı ile birlikte akı düşüş oranı da keskin bir biçimde yükselişe geçmiştir. 15 psi basınç altında işletilen sistemde 10-20 dakikalar arasında en düşük filtrasyon akısının elde edilmiştir.

Çözeltilerin hümik asit konsantrasyonunun ve transmembran basıncının filtrasyon akısı üzerindeki etkileri, hümik asit adsorpsiyonu yani tek tabakalı makromoleküler hümik asitlerin membran gözeneklerine adsorpsiyonu sebebiyle oluşan membran akısı azalması yalnızca %10 seviyelerindedir. Yalnızca hümik asit ile yürütülen çalışmalarda, 2 mg/l hümik asit çözeltisinin 10 psi basınç altında 30 dakikalık filtrasyon süresi sonunda filtrasyon akısında % 90' ın üzerinde düşüş görülmüştür.

Akı azalmasının tamamına yakını hümik asit çökeltisinin membran üst yüzeyinde birikiminden, ufak bir kısmı ise membran gözenek yapısında oluşan içsel kirlenmeden kaynaklanmaktadır.

2.5 Adsorpsiyon membran Hibrit sistemlerin DOM giderimi ve membran tıkanması üzerindeki etkisi

Çözünür halde bulunan dezenfeksiyon yan ürünleri ve DOM 'lerin giderimi için MF ve UF proseslerinin yeterli olmamaktadır. Membran performansını ve üretilen su kalitesini arttırmak amacıyla, TAK – UF prosesi, koagülasyon UF/MF prosesi, demir oksit adsorpsiyonu / UF prosesi gibi çeşitli hibrit sistemler geliştirilmiştir. Batık membran ile adsorpsiyonun bir arada kullanıldığı bir hibrit sistemde bütün arıtma işlemleri (adsorpsiyon/biyodegradasyon, katı sıvı ayırımı, çamur akümülayonu) tek bir birimde gerçekleşebilmektedir. TAK – UF hibrit sistemleri düşük ve yüksek molekül ağırlığa sahip organik maddelerin gideriminde etkilidirler. 10 mg/l hümik asit konsantrasyonuna sahip suya 100 mg/l TAK ilavesi ile %90' ın üzerinde hümik asit giderimi elde edilmiştir [25] .

TAK 'ın adsorpsiyon – membran hibrit sisteminde içinde adsorban olarak kullanılmasının, membran prosesi öncesinde ön arıtma olarak uygulanmasından, TAK 'un tek birr system içerisinde tutulması, besleme suyu karakteristiğindeki mutlak değişimlere izin vermesi ve etkinliğinin daha yüksek olmasıdır [34] .

TAK partikülleri üzerinde kümelenmiş hümik asit molekülleri, membran yüzeyinde yoğun birr tabaka oluşturarak membran geçirimsizliğini azaltarak, akı da azalmaya sebep olmaktadır. Demir oksit partikülü – UF hibrit sisteminde, demir oksit partiküllerinin ilavesi DOM giderim verimi ve membran akısı üzerinde olumlu etkiler yaratmıştır. Bu sonuç, doğal organik maddenin demir oksit partikülleri üzerine adsorpsiyonu ve beraberinde membranın korunması prensibine dayanmaktadır. DOM ile kaplanmış demir oksit partikülleri geri yıkama ile kolayca geri çevrilebilmekte ve alkali pH koşullarında rejenere edilebilmektedir. Çok yüksek miktarlarda ilave edilmedikleri sürece, demir oksit partikülleri askıda veya membran yüzeyine bağlanmış formların her ikisinde de membran akısı üzerinde olumsuz bir etki yaratmazlar [25] .

TiO₂ fotokatalitik oksidasyon işleminin doğal organik madde giderimine olan etkisini ve MF ve UF membranlarında oluşacak kirlenmeye olan etkileri araştırıldığı çalışmada, MF ve UF membranları kullanılarak yürütülen membran kirlenmesinin araştırıldığı çalışmalar neticesinde, 10 mg/l ;TOK değerine sahip arıtılmamış DOM çözeltisinin 40 dakikalık filtrasyon sonucunda MF ve UF membranlarında %22 ve %28 lik akı azalmasına sebep olmuştur. Membran filtrasyon deneylerinde %5 ten düşük bir TOK giderimi sağlandığı ve bu da membran kirlenmesinin DOM nın küçük bir kısmından kaynaklandığını göstermektedir. (Clark et al., 2005). 20 dakika boyunca UV ışınlarına maruz bırakılan çözeltinin MF membranı akısında önemli bir değişikliğe sebep olmadığı görülmüştür ve TOK giderimini de ihmal edilebilir derecede etkilemiştir. (%3) [21] .

TiO₂/UV prosesinin ise membran kirlenmesinin azaltılmasında çok etkili olduğu sonucu elde edilmiştir. 0.5 g/l TiO₂ dozlandığı ve 20 dakika boyunca UV uygulandığı koşulda sifıra yakın akı azalması gözlenmiştir. Fakat TOK konsantrasyonunun hala çok yüksek seviyelerde olduğu görülmüştür .

Farklı TiO₂ dozlarında adsorpsiyon prosesinin dengeye ulaştığı noktada TOK konsantrasyonu değerlerine göre, DOM adsorpsiyon lineer bir izoterm izlemektedir.Bu sonuçlar fotokatalitik oksidasyon prosesinin başlangıcında hızlı bir şekilde gerçekleşen TOK gideriminin sebebini de ortaya koymaktadır.Ve ardından konsantrasyon artışı gözlenmesi de okside edilmiş ara ürünlerin salınımından kaynaklanmaktadır [21] .

.Bu da TiO₂/UV prosesinin membran kirlenmesini yalnızca DOM nin adsorpsiyonu mekanizması ile değil, DOM nin moleküler karakterini değiştirmek ve membran kirletici potansiyelini değiştirmek suretiyle de azalttığını göstermektedir. Membran kirliliğindeki azalmanın, DOM'nin membran kirlenmesine sebep olan temel fraksiyonu olan, daha çok yüksek molekül ağırlığa ve hidrofobikliğe sahip DOM moleküllerinin giderimi sonucunda DOM nin moleküler karakterinde oluşan değişimden kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. TOK indirgenme oranının TiO₂ dozunun arttırılmasıyla yükseldiği sonucuna ulaşılmıştır. Bu TiO₂ dozunun arttırılmasıyla elde edilen daha yüksek adsorban alanından ve DOM gideriminden kaynaklanmaktadır. . Reaksiyon süresinin artmasıyla TiO₂ dozunun etkisi azalmaktadır [21] .

Fotokataliz-Mikrofiltrasyon hybrid sisteminin doğal organik madde giderimi ve membran geçirimsizliği konusunda çeşitli sonuçlar elde edilmiştir. DOP ister suda çözünmüş olsun ister membran yüzeyinde kaplanmış olsun, membran sistemine çok yüksek miktarda eklenmediği takdirde membran akısına herhangi bir olumsuz etkisi yoktur. Kullanılan membranlar gözenek boyutu 0.4 mm olan 60 cm² yüzey alanına sahip polietilen boşluklu elyaf membranlardır. Fotokatalizör olarak kullanılan TiO₂ partiküllerinin parçacık çapı 3mm olup yüzey alanları 50 m²/g . Kullanılan DOP ise laboratuarda 10 mg/l demir konsantrasyonuna sahip demirklorürün çözeltisinin nötralizasyonu ile hazırlanan amorf yapıda ferridihidrittir [25] .

Ham su TOK değeri 1.8 mg/l seviyelerinde iken hümik asit eklenmesi ile 11 mg/l ye çıkarılmıştır. Fotokatalizden önceki 30 dakikalık karışım sürecinde doğal organik içeriğin TiO₂ üzerine adsorplanması ile yüksek ÇOK giderimi sağlanmıştır. Daha sonra ilk UV uygulaması ile birlikte artış gösterip devamında giderek düşmüştür. Bu durum doğal organik içeriğin TiO₂ yüzeyinden foto indirgenmiş desorpsiyonu olarak tanımlanabilir [25] .

Fotokatalizlenmiş doğal organik maddelerin desorpsiyonu su fazında çözünmüş organik karbon seviyesinde yükselmeye sebep olmuştur. TiO₂ den desorplanan Fotokatalizlenmiş Doğal organik madde, DOP ile kaplanmış yüzeylere tekrar adsorplanacaktır. Psuedo kararlı durumuna ulaşıldıktan sonra (reactor hacminin 3 katı kadar suyun arıtımından sonra) DOP ile kaplanmış membranda, ÇOK giderim veriminin yüksek ÇOK içeriğine sahip sularda en yüksek olduğu görülmüştür (11 mg/l) [25] .

ÇOK giderim verimleri TiO₂ fotokataliz, DOP ile kaplı membran ve kaplamasız membranda yakın değerlere sahiptir. DOP ile adsorplanan ÇOK (çözünmüş organik karbon) 3.1 mg/l dakika yani yüzde olarak %5.7 iken ve ÇOK giderimi oldukça yavaş olmasına rağmen tıkanmaya etkisi çok yüksektir çünkü akıda azalmaya en çok sebep olan etkenlerden biri olan çözünmüş doğal organik maddeler DOP yüzeyine kolayca adsorplanabilmektedir. Belli ÇOK miktarlarına sahip suların kaplamasız ve DOP ile kaplı membranlar ile arıtımı sonucu oluşan farklı transmembran basıncı değerleri elde edilmiştir. Membran tıkanması daha önceden öngörüldüğü gibi daha çok DOP ile kaplanmış membran ile kontrol edilebilmektedir ve bu durumun besleme suyundaki yükselen ÇOK miktarı ile daha kesin bir hal aldığı

görülmektedir.(en etkin olduğu konsantrasyon olarak 11 mg/L) Membran üzerinde bulunan DOP tabakası doğal organik maddenin membran gözeneklerine veya membran yüzeyine yerleşmesi sonucu oluşabilecek membran tıkanmasını azaltmaya katkıda bulunmuştur.

Membranın DOP ile kaplanması sonucu toplam direnç seviyesi azalmıştır. Membran yüzeyindeki DOP kaplanmış tabakadan kaynaklanan direnç (toplam direncin %8'I) , membranın kendi direnciyle (toplam direncin %17-19 u) karşılaştırıldığında küçük kalmaktadır. DOP ile kaplı tabaka geri çevrilebilir ve geri çevrilemez tıkanma tabakası dirençlerini %19.7 ve %79.2 seviyelerinde azaltmıştır [25] .

Miaomiao Zhang, Zhun Li' nin yürüttüğü bir çalışmada tek elyafli ultrafiltrasyon membranı kullanılarak, farklı adsorbantların ilave edilmesi sonucu doğal organik madde giderimi ve membran tıkanması sonuçları değerlendirilmiştir. Sistemin işletilme prensibi 58 dakikalık arıtma ve 2 dakikalık geri yıkama şeklindedir. Süzüntü akısı değeri 100 l / m².saat, geri yıkama basıncı 140 kPa ve geri yıkama suyunda 5mg/l dozunda serbest klor bulunmaktadır.Membran tıkanmasını izlemek amacıyla, istenilen sabit çıkış akısını sağlamak için gerekli transmembran basıncı değeri kullanılmıştır.

Yapılan araştırmada, UF membran sistemine toz aktif karbon, ısıtılmış demiroksit partikülü ve (adsorbant olmayan) SiO₂ partikülleri eklenerek doğal organik madde giderimi ve membran tıkanması izlenmiştir [26] .

Kütle bazında değerlendirme yaptığımızda, TAK en yüksek doğal organik madde giderimini sağlamıştır.Isıtılmış demiroksit partikülleri daha az, SiO₂ ise neredeyse hiç giderim sağlamamıştır. TAK ve SiO₂ dozunu arttırdıkça membran tıkanmasında da sabit bir artış gözlemlenmiştir.Sıtılmış demir oksit partikülleri kullanıldığında bunun tam tersi söz konusudur.Doğal organik maddenin olmadığı durum için, ilave edilen katılar membranda ciddi bir tıkanmaya sebep olmamıştır. SEM den elde edilen kek tabakasına ait fotoğraflara gore, doğal organik maddenin TAK ve SiO₂ partiküllerinin birbirine ve membran yüzeyine bağladığı ve bu nedenle partiküllerin membran tıkanmasının bir parçası haline geldiğini sonucuna varılmaktadır.

Farklı olarak doğal organik madde, demiroksit partiküllerinin birbirine bağlar fakat membran yüzeyine tutunmalarına sebep olmaz .Bu proses sayesinde kek tabakası üzerinde, suyun membran yüzeyine en az dirençle karşıalacak şekilde ilerlemesini

sağlayacak boyutta gözenekler oluşur ve doğal organik maddenin ve demiroksit partiküllerinin membran tıkanmasına olan eğilimini giderir [26] .

Geri yıkama öncesi ve sonrasına ait SEM görüntülerine göre, Isıtılmış demir oksit partiküllerinin bulunmadığı koşulda, membran kirlenmesinin doğal organik maddenin membran yüzeyinde bir je ltabakası oluşturması şeklinde gerçekleştiği sonucuna varılmıştır. Demiroksit partikülü eklenen koşulda ise jel tabakası oluşum eğilimi daha düşük olmuştur, ve oluşan tabaka membran yüzeyinde değil demiroksit partiküllerinin yüzeyinde oluşmuştur. Ve sistem geri yıkamaya girince jel tabakası da demiroksit partikülleri ile birlikte membran tabakası üzerinden süpürülmüştür [26] .

Kek tabakası oluşumu ve membran tıkanmasına sebep olan etkileşimlerden baskın olanın membran/doğal org.madde membran/partikül, partikül/doğal organik madde etkileşimlerinden hangisi olduğunu anlamak için farklı deneyler yürütülmüştür. Tıkanmanın membran/DOM etkileşimine bağlı olduğu Kabul edilirse DOM konsantrasyonunun azaltılmasının membran tıkanmasını da azaltacağı öngörülmüştür. DOM konsantrasyonunu azaltırken TAK un arttırıldığı koşulda TAK/UF prosesinde membran kirlenme ve tıkanmasının arttığı tespit edilmiştir.

DOM konsantrasyonlarının eşit olduğu 150 mg/l Demiroksit partikülü ve 50 mg/l TAK ilave edilen çalışmaların ikisinde de tıkanmanın SiO₂ kullanılan çalışmalardan düşük olduğu görülmüştür. TAK ve SiO₂ nin kendi başlarına da membran tıkanmasına sebebiyet verdiği görülürken demiroksit partiküllerinin böyle bir etkisi görülmemiştir. Bunu değerlendirmek amacıyla DOM içeriği bulunmayan sisteme farklı partiküller dozlanmıştır. Bütün koşullarda membran tıkanmasının, partiküllerin ve DOM'nin bulunduğu koşulda gözlenenden düşük olduğu görülmüştür. DOM içeren sularda, Partikül/membran yüzey etkileşimlerinin, farklı membran tıkanması değerlerine sebep olan factor olduğu sonucuna varılmıştır [26] . Sonuç olarak DOM'nin TAK ve SiO₂ partiküllerinin birbirine bağlama eğilimi, bu patrik Lleri membran yüzeyine veya kendisinin membran yüzeyine bağlanmasından fazladır. 3 farklı bileşenin bulunduğu koşulda da DOM ve partiküller membran üzerinde, partiküller arasındaki boşlukların DOM tarafından doldurulduğu, sürekli bir tabaka oluşturmuştur. Demiroksit partikülleri tarafından oluşturulan kek tabakasının membran yüzeyine zayıf bir şekilde bağlı olması ve gözenekli yapıda olması sebebiyle hafif bir kirlenmeye ve tıkanmaya sebep olmuştur [26] .

3. MATERYAL ve METOD

Deneysel alışmalar laboratuvar ölçekte dört değişik aşamadan oluşmaktadır. Bu aşamalar; membran tıkanıklığının azaltılmasına ve organik madde giderim verimine demiroksit nanopartikülleri ve karbon nanotüpü ilavesinin etkilerinin araştırılmasıdır.Laboratuvar lekli sistemde yürütülen deneysel çalışmalarda mikrofiltrasyon membranları kullanılmıştır. Çalışmanın aşamaları, Mf membranda, farklı dozlarda Fe Nanopartikül ilavesi ve karbon nanotüpü ilavesi ile yürütülen deneysel çalışmalarda Kağıthane arıtma tesisi giriş suyu (Terkos gl suyu), Ömerli baraj suyu, Bykkmece gl suyu ve farklı hümik asit konsantrasyonlarında 2 adet Sentetik su kullanılmıştır.

3.1 Deneysel alışmalarda Kullanılan Sentetik ve Doğal Ham su zellikleri

3.1.1 Sentetik ham su zellikleri

Labaratuvar lekli deneysel çalışmaların bir bölümünde sentetik olarak hazırlanan ham su kullanılmıştır. Sentetik ham su, 425 L hacmindeki deiyonize suya izelge 2.1’de miktarları belirtilen kimyasal maddeler ilave edilerek hazırlanmıştır. Buna göre elde edilen sentetik ham su numunesinin karakterizasyonu, izelge 2.2’de verilmiştir. Aksi belirtilmedikçe deneyler bu konsantrasyonda hazırlanan ham su ile gerçekleştirilmiştir. Organik madde etkisinin araştırılacağı çalışmalar için hümik asit miktarı değiştirilmiştir.

Çizelge 3.1. Sentetik ham su özellikleri

1. Sentetik Su		2. Sentetik Su	
Bileşen	Konsantrasyon	Bileşen	Konsantrasyon
CaCl ₂ .2H ₂ O	111.76 mg/L	CaCl ₂ .2H ₂ O	111.76 mg/L
MgSO ₄ .7H ₂ O	70.50 mg/L	MgSO ₄ .7H ₂ O	70.50 mg/L
NaHCO ₃	127.06 mg/L	NaHCO ₃	127.06 mg/L
KBr	0.235 mg/L	KBr	0.235 mg/L
Hümik asit	28 mg/L	Hümik asit	74 mg/L
Kil	5 g/L*	Kil	5 g/L*

**5gr/l konsantrasyonunda stok olarak hazırlanan kil çözeltisi yaklaşık 30 dakika bekletilmiş, üst fazdan istenen bulanıklık değeri sağlanacak şekilde kontrollü olarak ilave edilmiştir*



Şekil 3. 1 Kullanılan hümik asitin görünümü

Çizelge 3.2 Sentetik ham su karakterizasyonu

Bileşen	Konsantrasyon	Bileşen	Konsantrasyon
CaCl ₂ .2H ₂ O	111.76 mg/L	CaCl ₂ .2H ₂ O	111.76 mg/L
MgSO ₄ .7H ₂ O	70.50 mg/L	MgSO ₄ .7H ₂ O	70.50 mg/L
NaHCO ₃	127.06 mg/L	NaHCO ₃	127.06 mg/L
KBr	0.235 mg/L	KBr	0.235 mg/L
Hümik asit	28 mg/L	Hümik asit	74 mg/L
Kil	5 g/L*	Kil	5 g/L*
TOK	8.760 mg/l	TOK	19.230 mg/l
UV ₂₅₄	0.713	UV ₂₅₄	1.872

Parametre	Konsantrasyon	Birim
Toplam Sertlik	110-120	mg/L CaCO ₃
Ca ²⁺	30-32	mg/L
Mg ²⁺	8.5-9.5	mg/L
SO ₄ ²⁻	25-30	mg/L
Alkalinite	95-100	mg/L CaCO ₃
TOK*	1.1	mg/L
UV ₂₅₄	0.13-0.14	1/cm
pH	7.8-8.0	
İletkenlik	400-450	µS/cm
Bulanıklık	5	NTU

**TOK olarak ifade edilen parametre ölçümünde numuneler 0.45µ'luk filtreden süzülmesi için gerçekte çözünmüş organik maddeyi (DOC) yansınmaktadır.*

Sentetik ham suyun hazırlanmasında kullanılan hümik asit Sigma Aldrich, diğer kimyasal maddeler Merck marka olup hepsi analitik saflıktadır. Hümik asidin diğer kimyasal maddelerle birleşerek kompleks oluşturmasını engellemek amacıyla her bir çözelti ayrı ayrı hazırlanmış ve içinde deiyonize su bulunan ham su tankına ilave edilmiştir.

Hümik asitin daha iyi çözünebilmesi için, 1 litrelik balon jode hazırlanan çözelti 1 saat süre ile manyetik karıştırıcıda karıştırılmıştır.. Deiyonize su, deniz suyu ters osmoz membranı kullanılarak elde edilmiştir (Şekil 2.1). Deiyonize suyun iletkenlik değeri, 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ civarında değişmiştir.



Şekil 3. 2 Deiyonize su üretim sistemi

3.1.2 Doğal ham su özellikleri

Laboratuvar ölçekli deneysel çalışmaların bir bölümünde ve pilot ölçekli çalışmalarda, Terkos gölünden temin edilen ham su kullanılmıştır. Ayrıca, pilot ölçekli çalışmalarda Ömerli ve Büyük çekmece göllerinden temin edilen ham su ile de deneysel çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerine ait ham su karakterizasyonu, çizelge 3.3’de verilmiştir.

Çizelge 3.3 : Terkos ve Ömerli göllerine ait ham su karakterizasyonu

Parametreler	Birim	TERKOS		ÖMERLİ	
		Mayıs 2009	Temmuz 2009	Mayıs 2009	Temmuz 2009
pH	-	7,73	7,92	7,75	7,50
Bulanıklık	NTU	1,66	2,39	1,25	1,52
Renk	mg/l Pt-Co	15	20	10	10
İletkenlik	µS/cm	380	344	287	278
Alkalinite	mg/l CaCO ₃	117	124	90	113
Sertlik	mg/l CaCO ₃	128	130	110	114
Cl⁻	mg/l	45	32,5	23	17,5
SO₄⁻²	mg/l	20	14,5	25	19
Ca⁺²	mg/l	42	46	35	40
Mg⁺²	mg/l	5,4	3,8	5,3	3,9
Top.Çöz.Ma dde	mg/l	183	169	137	136
Bromür (Br⁻)	µg/l	120	110	60	50
TOK	mg/l	6,57	6,54	4,16	4,52
UV₂₅₄	l/cm	0,170	0,150	0,110	0,100
SUVA₂₅₄	l/mg×m	2,59	2,29	2,64	2,12

Parametre	Birim	Büyükçekmece Göl suyu
pH		7,42
Bulanıklık	NTU	3,15
İletkenlik	µS/cm	410
TOK	mg/l	5,225
UV₂₅₄	l/cm	0,135
SUVA 254	l/mg×m	2,58

3.2 Deneyisel Çalışmalarda Kullanılan Membranların Özellikleri

Laboratuvar ölçekli deneyisel çalışmalarda mikrofiltrasyon membranları kullanılmıştır.

3.2.1 Mikrofiltrasyon (MF) membran özellikleri

Laboratuvar ölçekli deneyisel çalışmalarda, içi boş fiber (Hollow fiber) membranlar kullanılmıştır. Polypropylene maddeden imal edilmiş içi boş fiber membranın iç çapı 0.24 mm, dış çapı 0.31 mm'dir. Ticari olarak 150 cm uzunlukta hazırlanan fiberlerin gözenek çapı 0.1 mikron olarak belirtilmiştir (Şekil 2.2). Membranlar Zena membranes (Çekoslavya) firmasından temin edilmiştir. Membranların teknik özellikleri çizelge 3.4'de verilmiştir.



Şekil 3. 3 Deneyisel çalışmalarda kullanılan MF membranının ticari şekli

Çizelge 3.4 : MF membranların teknik özellikleri

Özellik	Nominal değer	Minimum değer	Maksimum değer	Birim
Polipropilen hammadde				
Fiber iç çapı	0.240	0.220	0.260	mm
Fiber dış çapı	0.310	0.290	0.320	mm
Fiber et kalınlığı	0.035	0.030	0.040	mm
Fiber uzunluğu	150	145	155	cm
Fiber gözenek boyutu	0.1x0.7		0.2x0.9	Micron
Kabarcık (bubble) testi (2 Bar Lumen Press in IPA)		Hızlı kabarcık yok		
Fiber hacimsel porozite	50	43	57	%
Musluk suyu akısı	300	250	400	Lmh @ 1.0 bar, 25 C
Dayanıklılığı	2	1.7		N/fiber

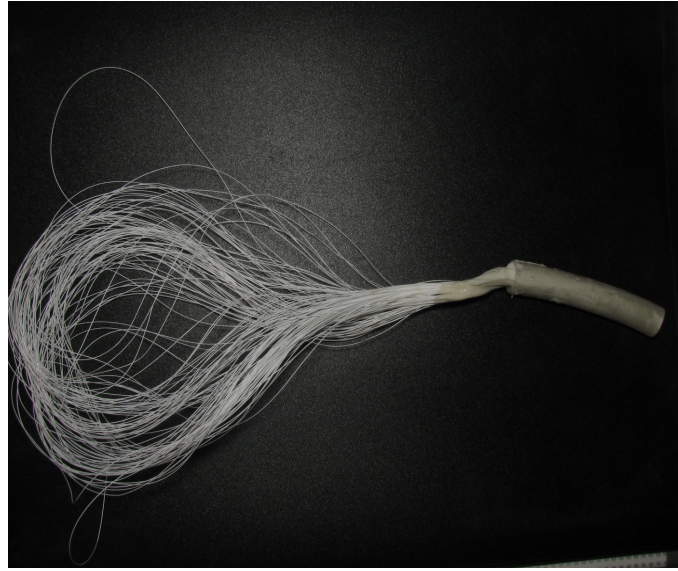
3.2.2 MF membranların hazırlanması

Her bir reaktörde toplam 100 adet fiber bulunacak şekilde (yüzey alanı $\sim 0.023 \text{ m}^2$) düzenleme yapılmıştır. 100 adet olan her bir fiberin uzunluğu 24 cm'dir. 40 cm uzunluğunda kesilen membranların uç kısımlarının yapıştırılması işlemi için aşağıdaki sıra takip edilmiştir.

40 cm uzunluğunda kesilen 100 adet membran telinin uçları mümkün olduğu kadar bir araya getirilmeye çalışılmıştır. U oluşturacak şekilde membranlar ikiye katlanmış ve uç kısımları birleştirilmiştir. Hepsinin aynı boyda olmasını sağlamak için fazla kısımlar kesilmiştir. Poliüretan esaslı yapıştırıcı olarak iki bileşenli Henkel Macroplast UK 8103 kullanılmıştır. Membran destesinin ucunun yaklaşık 10 cm.lik kısmı geniş bir kap içinde hazırlanan yapıştırıcıya batırılarak yapıştırıcının tüm tellere nüfuz etmesi sağlanmıştır. Daha sonra yapışkanlı kısım 10 cm çapında 5 cm uzunluğunda pnömatik hortumun içinden dikkatli bir şekilde geçirilmiştir. Tüm membran tellerinin hortumun diğer ucundan çıktığına emin oluncaya kadar teller çekilmiştir. Hortumun içinin tamamının yapıştırıcı ile dolması için bir enjektör vasıtasıyla yapıştırıcı hortuma üst kısımdan alttan taşınmaya kadar enjekte edilmiştir. Reaktörde kullanılacak membranların uzunluğunun toplam 24 cm olması planlanmıştır. Bu uzunluk korununcaya kadar hortumun dışındaki kısımlara da yapıştırıcı sürülmüştür. Daha sonra membranlar oda sıcaklığında 2 gün kurumaya bırakılmıştır. Membranlar kuruduktan sonra hortumun alt ucundan itibaren 2 cm'lik kısım kesilerek atılmıştır. Kesilen kısım incelenerek, membranların yapıştırıldığı bölümde hiç hava kabarcığı kalmadığı, yapıştırıcının bu bölümün tamamına nüfuz ettiği de teyit edilmiştir. Daha sonra membranların sızdırmazlığını test etmek üzere membranlar 1 lt hacminde su dolu bir behere daldırılarak pompa ile bu membranlardan vakum etkisi altında su çekilmeye çalışılmıştır. Hiç su çıkmadığı gözlemlendiğinde yapıştırma işleminin başarılı bir şekilde gerçekleştirildiğine ve membranların sızdırmaz olduğuna karar verilmiştir. Membranları sistemde kullanmaya başlamadan önce yüzeylerini hidrofilik hale getirmek amacıyla 20 dakika içlerinden 1+1'lik etil alkol+distile su karışımı sirküle ettirilmiştir. Takip eden 10 dakika boyunca da distile su sirküle ettirilmiştir.



Şekil 3. 4 : Laboratuar ölçekli deneysel çalışmalar için hazırlanmış MF membranlar



Şekil 3. 5 : Laboratuar ölçekli deneysel çalışmalar için hazırlanmış MF membran



Şekil 3.6 : Ömerli göl suyunda yüksek dozda karbon nanotüpü ile yürütülen deney ardından MF membranının kullanım öncesi ve deney sonrası sudan geçirilmiş hali



Şekil 3. 7 : Yüksek hüyük asit konsantrasyonundaki sentetik suda ardından MF membranının kullanım öncesi ve deney sonrası sudan geçirilmiş hali

3.3 Membranların Temizlemesi

Her bir membran tipi için farklı temizleme prosedürü uygulanmıştır. Aşağıda sırasıyla membran temizleme prosedürleri verilmiştir.

3.3.1 MF Membranlarının temizlemesi

MF membranlar her deney sonunda çıkartılarak sırasıyla % 2'lik hidroklorik asit (HCl) çözeltisinde 2 saat, 1 N sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisinde 1 gün ve % 0.4'lük sodyum hipoklorit (NaOCl) çözeltisinde 2 saat bekletilmiştir. Burada, membran yüzeyindeki organik ve inorganik kirliliğin temizlenmesi için Guo ve diğ. (2005) ve Kim ve diğ. (2005) makelesindeki MF membranı temizleme prosedürleri takip edilmiştir. Her bir çözelti değişiminde ve reaktörlere koymadan önce membranlar distile su ile yıkanmıştır. Yıkama öncesi ve yıkama sonrasında membranların görünümü, Şekil 3.8 - 3.9'da verilmiştir.



Şekil 3. 8 : Temizleme işlemi öncesinde MF membranların görünümü



Şekil 3. 9 : Baz çözeltisi içinde MF membranların görünümü



Şekil 3. 10 : Temizleme işlemi sonrasında MF membranların görünümü

3.4 Batık Membran Sistemi Deney Düzeneği

3.4.1 Laboratuvar ölçekli batık membran sistemi

Reaktör olarak kullanılan 3 litrelik beher içerisinde bir adet fiber MF membranı, , 1 adet Siemens marka 0-2 bar aralığında ölçüm yapabilen basınç ölçer (Şekil 3.11), verilen hava debisini ölçmek üzere 1 adet rotometre (Şekil 3.12) , arıtılmış suyun vakum ile toplandığı Watson Marlow 323 E model peristaltik pompa (Şekil 3.19) ve on-line ölçülen verilerin aktarılıp saklandığı Hach-Lange SC1000 kontrol ünitesinden oluşmaktadır (Şekil 3.14). Sentetik suyun hazırlandığı ve içerisinde muhafaza edildiğı tanklı sirkülasyon pompası ile sürekli karıştırılarak dipte çökelti oluşması engellenmiştir.



Şekil 3. 11 Basınç ölçerler

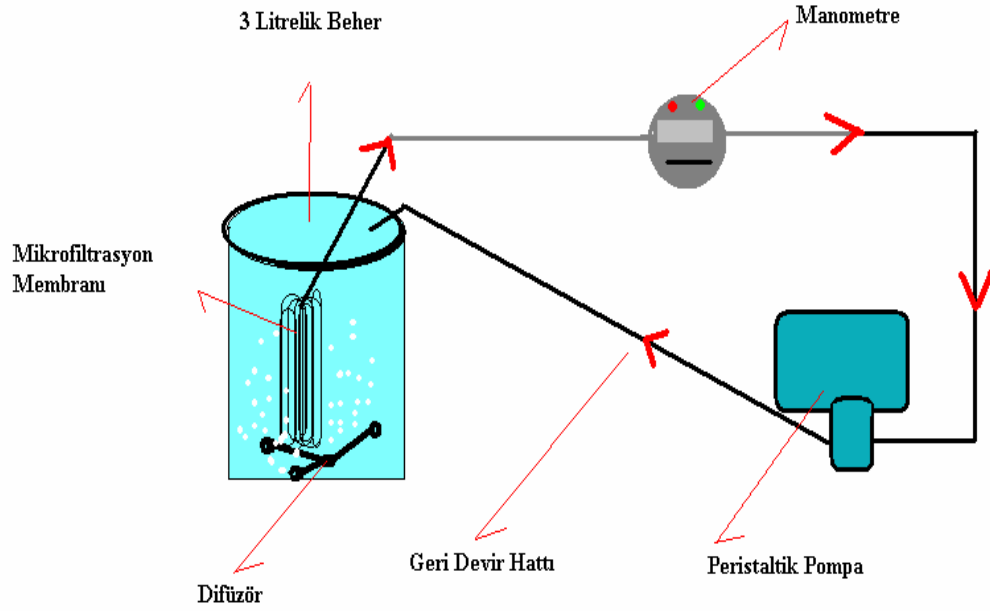


Şekil 3. 12 Rotometreler

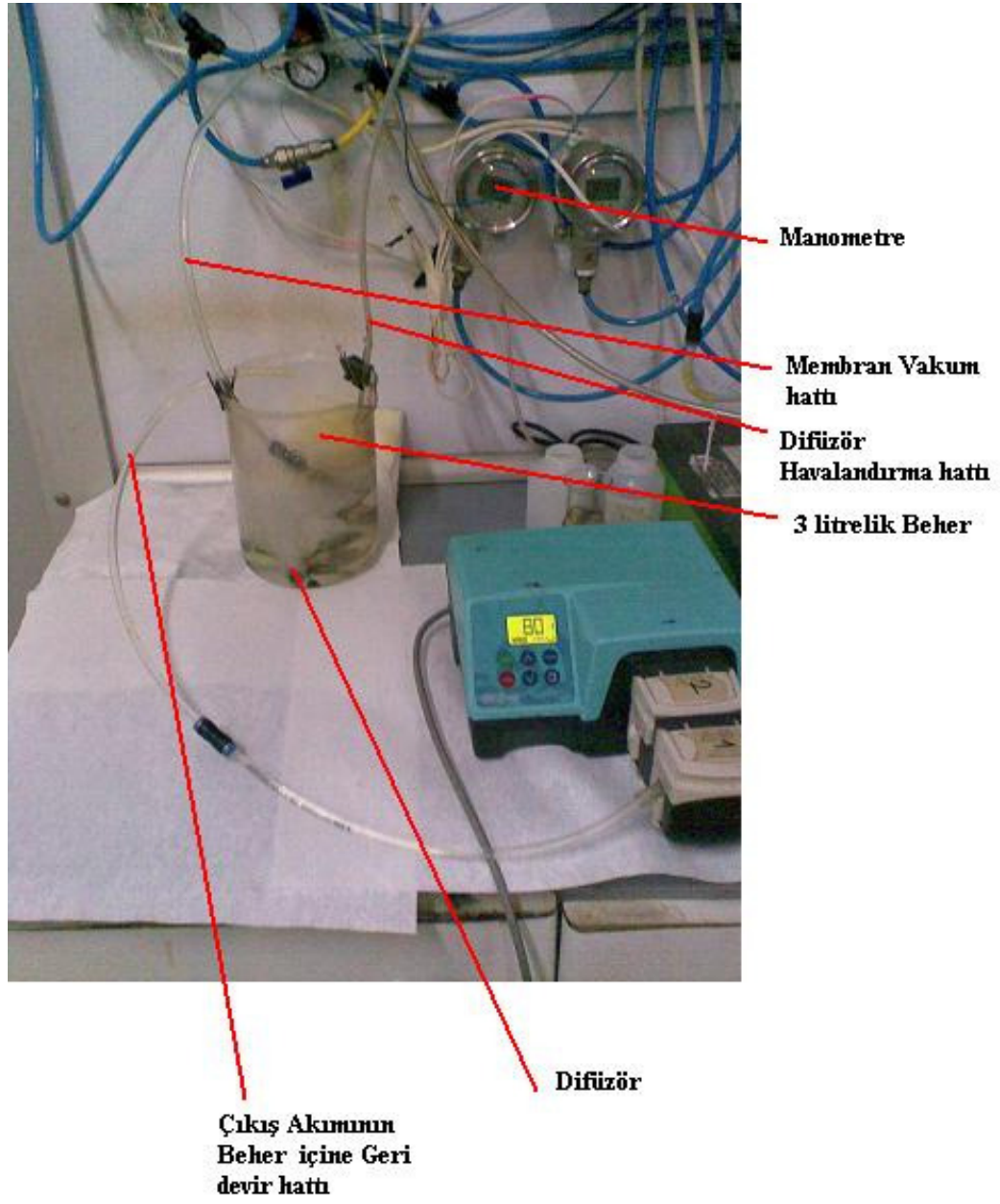
Ayrıca elektrik kesilmesi durumunda sistemin çalışmasında aksaklık olmaması için sistem UPS kesintisiz güç kaynağına ve jeneratöre bağlanmıştır. Sistem bütünüyle gösterilmektedir. Ayrıca akış şeması da, Şekil 3.15’de verilmiştir.



Şekil 3. 13 : SC1000 veri aktarım ve depolama cihazı



Şekil 3. 14 : Deney düzeneğinin şematik görünümü



Şekil 3. 15 Deney Düzeneği



Şekil 3. 16 : Yüksek hümkik asit konsantrasyonuna sahip sentetik suda karbon nanotüpü ile yürütülen deneye ait reaktör içinden görünüm

3.4.2 Laboratuvar ölçekli deney düzeneğinin çalışma prensibi

Daha sonradan oluşturulan deney düzeneğinde 3 litrelik bir beher, reaktör olarak kullanılmaktadır. Bu beher içerisine doldurulan ham su, batık MF membranı ile arıtımı yapıldıktan sonra çıkış hattının beher içine geri devir ettirilmesi vasıtasıyla geri beslenmektedir.

Şekilde gösterilen pompa vasıtası ile 80 rpm çıkış hızıyla sistem işletilmektedir. Reaktör içinde karışımın sağlanması amacı ile manyetik karıştırıcı veya difüzör kullanılmıştır. Yapılan çalışmalarda manyetik karıştırıcı kullanılmasının demir nanopartiküllerinin reaktör olarak kullanılan beherin alt kısımlarında birikmesine özellikle Fe ilavesi yapılan koşullarda, reaktör içi karışımın verimini etkilediğinden çalışmalarımızda manyetik karıştırıcıyı iptal ederek Difüzör ile karıştırma yapılacaktır.

Şekilde gösterilen manometre ile anlık olarak membran vakum basıncındaki değişiklikler gözlenebilmektedir. Basıncılı hava sisteme sürekli olarak difüzörler ile verilmektedir. Reaktörde membranların olduğu bölmede 3 adet difüzör bulunmaktadır. Kompresörden 6 bar basınç altında gelen havanın basıncı regülatör ile yaklaşık 3 bara düşürülmektedir. Hava debisi 300 lt/saat olacak şekilde MBLD marka rotometreler ile kontrol edilmektedir. Tüm deneyler boyunca her gün ham sudan, reaktör çıkışlarından ve reaktör içlerinden numune alınmıştır (Şekil 3.18).



Şekil 3. 17 : Numune örnekleri

Reaktör içinden alınan numuneler 0.45 mikron filtreden süzülerek TOK ve UV ölçümleri için hazırlanmıştır. TOK ölçümleri için, İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü'ne alınan Shimadzu TOK-V_{CPH} cihazı kullanılmıştır. TOK ölçümleri, Standart Metot'larda belirtilen 5310 B nolu Yanma Infrared metoduna göre gerçekleştirilmiştir (APHA, 1998). TOK analizleri otomatik bir numune alıcı ile donatılmış Shimadzu TOK-V_{CPH} cihazı ile yapılmıştır. Numuneler platinyum oksit katalizörü ile kaplı bir ısıtılmış reaksiyon çemberine enjekte edilmiştir. Ardından numunedeki tüm organik karbon CO₂ gazına dönüştürülmüş ve bu inorganik gaz nondispersif infrared analizörü ile ölçülmüş ve ppm olarak kaydedilmiştir. UV₂₅₄ absorbans ölçümleri 254 nm dalga boyunda 1 cm'lik kuvars hücreye sahip Perkin Elmer Lambda 25 UV Visible Spektrofotometre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Numunelerde girişime sebep olabilecek safsızlıklar 0.45 µm membran filtreden süzme işlemi sayesinde elimine edilmiştir. Cihaz saf su kullanılarak sıfırlanmış ve ardından ölçüm hücresi 2 kez numune ile yıkanmış ve daha sonra numune ile ağzına kadar içinde hiç hava boşluğu kalmayacak şekilde doldurulmuştur. Bu işlemin ardından 254 nm'de absorbans değerleri ölçülmüştür.



Şekil 3. 18 : Reaktör olarak kullanılan 3 litrelik beher ve havalandırma için kullanılan difüzör



Şekil 3. 19 : Vakum basıncını sağlamak amacıyla kullanılan peristaltik pompa

3.5 MF Membran Sistemine Farklı Dozlarda Fe Nanopartikül İlavesi

Aldrich marka 50 nm' den küçük boyutlarda, %98' lik kısmı iz metal yapıda Fe(III) nanopartikülü kullanılmıştır. Laboratuar ölçekte yürütülen çalışmalarda membran tıkanıklığına ve organik madde giderimine Fe nanopartikülünün etkisini belirlemek amacıyla 48 mg/l, 96 mg/l ve 192 mg/l miktarında Fe nanopartikülü membranın içerisinde bulunduğu reaktöre direkt olarak ilave edilmiştir ve nanopartikülün çözelti içinde homojen dağılımını sağlamak amacıyla difüzör kullanılmıştır. Manyetik karıştırıcı kullanımından kaçınılmasının sebebi, demir nanopartiküllerinin manyetik karıştırıcıya ait mıknatısın manyetik çekim kuvveti etkisi sebebiyle reaktörün alt seviyelerinde birikmesidir.



Şekil 3. 20 : Deneylerde kullanılan Fe (III) nanopartikülü

3.6 MF Membran Sistemine Farklı Dozlarda Karbon Nanotüpü İlavesi

Dış çapı 10-15 nm iç çapı 2-5 nm uzunluğu 100-10000 nm olan ve dış çapı 30-50 iç çapı 5-15 nm, uzunluğu 500-200000 nm olan birden çok duvarlı yapıda (multiwalled) Karbon nanotüpü partikülleri kullanılmıştır.

Laboratuar ölçekte yürütülen çalışmalarda membran tıkanıklığına ve organik madde giderimine Fe nanopartikülünün etkisini belirlemek amacıyla, hassas tartı vasıtasıyla ölçülen 48 mg/l, 96 mg/l ve 192 mg/l miktarında karbon nanotüpü, membranın içerisinde bulunduğu reaktöre direkt olarak ilave edilmiştir ve nanopartikülün çözelti içinde homojen dağılımını sağlamak amacıyla difüzör kullanılmıştır.



Şekil 3. 21 : Deneylerde kullanılan Karbon nanotüpü (multiwalled)



Şekil 3. 22 : Dış çapı 30-50 iç çapı 5-15 nm olan Karbon nanotüpü partiküllerinin görünümü



Şekil 3. 23 : Dış çapı 10-15 nm iç çapı 2-5 nm olan karbon nanotüpü partiküllerinin Görünümü

4. DENEYSEL ÇALIŞMALARIN SONUÇLARI

Bu bölümde, laboratuvar ölçekli tesiste gerçekleştirilen deneylerin sonuçları verilmiştir.

Birinci aşamada, membran tıkanmasının azaltılmasına ve organik madde giderimi amacıyla MF membranı ile Terkos Göl Suyu, Ömerli Göl suyu ve değişik organik madde konsantrasyonlarına sahip Sentetik sular ile çalışmalar gerçekleştirilmiştir.

Çalışmalarda Fe nanopartikülünün ve Karbon nanotüplerinin reaktöre ilavesinin etkileri araştırılmıştır.

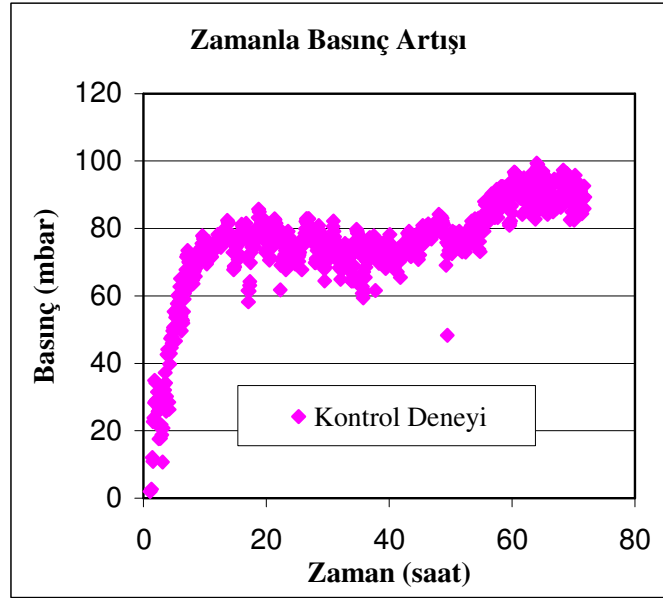
4.1 Demir nanopartikülü ile yürütülen çalışmalar

4.1.1 Sentetik suda yürütülen çalışmalar

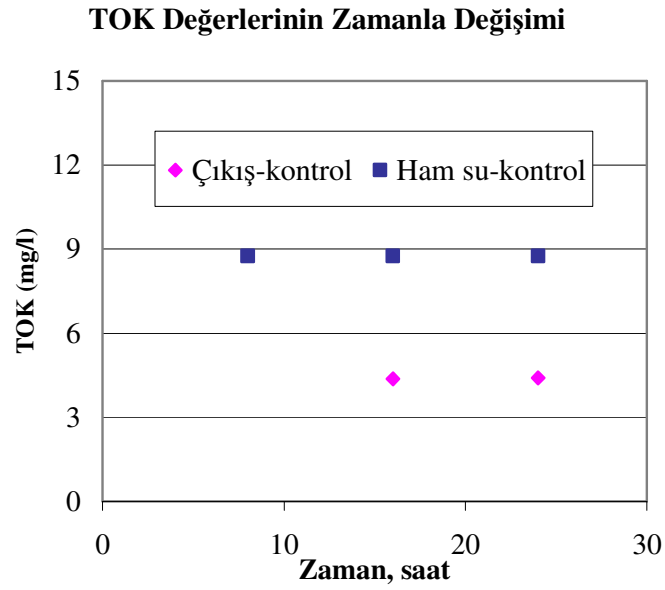
4.1.1.1 TOK değeri 8,7 mg/l olan sentetik suda yürütülen çalışmalar

a-) Kontrol Deneyi

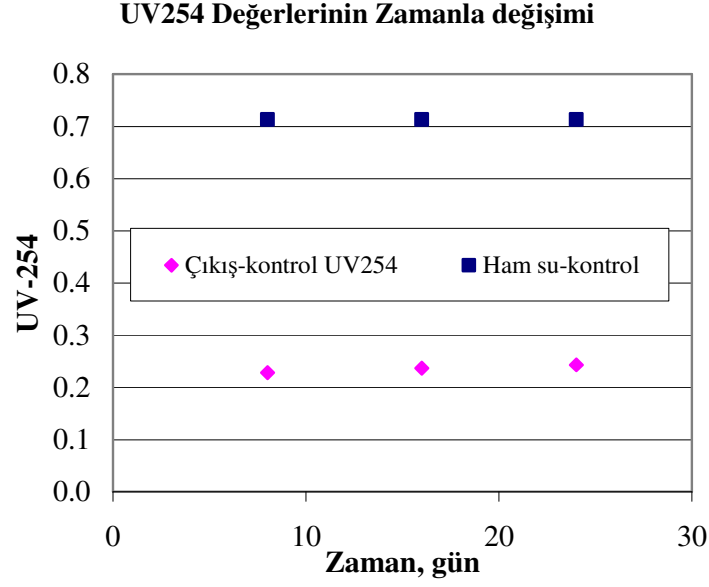
Kontrol membranı ile yürütülen deneyde 20. saate kadar transmembran basıncında sürekli ve hızlı bir artış izlenmiştir (Şekil 4.1). Daha sonraki periyodda sabit kalmıştır ve sonlara doğru 60. saatten sonra az da olsa bir artış gözlenmiştir. TOK giderim verimi (Şekil 4.4) deney süresince %50 seviyelerinde olmuştur. UV₂₅₄ giderim verimi ise % 65-70 aralığında seyretmiştir. Şekil 4.4)



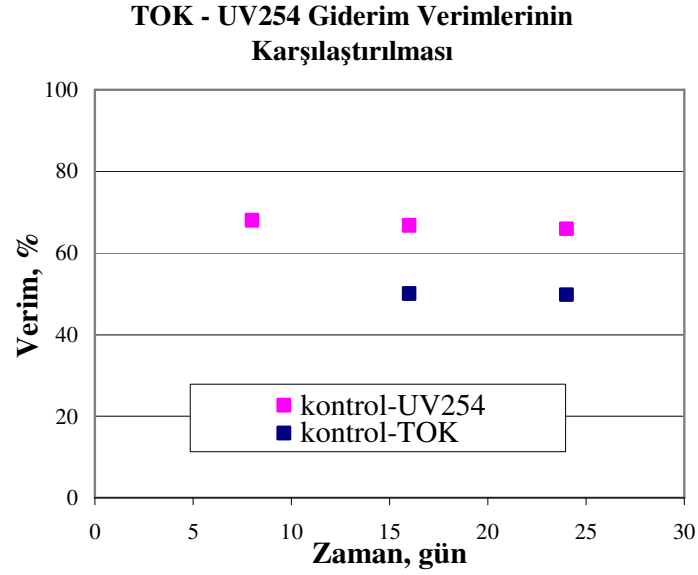
Şekil 4.1 : Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmaya ait zamanla basınç değişimi grafiği



Şekil 4. 2 : Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 3 : Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada UV_{254} değerlerinin zamanla değişimi

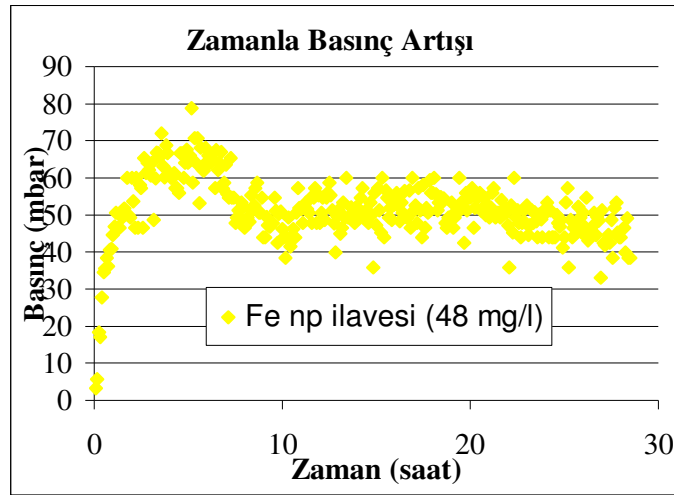


Şekil 4. 4 : Kontrol membranı ile gerçekleştirilen çalışmada UV_{254} ve TOK giderim verimlerinin zamanla değişimi

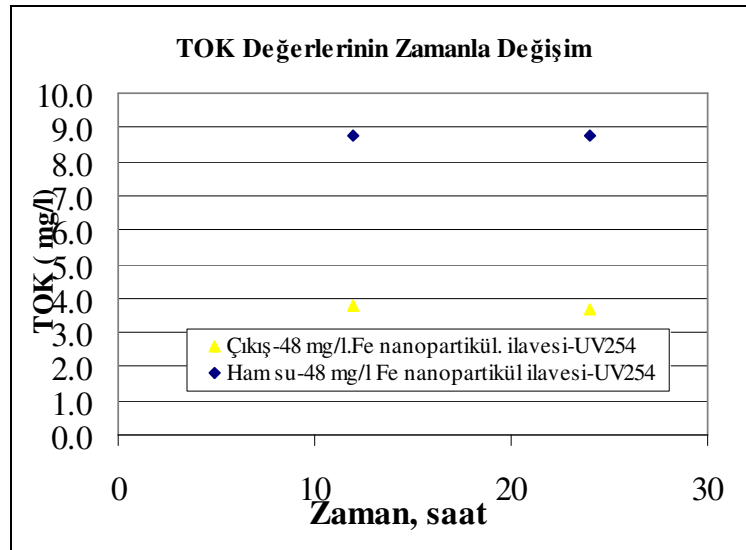
b-) 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

Transmembran basıncındaki artış ilk 5 saatlik periyoda maksimum değerine, 60 mbar ulaşmış daha sonra da bu seviyelerde seyretmiştir. (Şekil 4.5)

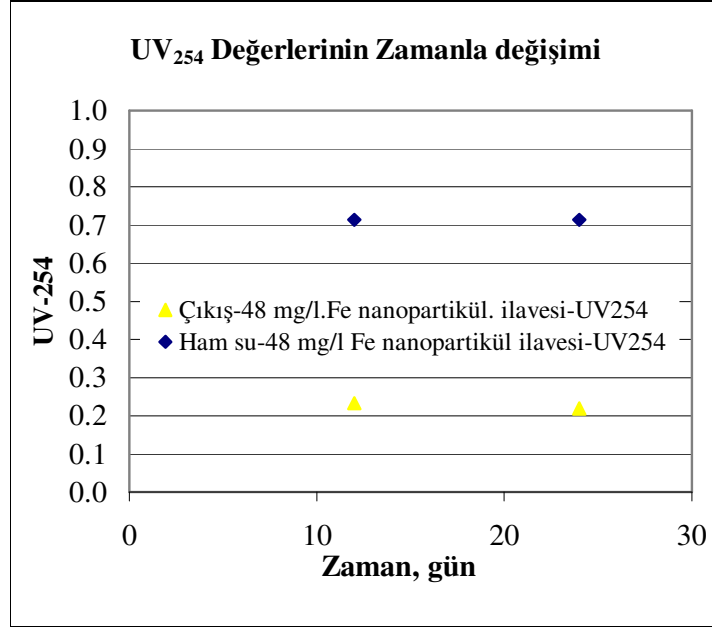
TOK giderim verimi %55-60 UV₂₅₄ giderim verimi %65-70 seviyelerinde seyretmiştir. (Şekil 4.8)



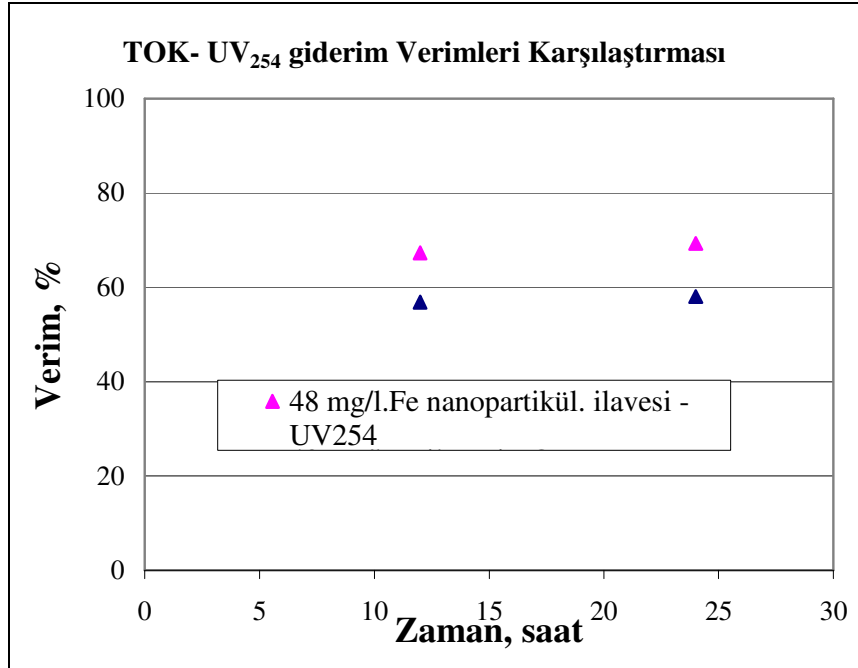
Şekil 4. 5 : 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi.



Şekil 4. 6 : 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 7 : 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV_{254} değerinin b zamanla değişimi

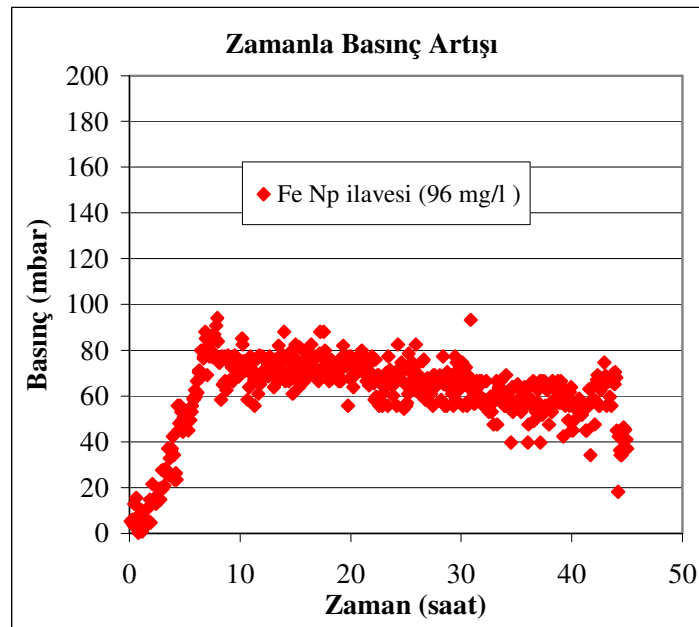


Şekil 4. 8 : 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV_{254} ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

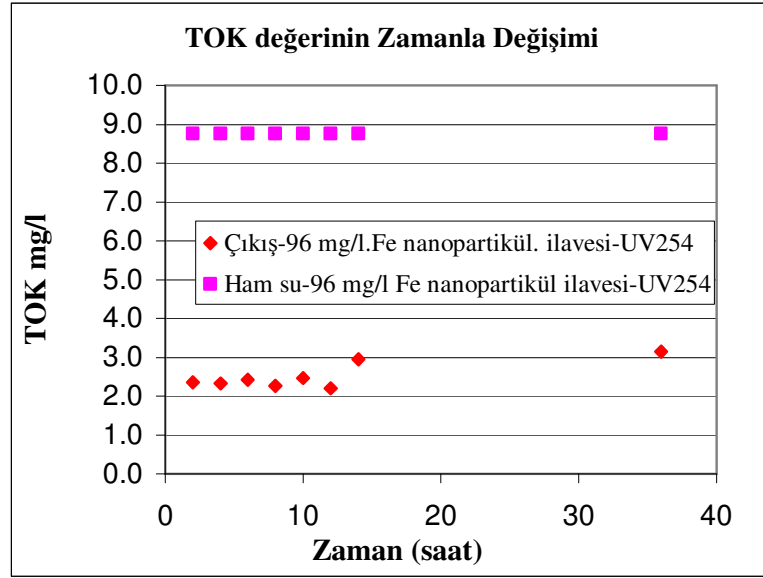
c-) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

Transmembran basıncındaki artış ilk 5 saatlik periyoda maksimum değerine, 70 mbar ulaşmış daha sonra 20 saatlik bir periyoda 10 mbar kadar azalmıştır. (Şekil 4. 9)

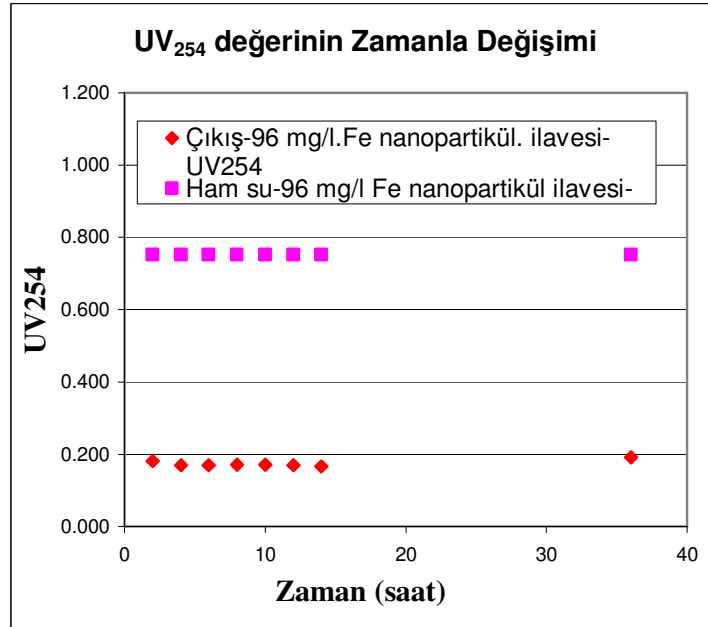
TOK giderim verimi başlangıçta ilk 10 saatte %70-75 seviyelerinde ilen, 60-65% değerlerine düştüğü görülmektedir UV₂₅₄ giderim verimi %75-80 seviyelerinde seyretmiştir. (Şekil 4. 12)



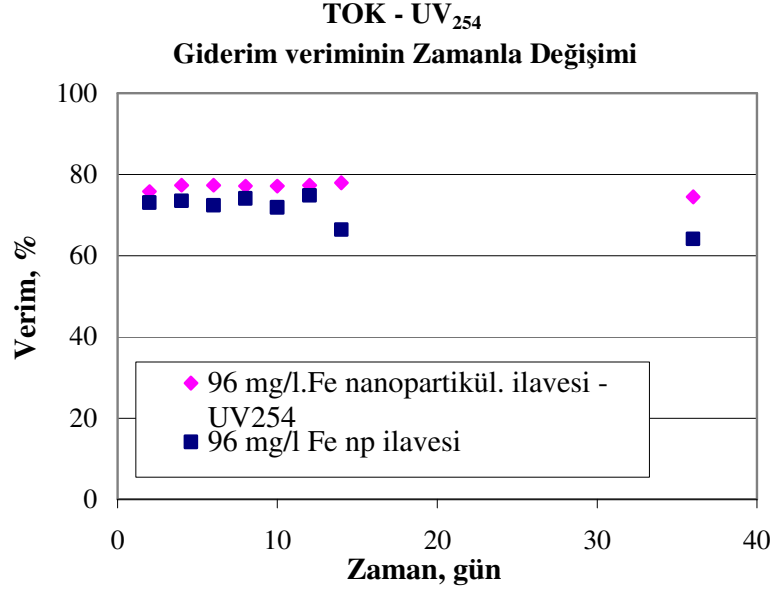
Şekil 4. 9 : 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 10 : 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 11 : 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerlerinin veriminin zamanla değişimi

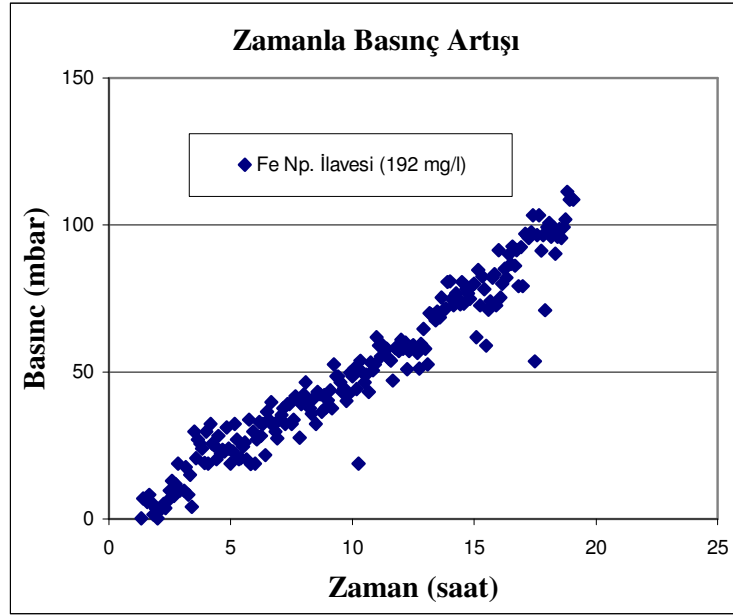


Şekil 4. 12 : 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

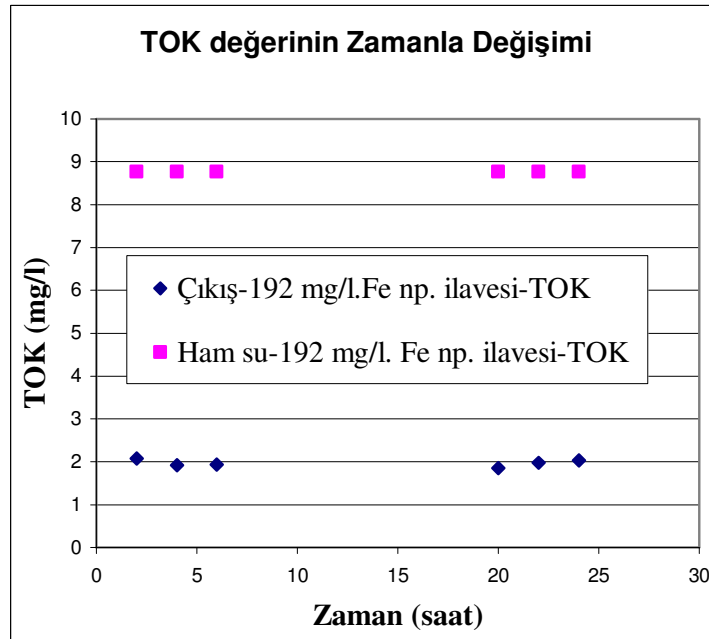
d-) 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

Transmembran basıncındaki artış 20 saat boyunca lineer bir şekilde seyretmiştir ve 100 mbar değerine kadar ulaşmıştır. (Şekil 4. 13) Önceki dozlardan farklı olarak ilk 5-10 saatlik periyoda gözlenen hızlı transmembran basıncı artışı görülmemiştir.

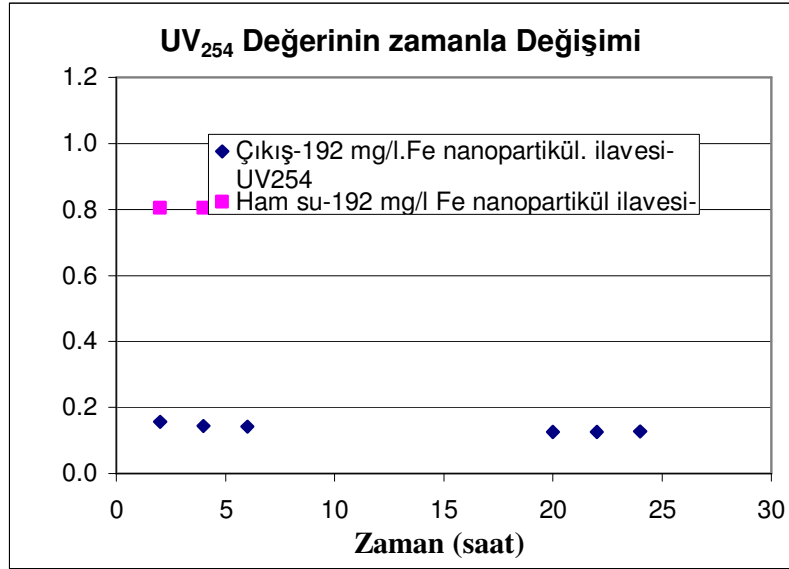
TOK giderim verimi %80'e çok yakın seyretmiş fakat bu değer üzerine çıkmamıştır. UV₂₅₄ giderim verimi %80-85 aralığındadır. (Şekil 4. 16)



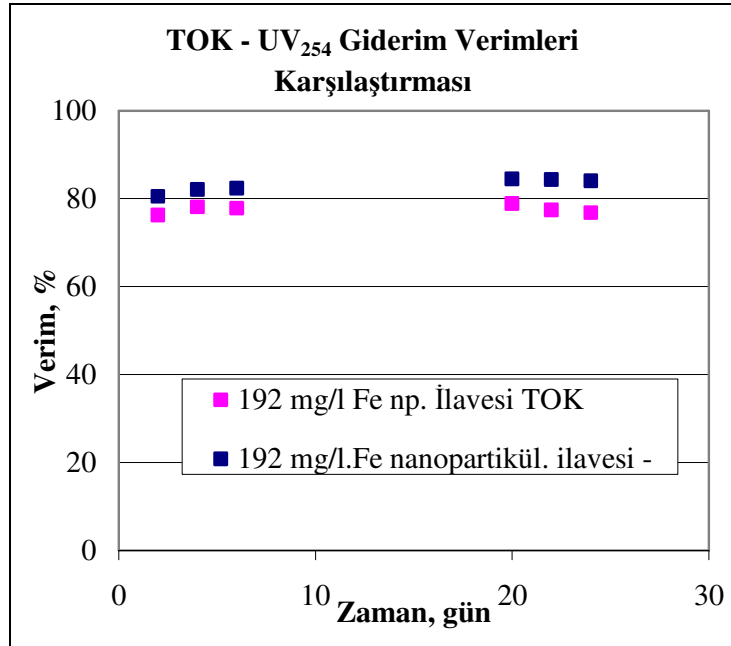
Şekil 4. 13 : 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 14 : 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 15 : 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 16 : 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.

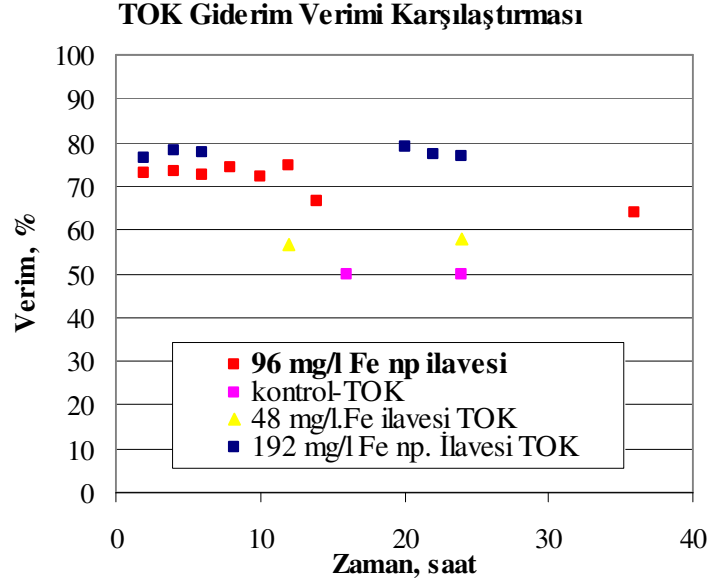
e-) Farklı dozlarda Fe ilavesinin basınç artışı, TOK – UV₂₅₄ giderim verimleri üzerine etkilerinin karşılaştırılması

Kontrol deneyinde gözlenen 80 mbar basınç artışı 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi kşulunda 50 mbar seviyelerinde kalmıştır. Bunun sebebi Fe nanopartikülü ilavesi ile birlikte artan organik madde giderimidir.

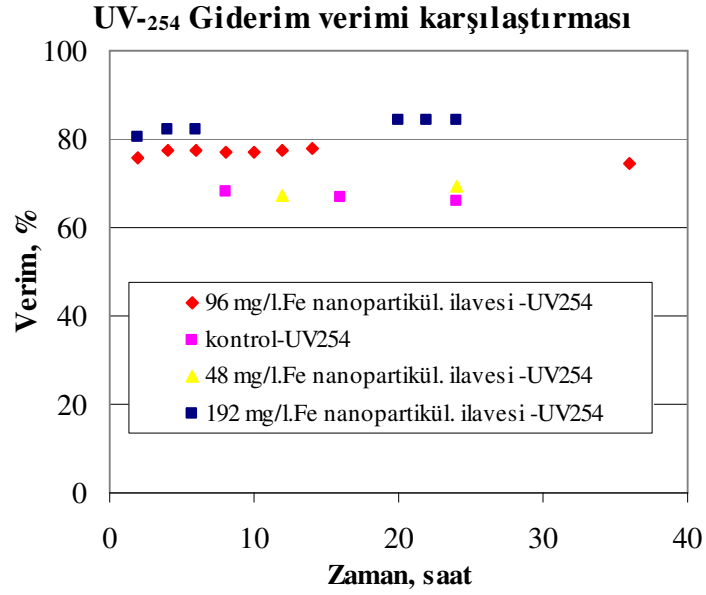
Kısa süreli kirlenmeyi değerlendirecek olursak ilk 10 saat sonunda Fe nanopartikülü dozu arttıkça oluşan basınç artışının daha az olduğu görölmektedir fakat ilerleyen süreçte, özellikle yüksek miktarda Fe nanopartikülü ilave edilen (192 mg/l Fe np.) koşulda membran kirlenmesinin artarak devam ettiğı görölmektedir. (Şekil 4.19) Bu sonuçtan anlıyoruz ki belli bir miktarın üzerinde Fe nanopartikülü ilavesi sonucunda, adsorplanacak organik madde / Fe nanopartikülü oranının optimum değerin altında kalması sebebiyle, üzerine organik madde adsorplanmayan fazla Fe nanopartikülü kendi başına membran kirlenmesine sebep olmaktadır.

Fe nanopartikülü ilavesiyle, %50 seviyelerinde olan TOK giderim verimi %60 a yaklaşmıştır. Arttırılan Fe nanopartikülü dozu ile 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi koşulunda TOK giderim verimi %80 seviyelerine yükselmiştir. (Şekil 4. 17)

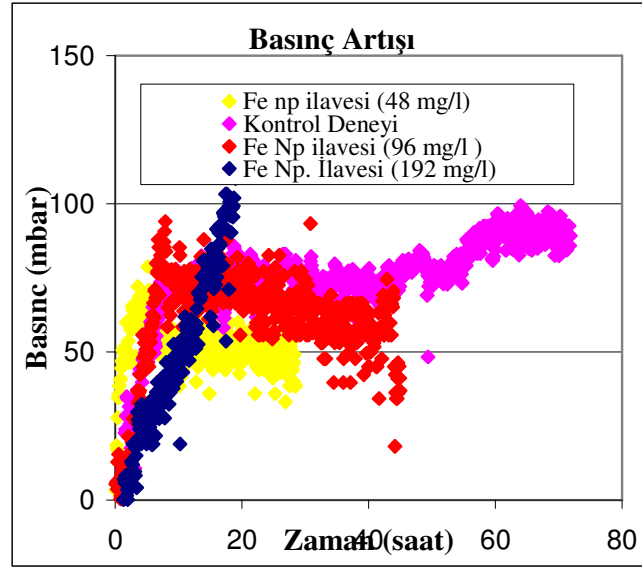
UV₂₅₄ giderim verimlerinde gözlenen artış TOK giderim verimindeki artış seviyelerinde değildir. %65-70 seviyelerinde olan giderim verimi 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi ile değişmemiştir. 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi ile %80 in üzerine çıkmıştır. (Şekil 4.18)



Şekil 4. 17 : Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin TOK giderim verimleri karşılaştırması



Şekil 4. 18 : Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin UV₂₅₄ giderim verimleri karşılaştırması



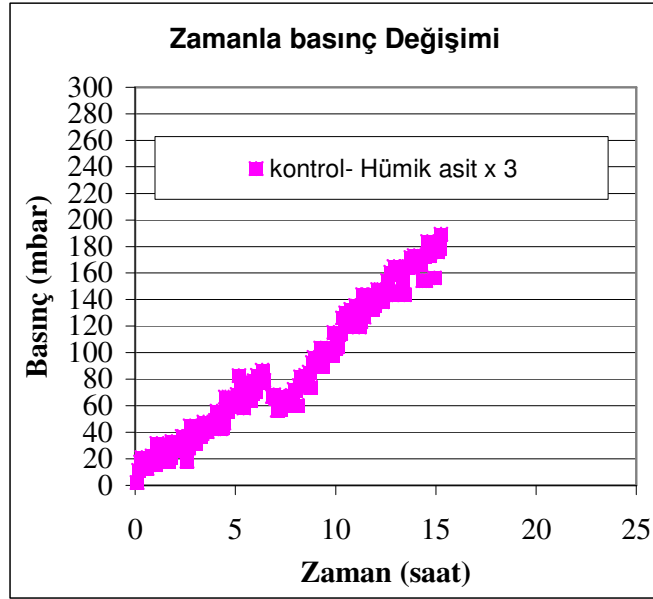
Şekil 4. 19 : Kontrol deneyi ve 48 mg/l – 96 mg/l ve 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edildiği koşullara ait deneylerin basınç artış değerlerinin karşılaştırılması

4.1.1.2 TOK değeri 19.2 mg/l olan sentetik suda yürütülen çalışmalar

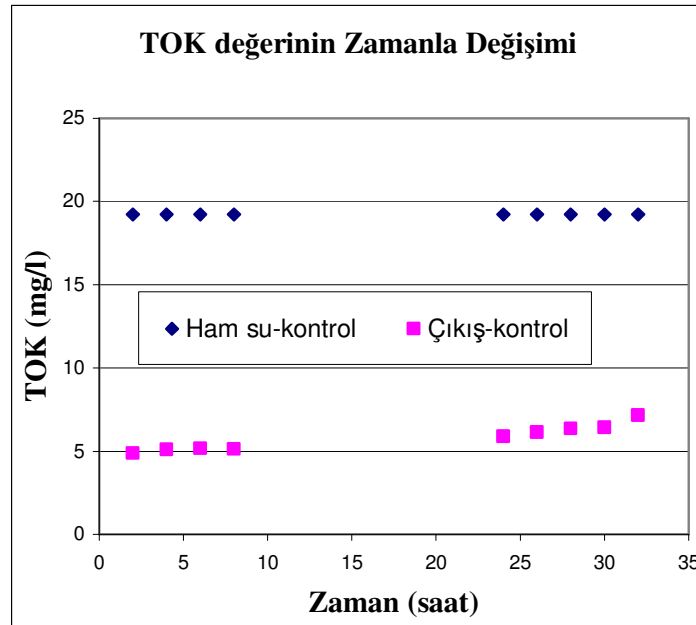
Hümik asit miktarı arttırılarak, kontrol deneyinde ve diğer sentetik su ile yürütülen deneyde kullanılan ile aynı miktarda Fe nanopartikülü dozlanarak MF membranlarının aynı periyotta sergileyecekleri farklı kirlenme davranışları incelenecektir

a-) Kontrol Deneyi

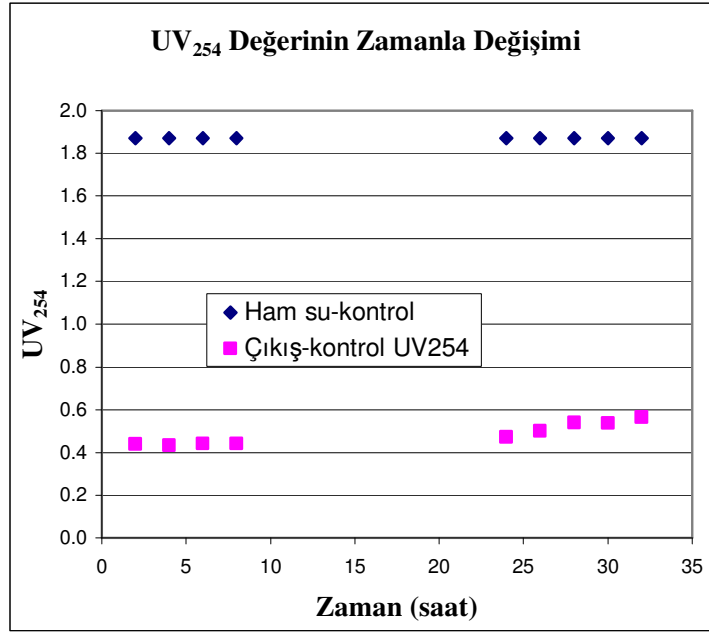
Transmembran basıncı (Şekil 4. 20), 15 saatlik süre boyunca lineer olarak yükselmiş ve deney başlangıcına göre 180 mbarlık bir artış göstermiştir. TOK giderim verimi (Şekil 4.23) başlangıçta %75 seviyelerinde iken, ortalama 65% değerlerine düşmüştür. UV₂₅₄ giderim verimi %75 seviyelerinden %70' e gerilemiştir.



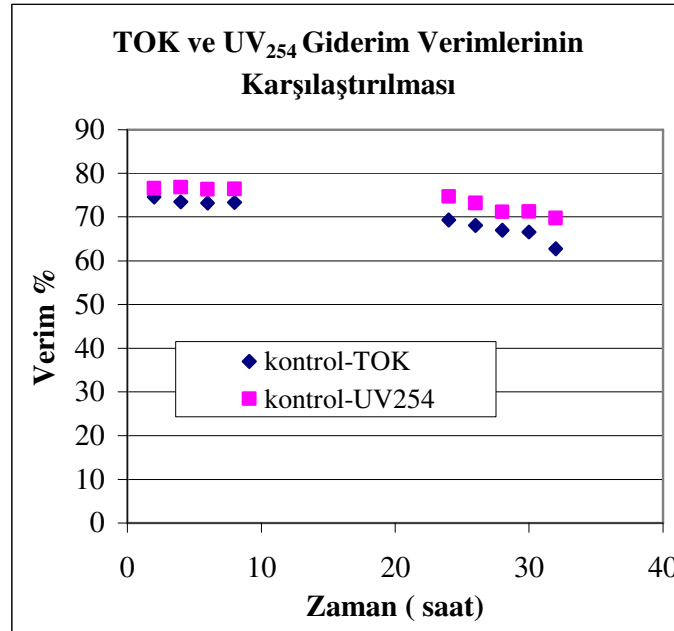
Şekil 4. 20 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait membran vakum basıncındaki artış.



Şekil 4. 21 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait TOK değerlerinin zamanla değişimi.



Şekil 4. 22 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.

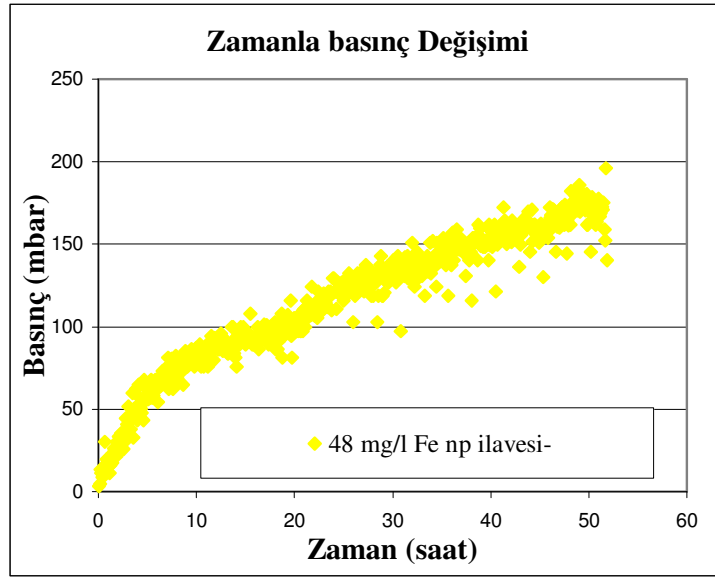


Şekil 4. 23 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması

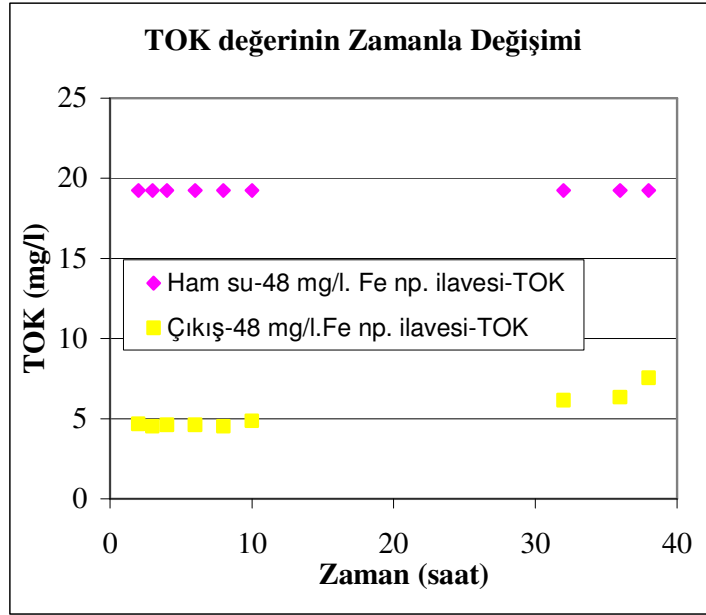
b-) 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

Transmembran basıncında lineere yakın bir artış gözlenmiştir. İlk 15 saat sonunda 100 mbarlık transmembran basıncı artışı deney sonunda maksimum 170 mbar değerine kadar yükselmiştir. (Şekil 4. 24)

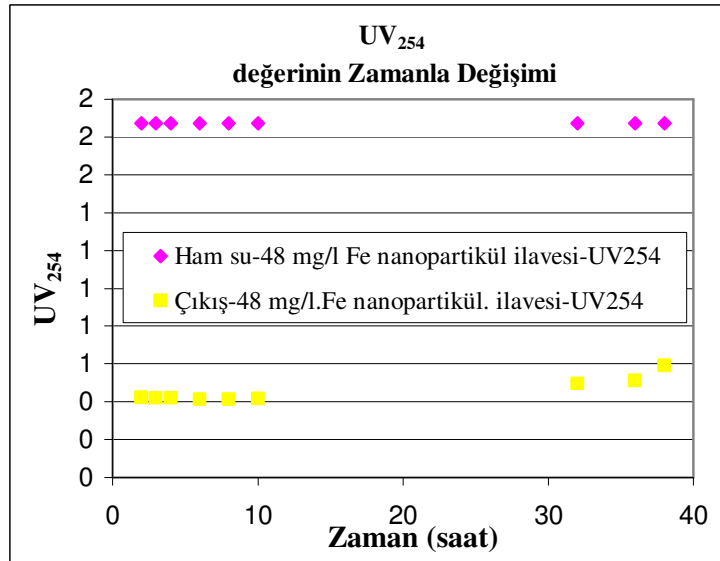
TOK giderim verimi başlangıçta %75 seviyelerinde iken, ortalama 65% değerlerine düşmüştür. UV₂₅₄ giderim verimi %75' in üzerinde iken deney periyodunun sonunda %70' e gerilemiştir. (Şekil 4. 27)



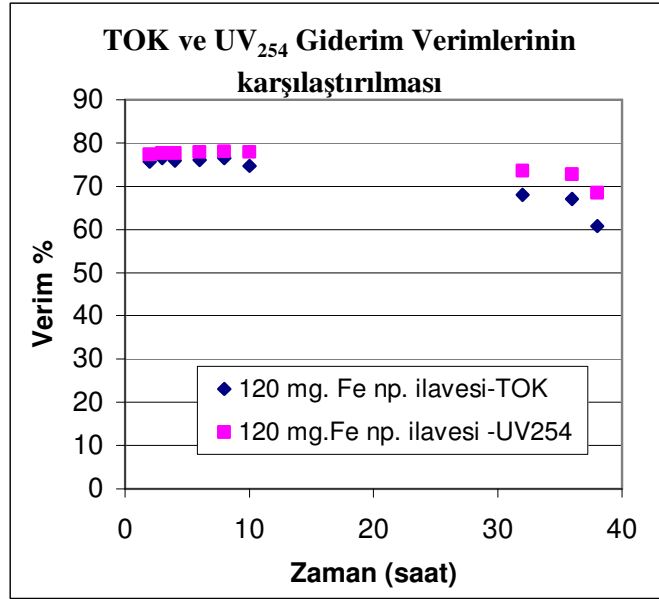
Şekil 4. 24 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 25 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, koşulda 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 26 : 19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerinin Zamanla Değişimi

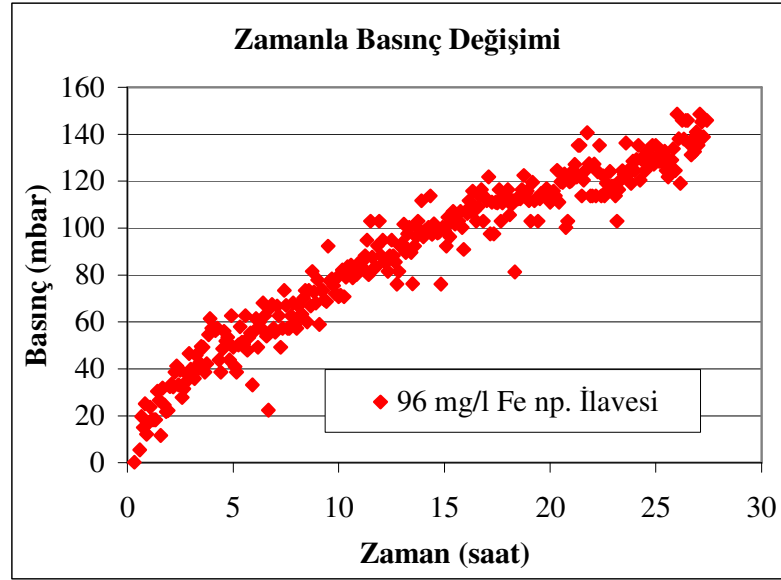


Şekil 4. 27 : 19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimleri karşılaştırması

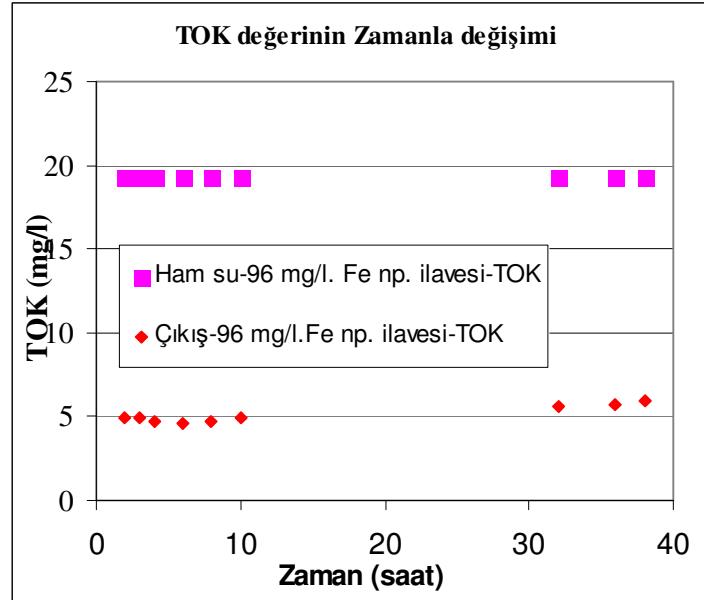
c-) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

Transmembran basıncında lineere yakın bir artış gözlenmiştir. İlk 15 saat sonunda 100 mbarlık transmembran basıncı artışı 25 saatlik deney süresi sonunda maksimum 140 mbar değerine kadar yükselmiştir. (Şekil 4.28)

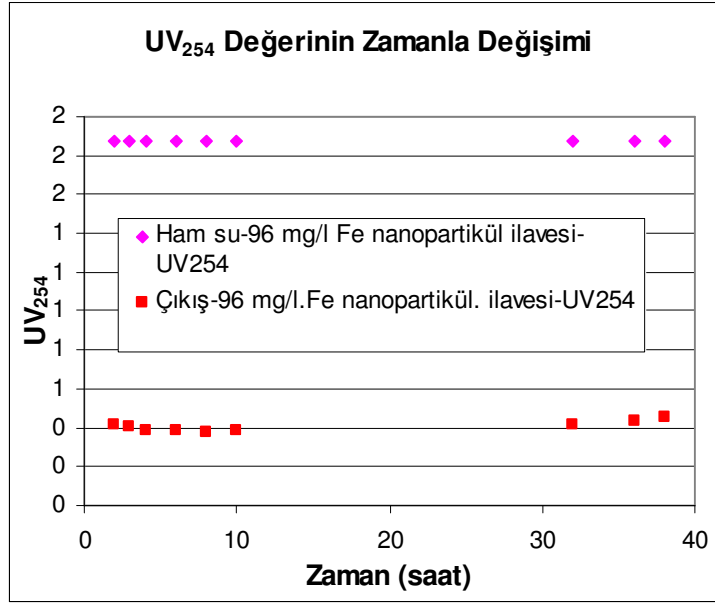
TOK giderim verimi %75' in üzerinde iken deney sonlarına doğru %70' e gerilemiştir. UV₂₅₄ giderim verimi başlangıçta %80 seviyelerinde iken, deney sonlarına doğru azalmış fakat %75 değerinin altına düşmemiştir. (Şekil 4. 31)



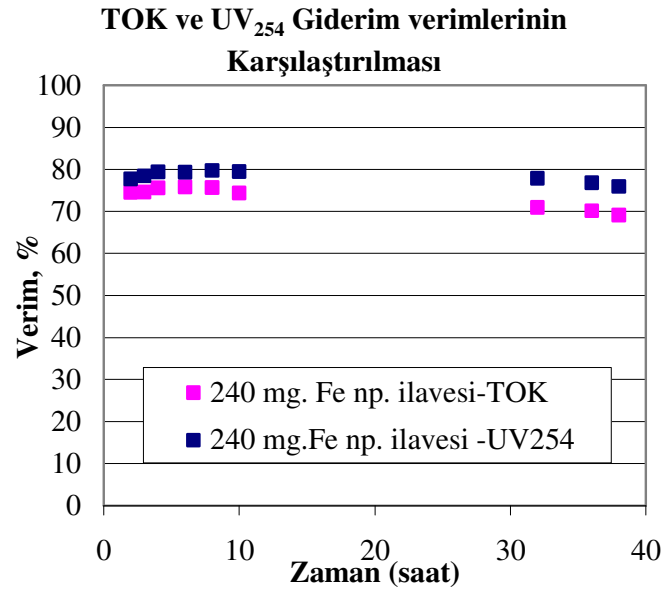
Şekil 4. 28 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 29 : 19,2 mg/l TOK içeren Sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 30 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi

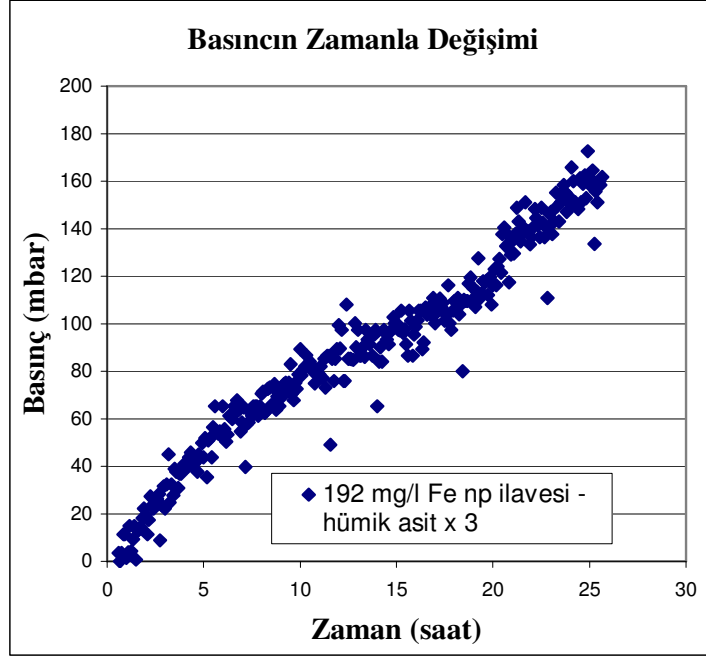


Şekil 4. 31 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

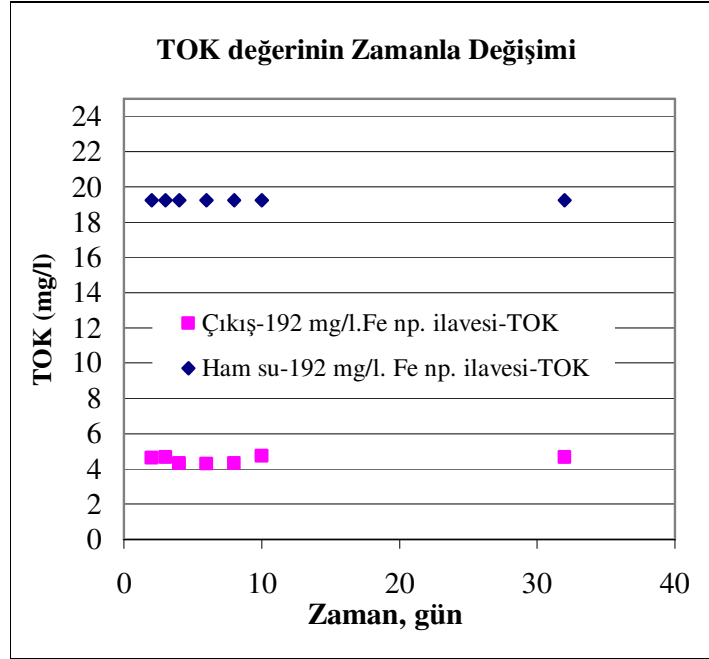
d-) 192 mg/l Fe nanopartikül ilavesi

Transmembran basıncında lineere yakın bir artış gözlenmiştir. İlk 15 saat sonunda 90 mbarlık transmembran basıncı artışı 25 saatlik deney süresi sonunda maksimum 160 mbar değerine kadar yükselmiştir. (Şekil 4.32)

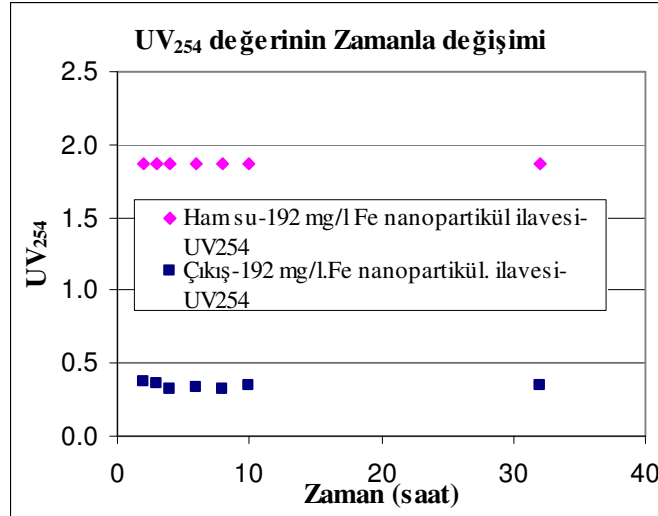
TOK giderim verimi %75-80 aralığındadır. UV₂₅₄ giderim verimi deney süresince %80' in hemen üzerinde seyretmiştir. (Şekil 4. 35)



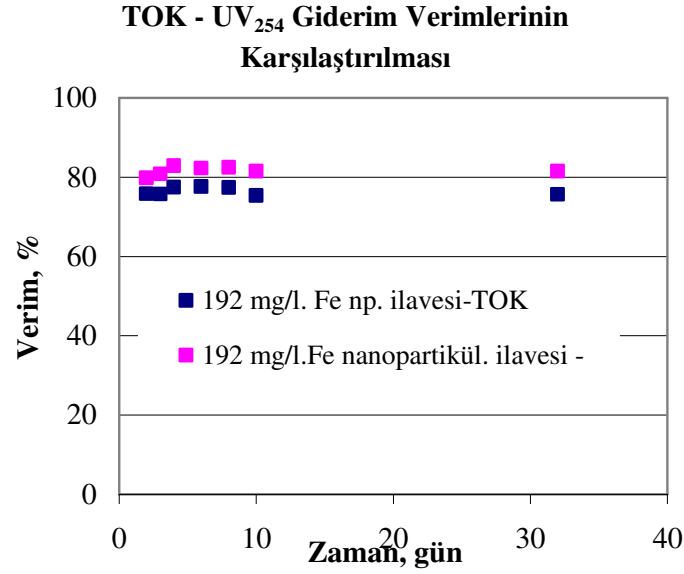
Şekil 4. 32 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 33 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.



Şekil 4. 34 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.

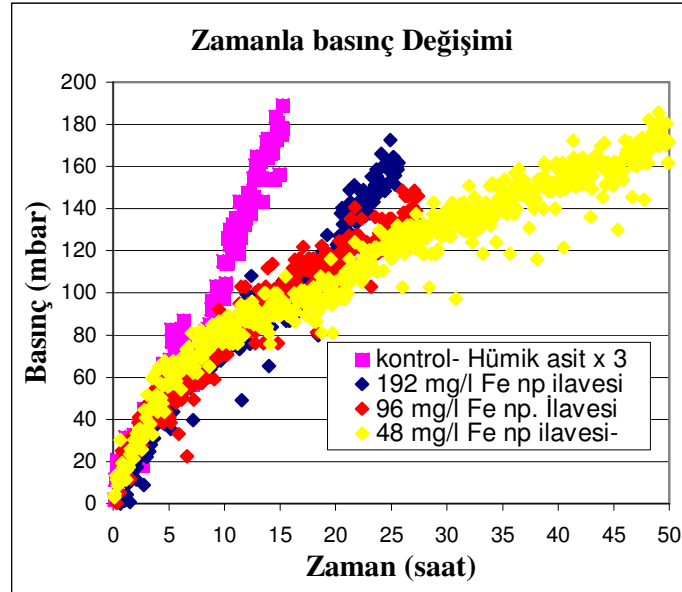


Şekil 4. 35 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.

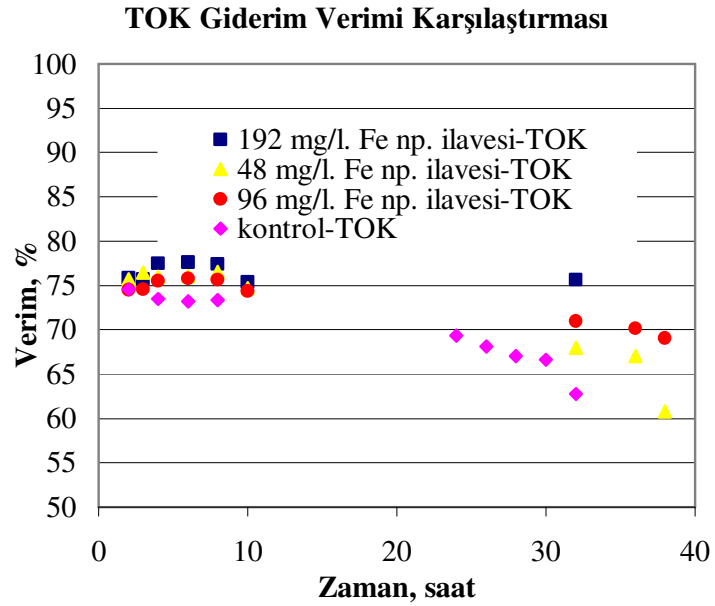
e-) Farklı dozlarda Fe ilavesinin basınç artışı, TOK – UV₂₅₄ giderim verimleri üzerine etkilerinin karşılaştırılması

Transmembran basıncı artışlarını karşılaştırdığımızda, kısa periyoda 15 saatlik süre sonunda Fe nanopartikülü ilavesi yapılan koşullarda TMB artışının kontrol deneyinde elde edilen değerlerin altında kaldığı görülmektedir. Deney sonu TMB değişimine bakıldığında ise en düşük dozda Fe nanopartikülü ilavesi yapılan koşulda minimum artış görülmektedir. Fe nanopartikülü dozunun artışının toplam TMB artışını olumsuz yönde etkilediği görülmektedir. (Şekil 4. 36)

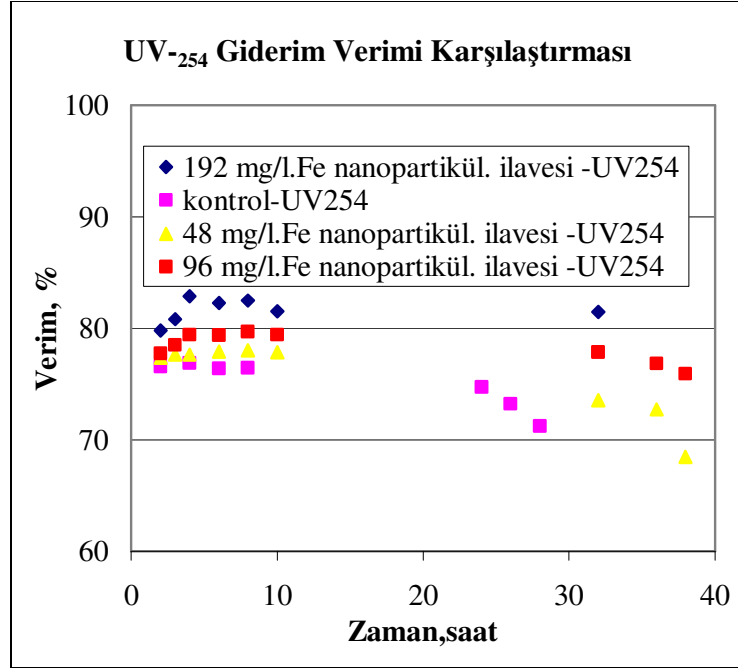
Fe nanopartikülü ilavesinin TOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerine yaptığı olumlu etki aynı seviyede olmuştur. TOK giderim verimi %70-75 aralığından %75-80 aralığına yükseltmiştir. (Şekil 4. 37). Benzer olarak UV₂₅₄ giderim verimi %75-80 aralığından %80-85 aralığına kadar yükselmiştir. (Şekil 4. 38)



Şekil 4. 36 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması.



Şekil 4. 37 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.



Şekil 4. 38 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.

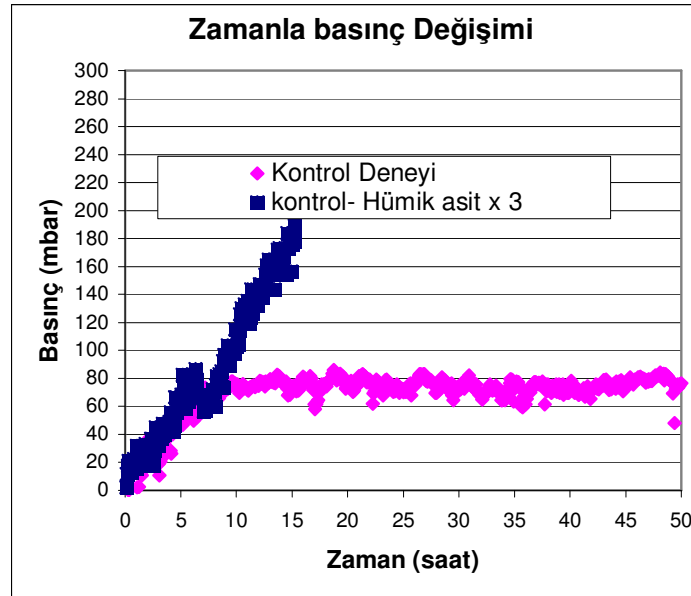
4.1.1.3 Organik madde konsantrasyonunun etkisi

Farklı Hümik asit konsantrasyonlarına sahip Sentetik Suların Kullanılmasının basınç artışı, TOK ve UV₂₅₄ Giderim Verimleri Üzerine Etkisi

a-) Farklı sentetik sularla yürütülen deneylere ait basınç değişimlerinin karşılaştırılması

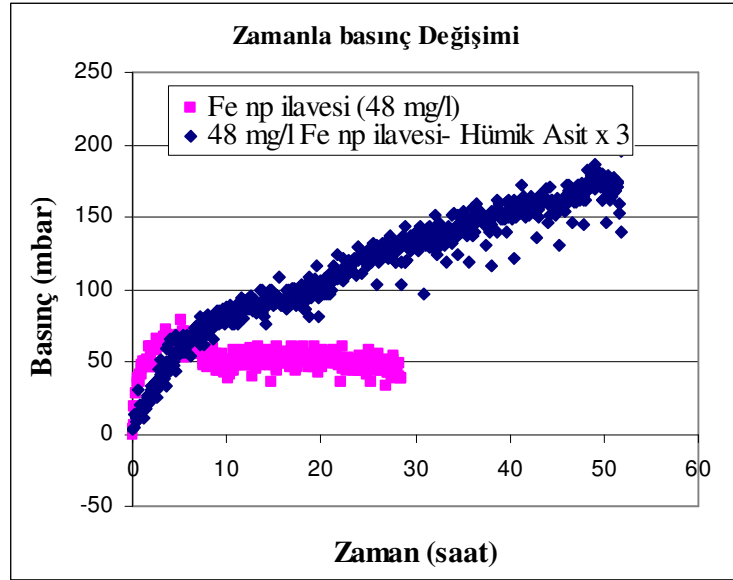
a -1) Kontrol deneylerinin karşılaştırılması

Kontrol deneyinde, TMB 'deki yükseliş organik madde konsantrasyonu artışı ile paralellik göstermektedir. İlk 10 saatlik süre sonunda oluşan membran kirlenmesinde, organik maddenin membran gözenekleri içerisine adsorpsiyonu mekanizması daha baskındır. Daha sonra ise yüksek hümik asit konsantrasyonuna sahip sentetik su ile yürütülen deneyde, membran üzerinde kek tabakası oluşumu sebebi ile TMB artmaya devam etmiştir.



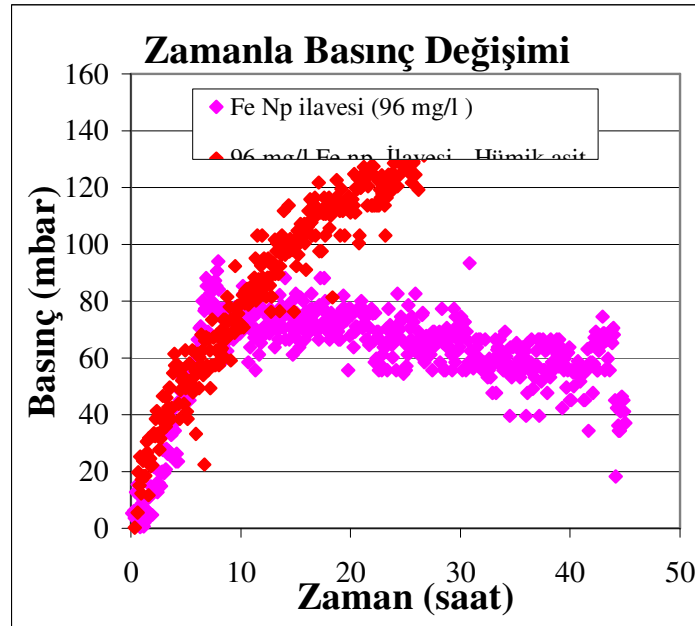
Şekil 4. 39 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi

a -2-) 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi



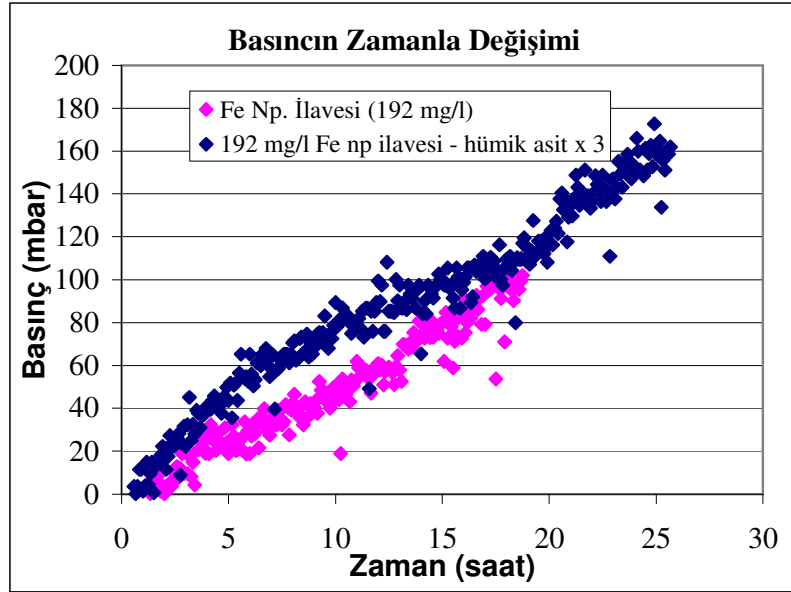
Şekil 4. 40 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 48 mg/l Fe np ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi

a -3) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi



Şekil 4. 41 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 96 mg/l Fe p ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi

a -4) 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi



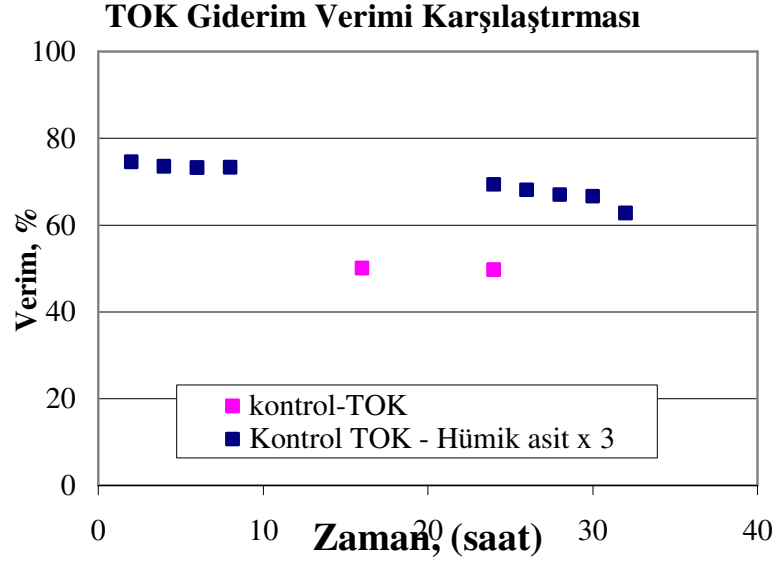
Şekil 4. 42 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 192 mg/l Fe np. ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen basınç değişimi

b-) Farklı sentetik sularla yürütülen deneylere ait TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

b-1-) Kontrol deneyleri

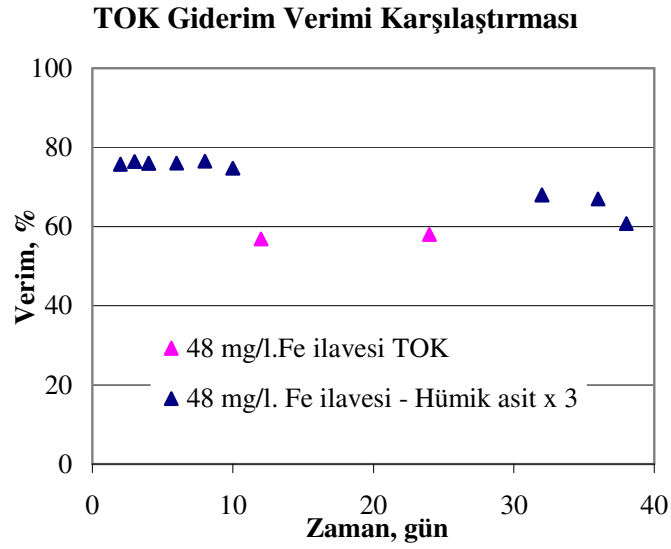
Aynı saflık ve molekül ağırlığı fraksiyon dağılımına sahip hümik asit ilavesi ile hazırlanan sentetik sularda, kontrol deneyleri sonucunda farklı TOK giderim verimleri elde edilmiştir. Buna sebep olarak, yüksek hümik asit konsantrasyonuna sahip sentetik su ile yürütülen kontrol deneyinde, hümik asit membran yüzeyi ve gözeneklerini daha çok tıkadığından, membran gözeneklerinde daralma ve membran yüzeyinde oluşan kek tabakasının gözenekli yapısının sıvı geçirgenliğinin daha düşük olması sebebiyle, membran daha küçük boyutlardaki hümik maddeyi tutabilir hale gelmiştir. Bu sonuç TMB artışına da yansımaktadır.

Kontrol deneylerine ait TOK giderim verimlerinin karşılaştırması Şekil 4. 43' te görülmektedir.



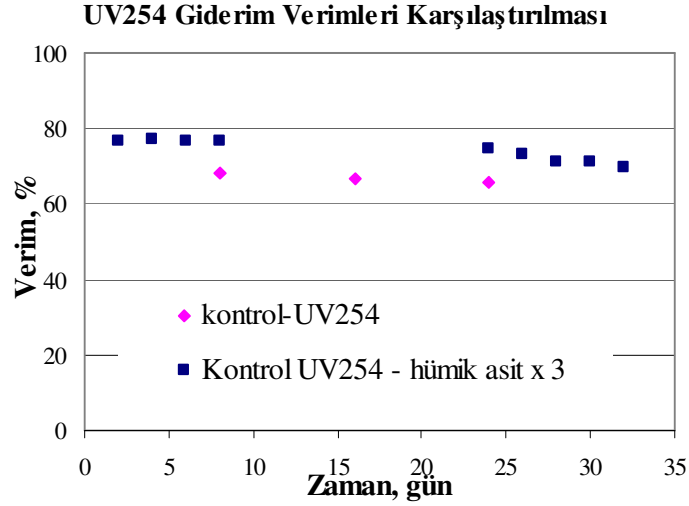
Şekil 4. 43 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri

b-2-) 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan deneyler



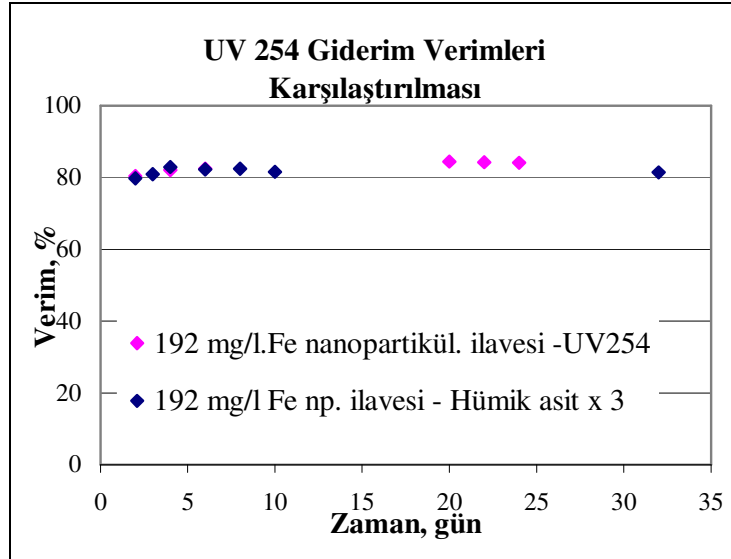
Şekil 4. 44 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda kontrol membranı ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri

b-3-) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan deneyler



Şekil 4. 45 : 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 96 mg/l Fe np. İlavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri

b-4-) 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi



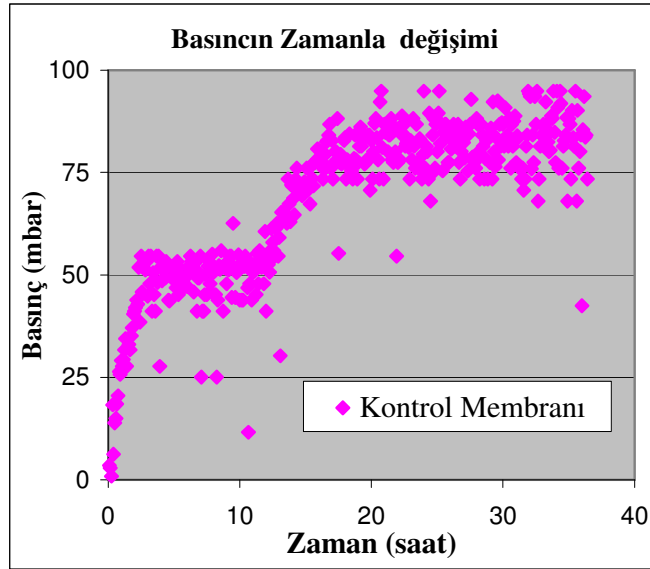
Şekil 4. 46 8,7 mg/l TOK ve 19,2 mg/l TOK konsantrasyonuna sahip sentetik sularda 192 mg/l Fe np. ilavesi ile yürütülen çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimleri

4.1.2 Göl Suyunda Yapılan Çalışmalar

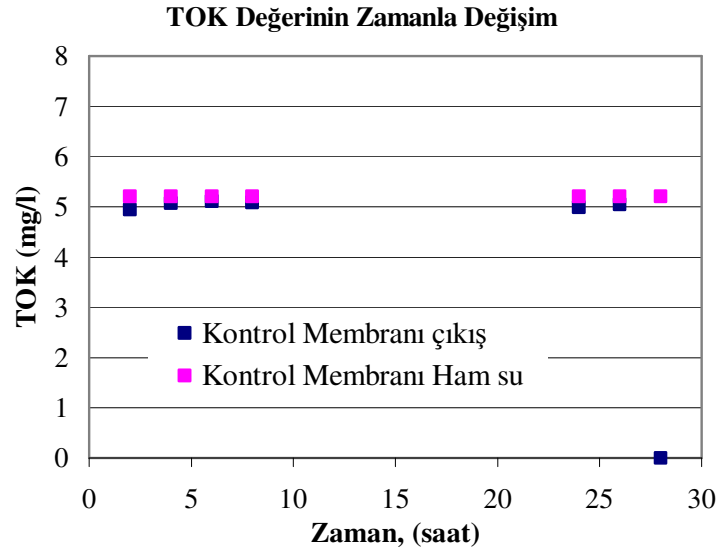
4.1.2.1 Terkos göl suyu ile yürütülen çalışmalar

a-) Kontrol deneyi

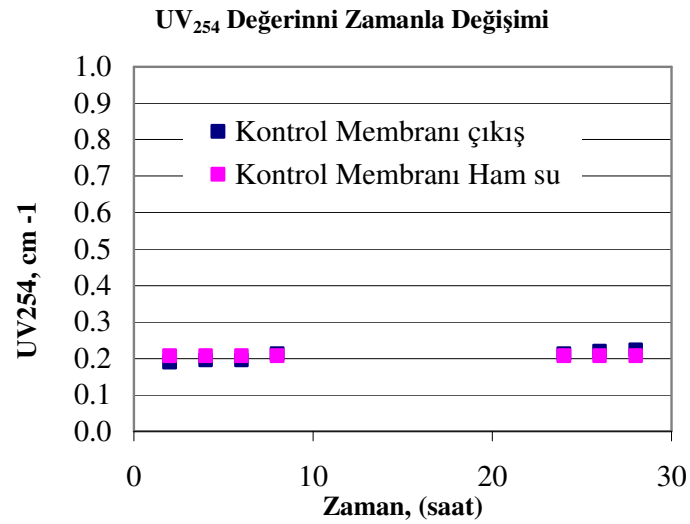
Transmembran basıncında başlangıçta saat 50 mbarlık artış görülmüştür (Şekil 4.47) ve 10. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 20. saate kadar 35 mbarlık bir artış daha gerçekleştirerek toplamda 85 milibara ulaşmıştır. TOK ve UV₂₅₄ giderim verimleri %10' un altında kalmıştır.



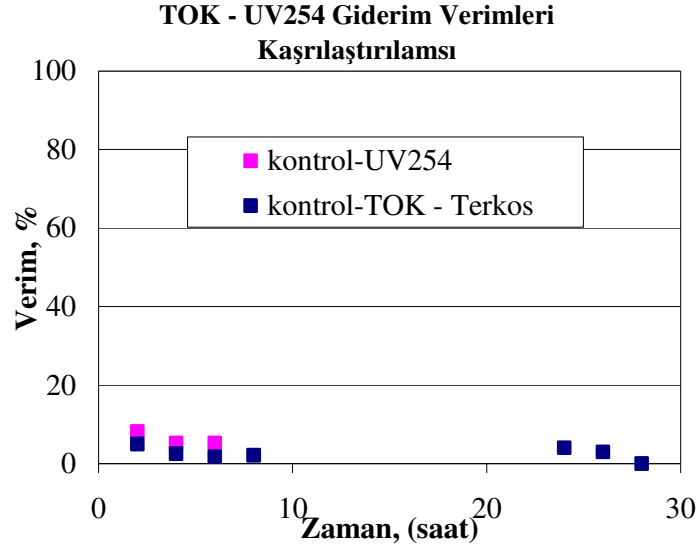
Şekil 4. 47 : Terkos göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 48 : Terkos göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.



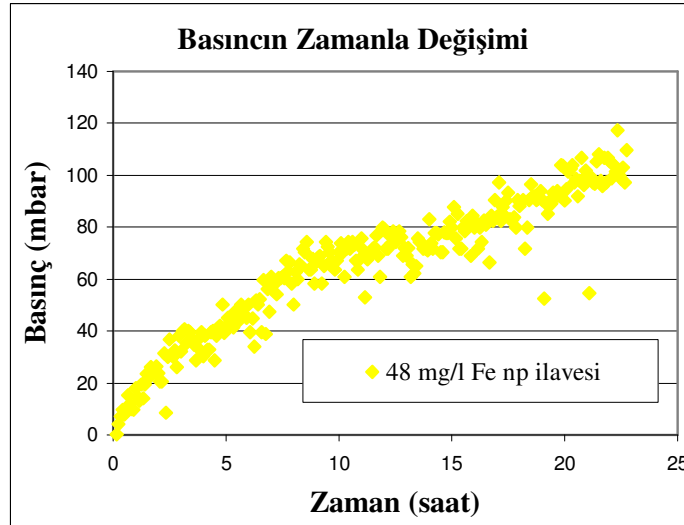
Şekil 4. 49 : Terkos göl suyunda,kontrol membranı ile yürütülen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.



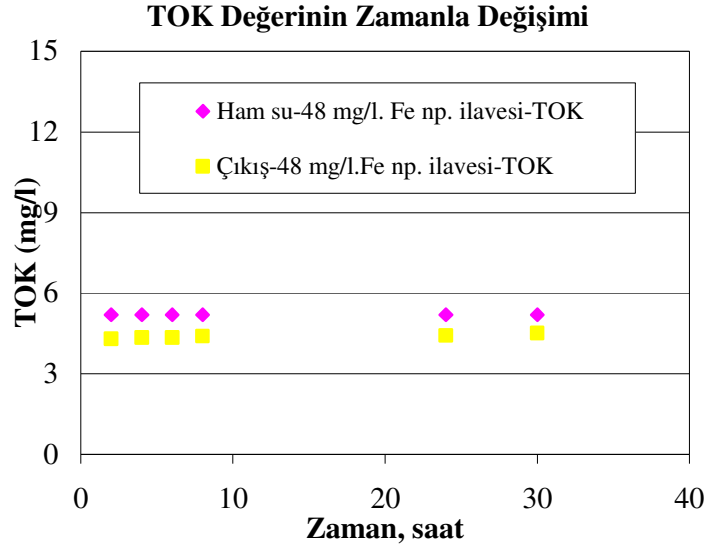
Şekil 4. 50 : Terkos göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.

a-) 48 mg/l Fe nanopartikül ilavesi

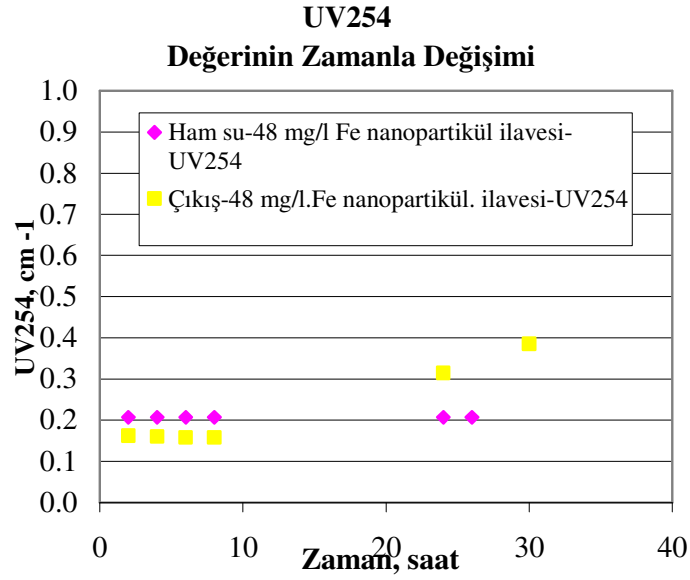
Transmembran basıncında 20 saat boyunca lineere yakın bir artış gerçekleşmiştir. (Şekil 4.51) Deney başlangıcında gerçekleşen hızlı transmembran basıncı artışı Fe nanopartikülü ilavesiyle azalmıştır. TOK giderim verimi %15-20 aralığına yükselmiştir. UV₂₅₄ giderim verimi %20' nin üstündedir. (Şekil 4.54)



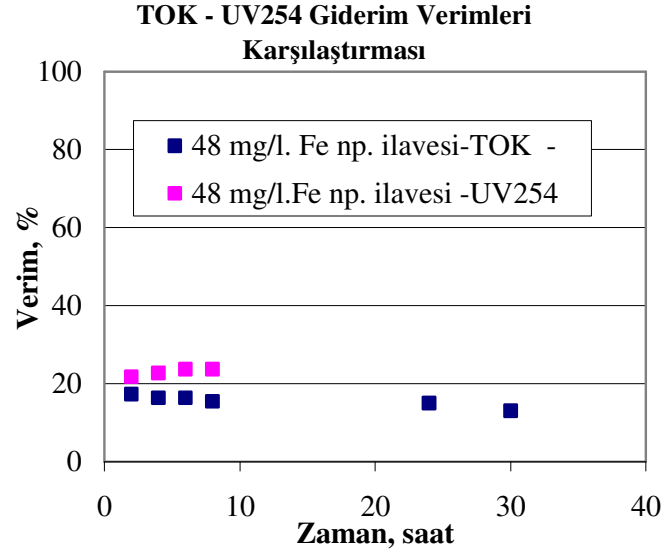
Şekil 4. 51 : Terkos göl suyunda,48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 52 : Terkos göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



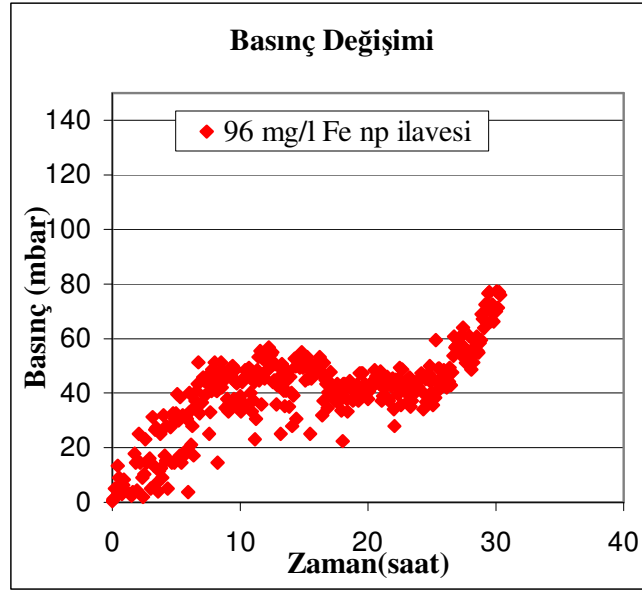
Şekil 4. 53 : Terkos göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.



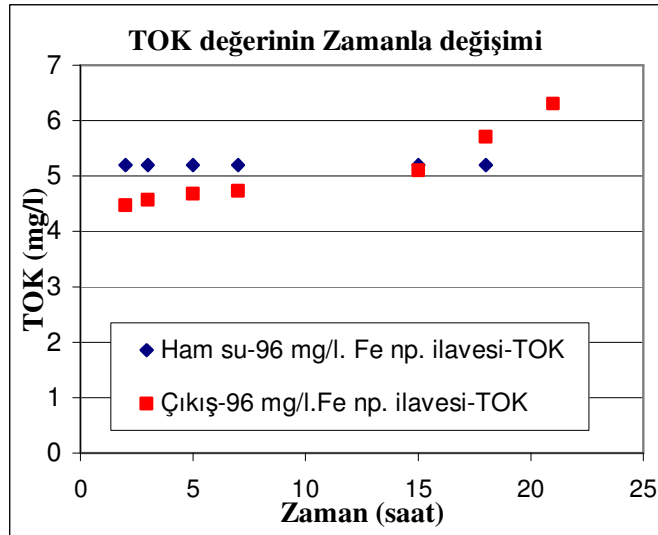
Şekil 4. 54 : Terkos göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması-

b-) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışma

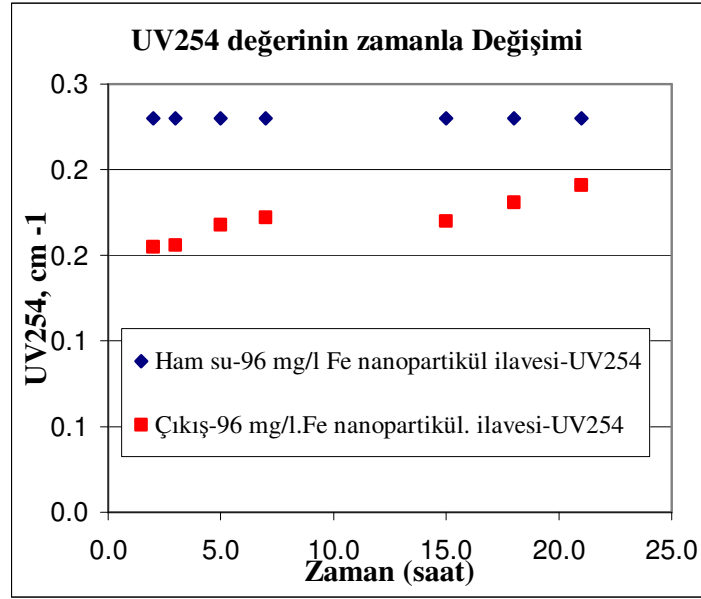
Transmembran basıncında 10 saat sonunda 50 mbarlık artış görülmüştür ve 20 saate kadar bu değerde kalmıştır. (Şekil 4.55) Daha sonra 20-30 saat aralığında 25 mbarlık bir artış göstererek 80 mbar seviyelerine yükselmiştir. TOK giderim verimi %15 seviyelerinde iken deney sonunda %10' a kadar düşmüştür. Deney başlangıcında %30' a yakın seviyelerde olan UV₂₅₄ giderim verimi deney sonunda %20' ye kadar düşmüştür. (Şekil 4.58)



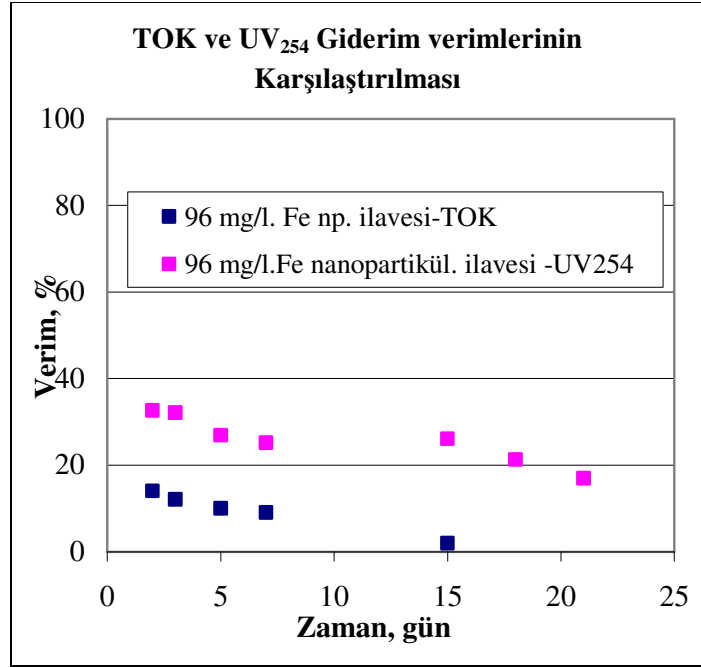
Şekil 4. 55 : Terkos göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 56 : Terkos göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



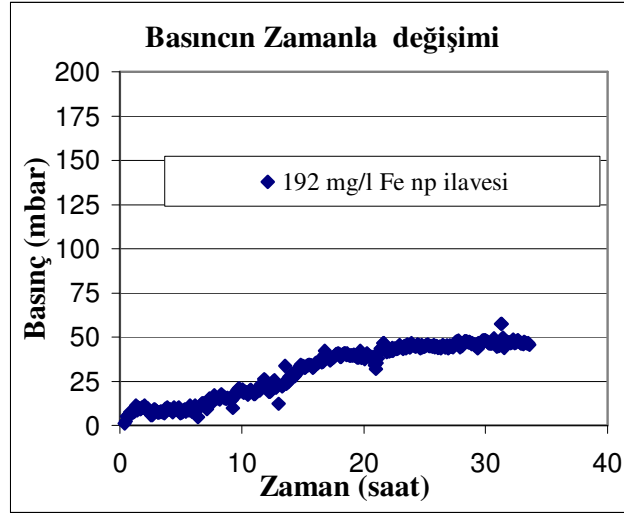
Şekil 4. 57 : Terkos göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.



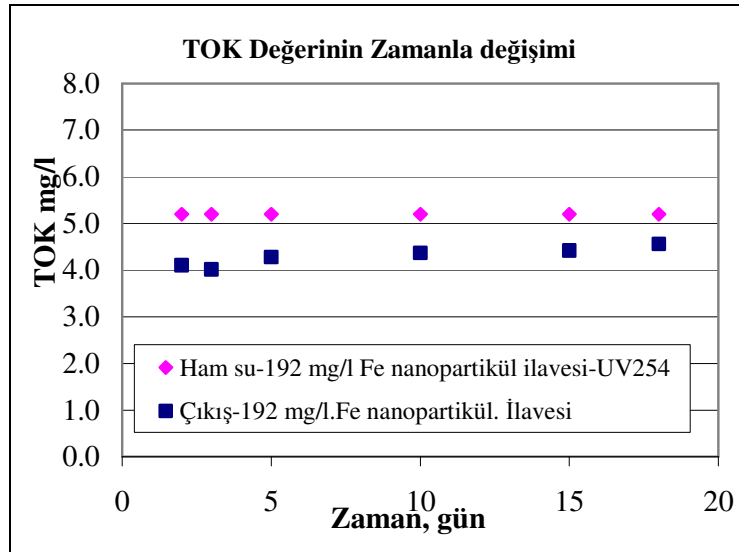
Şekil 4. 58 : Terkos göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.

c-) 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışma

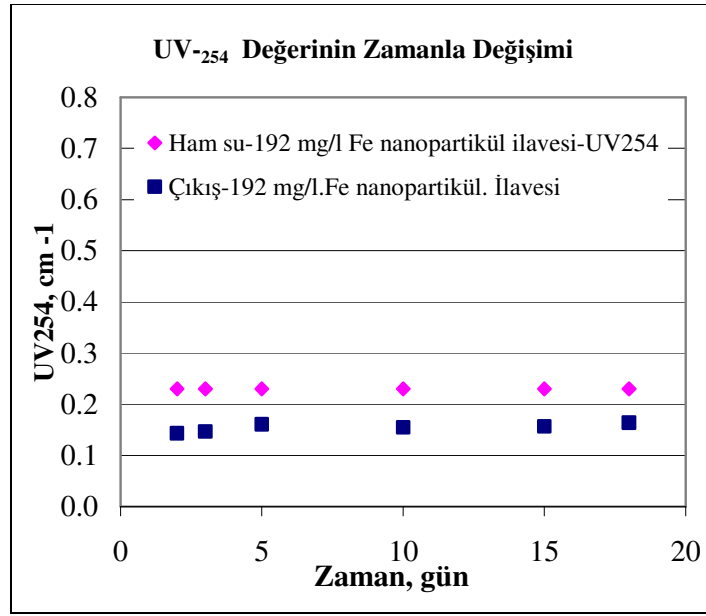
Transmembran basıncında 20. saate kadar sabit bir artış göstererek 50 mbar artmıştır ve 30 saatlik deney süresinin sonuna kadar bu değerde seyretmiştir. (Şekil 4.59) Deney başlangıcında TOK giderim verimi %20 iken deney sonuna yaklaştıkça %15 seviyelerine düşmüştür. Deney başlangıcında UV₂₅₄ giderim verimi %40' a yaklaşmakta iken deney sonuna doğru %30 seviyelerine düşmüştür. (Şekil 4.63)



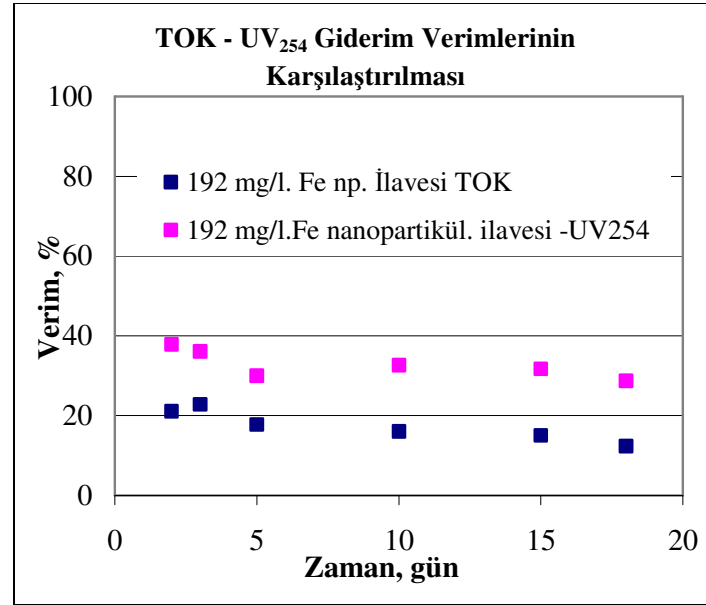
Şekil 4. 59 : Terkos Göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 60 : Terkos göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 61 : Terkos göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada U_{v254} değerinin zamanla değişimi.

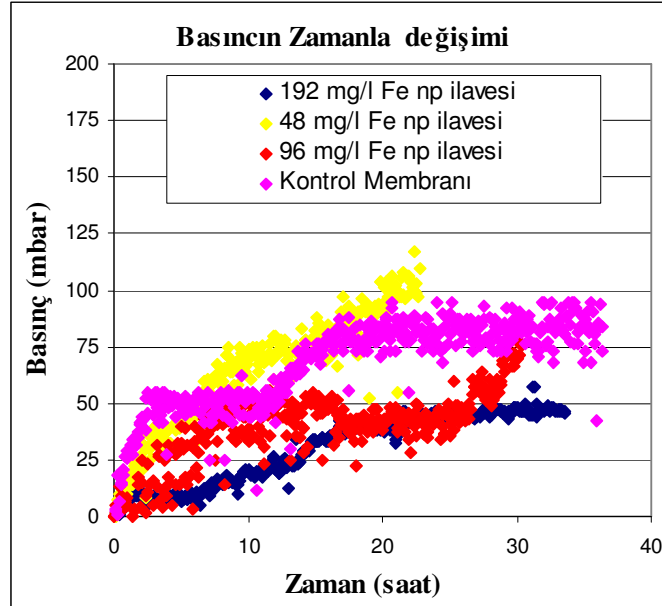


Şekil 4. 62 : Terkos göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve U_{v254} giderim verimlerinin karşılaştırılması.

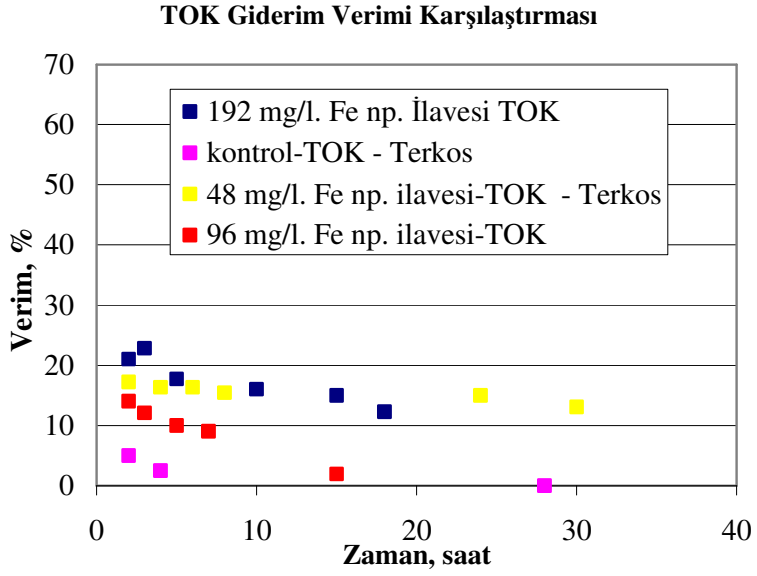
e-) Farklı Fe nanopartikülü konsantrasyonlarında yapılan çalışmaların karşılaştırılması

Terkos gül suyunda yürütülen çalışmalar neticesinde Fe nanopartikülü ilavesinin, deney başlangıcında kısa sürede gerçekleşen TMB artışı miktarını azalttığı sonucuna varılmıştır. Fe nanopartikülü dozunun artırılmasıyla, kısa ve uzun vadede gerçekleşen TMB artışını %50' ye yakın seviyelerde azalttığı görülmüştür. (Şekil 4.63). Yüksek Fe nanopartikülü dozunun ilave edilmesinin, sentetik suda yapılan çalışmalarda gösterdiği, uzun vadede membran tıkanmasını artırıcı etki, göl suyu ile yapılan çalışmalarda görülmemiştir. Çünkü doğal sularda, deney süresince Fe nanopartikülü tarafından adsorbe edilecek organik madde içeriği mevcut olmuştur ve demir nanopartiküllerinin tek başına tıkanma sebebi haline gelmesi mümkün olmamıştır.

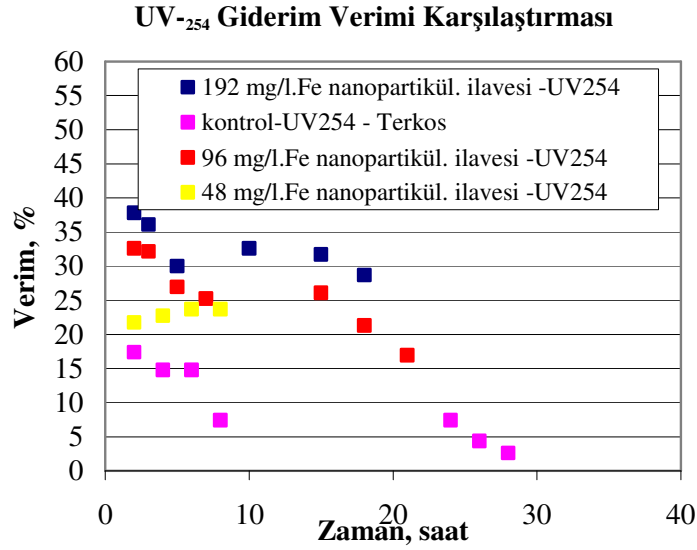
%0-5 aralığında olan TOK giderim verimi, Fe nanopartikülü ilavesi ile ortalama %15-20 seviyelerine yükselmiştir. Ortalama %10 seviyelerinde olan UV_{254} giderim verimi Fe nanopartikülü ilavesi ile ortalama %35' e kadar yükselmiştir. TOK ve UV_{254} giderim verimlerinde %200' lük bir artış elde edilmiştir. (Şekil 4.65)



Şekil 4. 63 : Terkos göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda membran vakum basıncı değerlerindeki artışın karşılaştırılması.



Şekil 4. 64 : Terkos göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

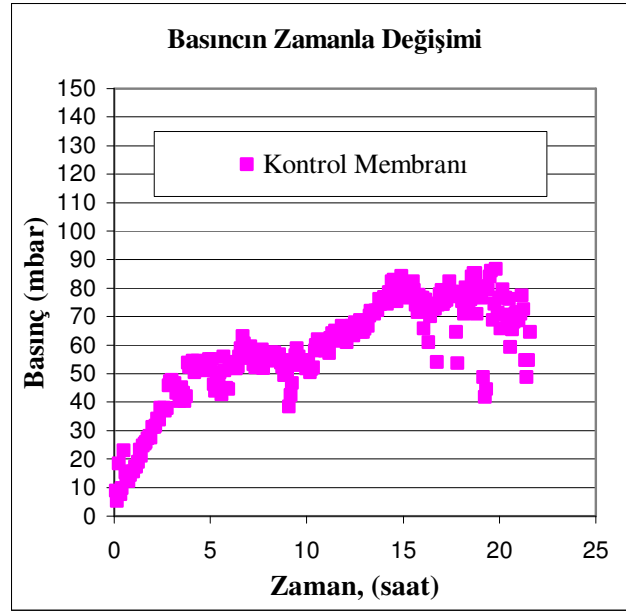


Şekil 4. 65 : Terkos göl suyunda, kontrol deneyi 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması

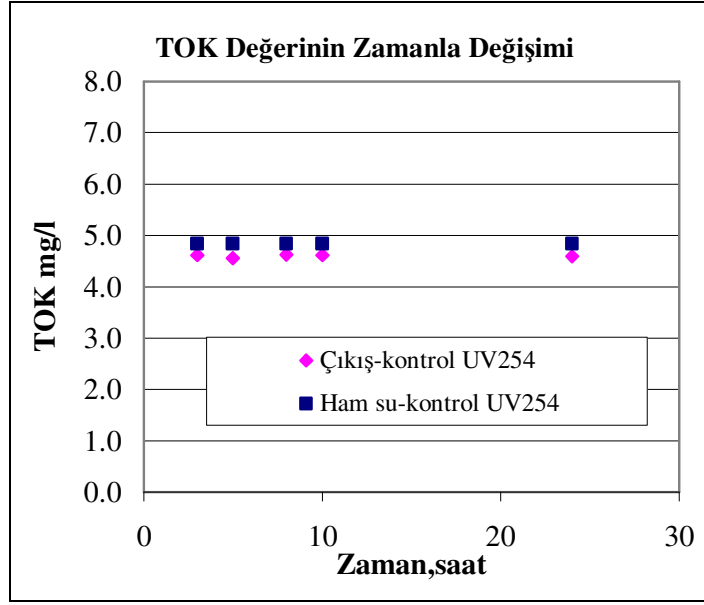
4.1.2.2 Ömerli göl suyunda yürütülen çalışmalar

a-) Kontrol Deneyi

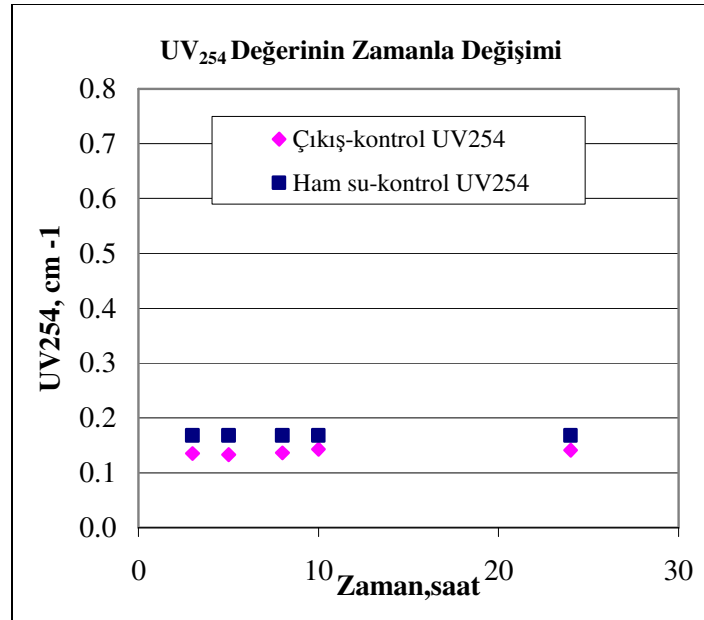
Transmembran basıncında başlangıçta saat 50 mbarlık artış görülmüştür ve 10. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 15. saate kadar 30 mbarlık bir artış daha gerçekleştirerek toplamda 80 milibara ulaşmıştır. (Şekil 4.66) %5' lik TOK giderim verimi elde edilirken, UV₂₅₄ giderim verimleri başlangıçta %20' iken deney sonunda %15'e kadar düşmüştür. (Şekil 4.69)



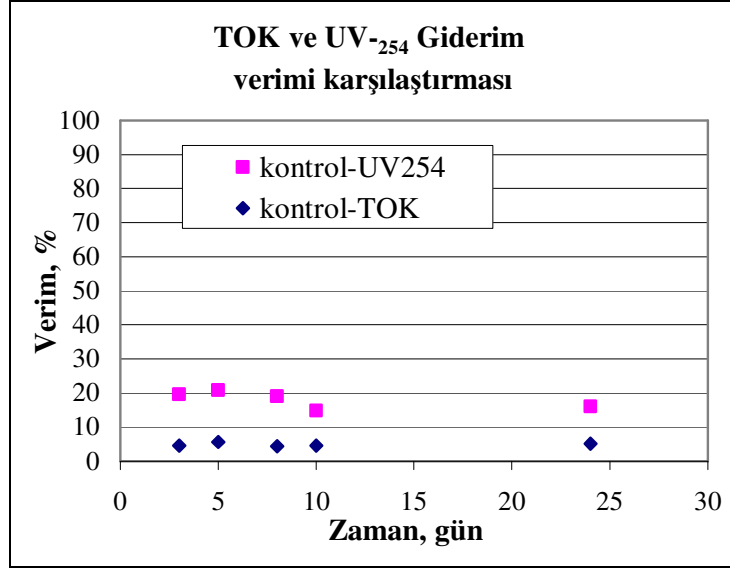
Şekil 4. 66 : Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada membran vakum basıncı değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 67 : Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



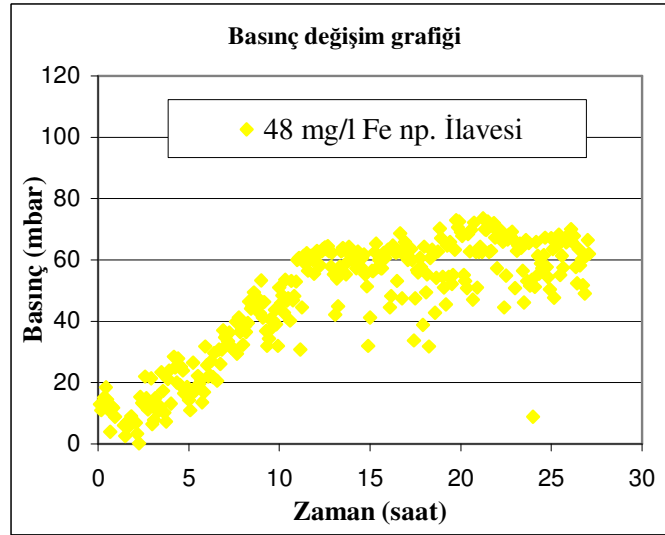
Şekil 4. 68 : Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada UV_{254v} değerinin zamanla değişimi.



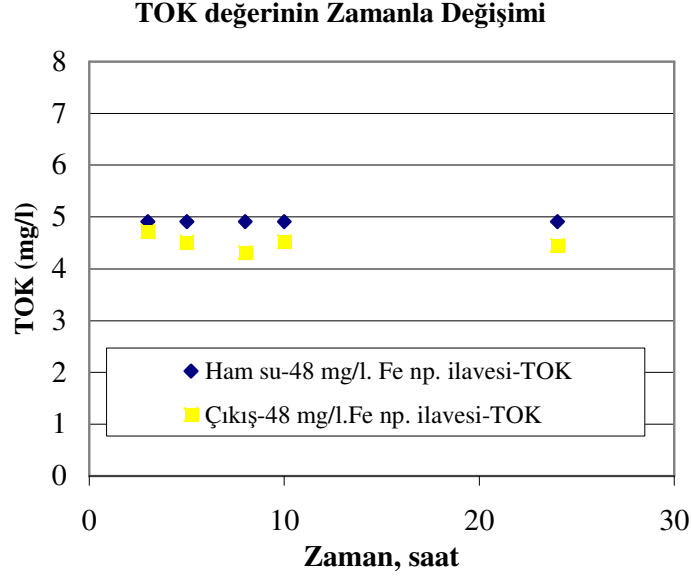
Şekil 4. 69 : Ömerli göl suyunda, kontrol membranı ile yürütülen çalışmada TOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.

b-) 48 mg/l Fe nanopartikül ilavesi

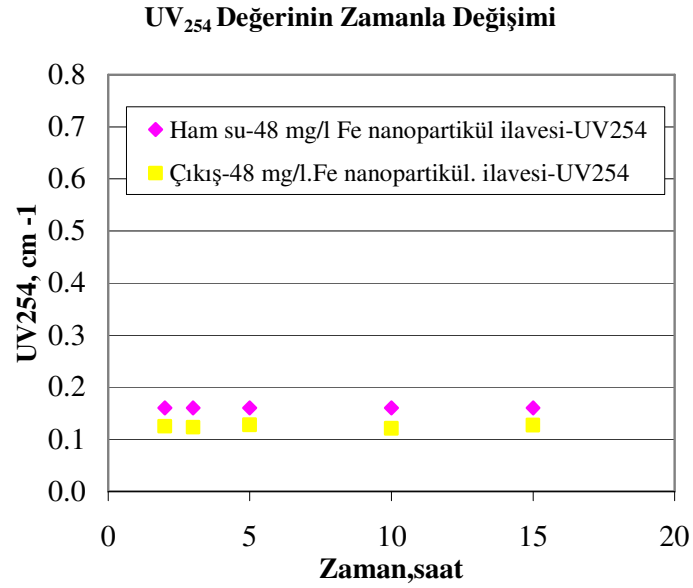
Transmembran basıncında 15 saat sonuna kadar 60 mbarlık artış görülmüştür ve deney sonuna kadar bu seviyelerde seyretmiştir. (Şekil 4.70) Deney süresince ortalama %10 TOK giderim verimi elde edilirken, %20 UV₂₅₄ giderim verimi elde edilmiştir. (Şekil 4.73)



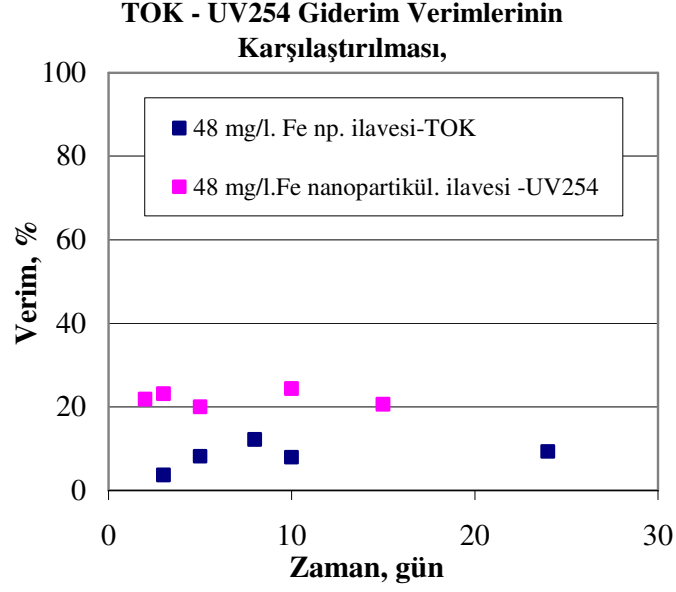
Şekil 4. 70 : Ömerli göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



şekil 4. 71 : Ömerli göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.



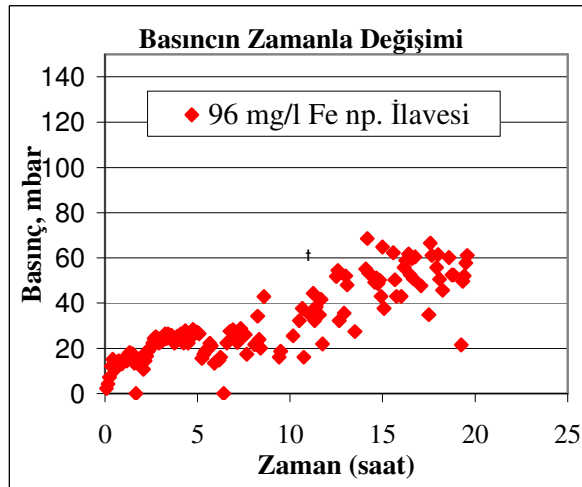
şekil 4. 72 : Ömerli göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.



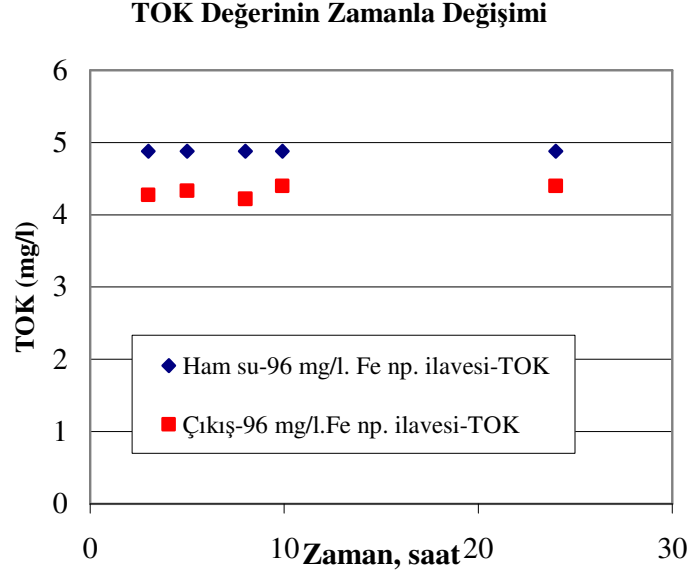
Şekil 4. 73 : Ömerli göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması.

c-) 96 mg/l Fe nanopartikül ilavesi

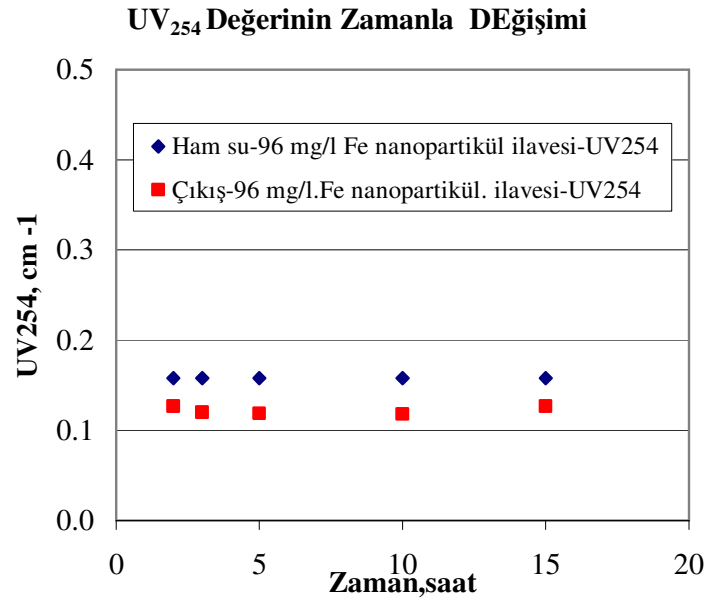
Transmembran basıncı 5 saat sonunda 30 mbarlık artış göstermiştir ve 10. saate kadar bu seviyelerde kalmıştır. (Şekil 4.74) Daha sonra 20 saate kadar 30 milibarlık bir artış daha göstererek 60 mbar değerine ulaşmıştır. Deney süresince ortalama %10 TOK giderim verimi elde edilirken, %25 UV₂₅₄ giderim verimi elde edilmiştir. (Şekil 4.77)



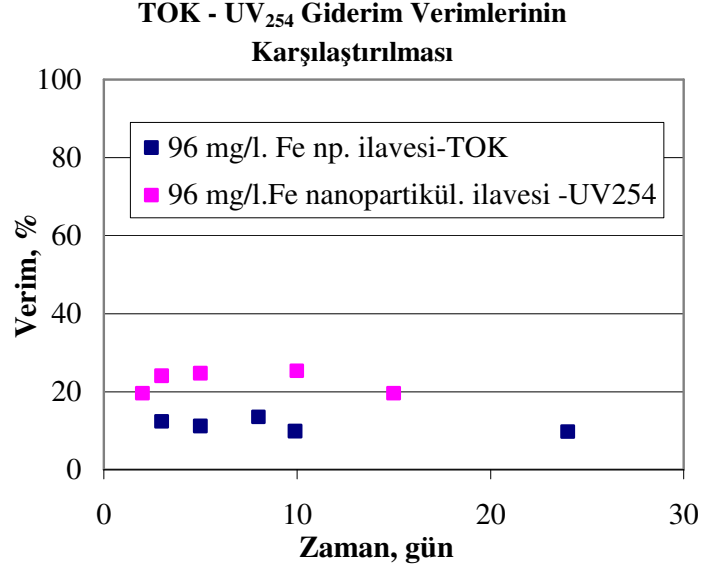
Şekil 4. 74 : Ömerli göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 75 : Ömerli göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi.



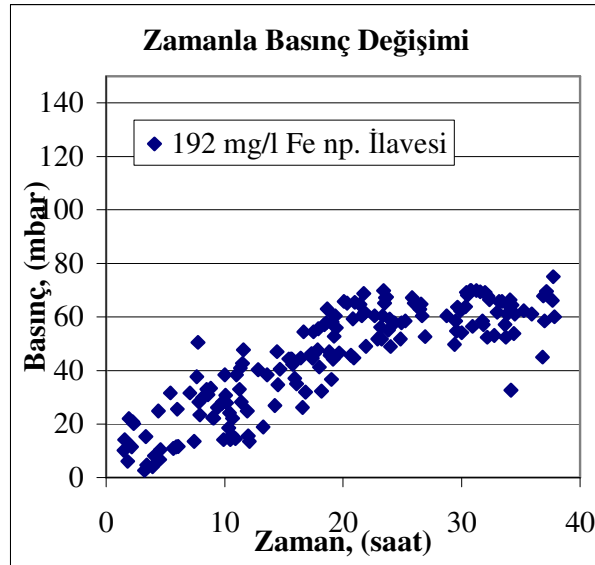
Şekil 4. 76 : Ömerli göl suyunda,96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi



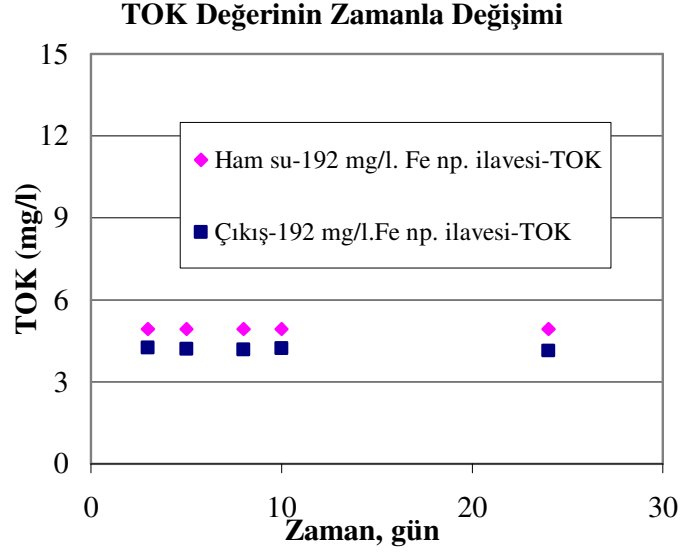
Şekil 4. 77 : Ömerli göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve UV₂₅₄ verimlerinin karşılaştırılması.

d-) 192 mg/l Fe nanopartikül ilavesi

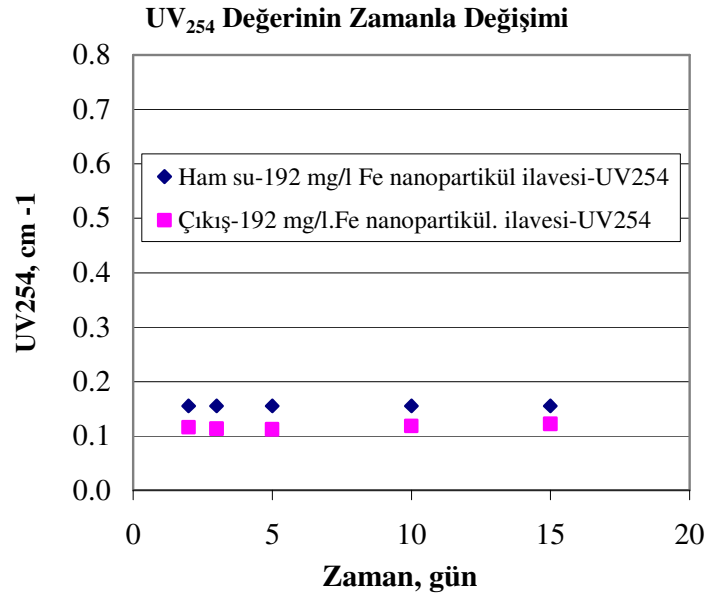
Transmembran basıncı 10 saat sonunda 80 mbarlık artış göstermiştir ve deney sonuna kadar bu değerde kalmıştır. (Şekil 4.78) Deney süresince ortalama %15 TOK giderim verimi elde edilirken, %25 UV₂₅₄ giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.81)



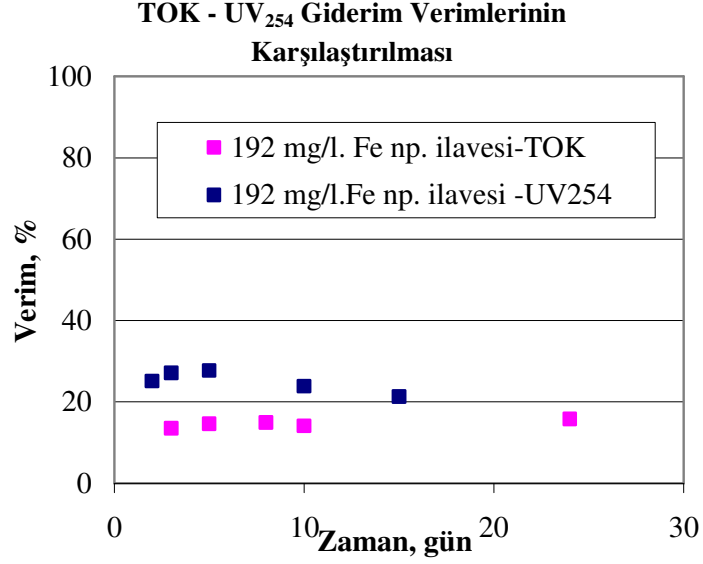
Şekil 4. 78 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 79 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



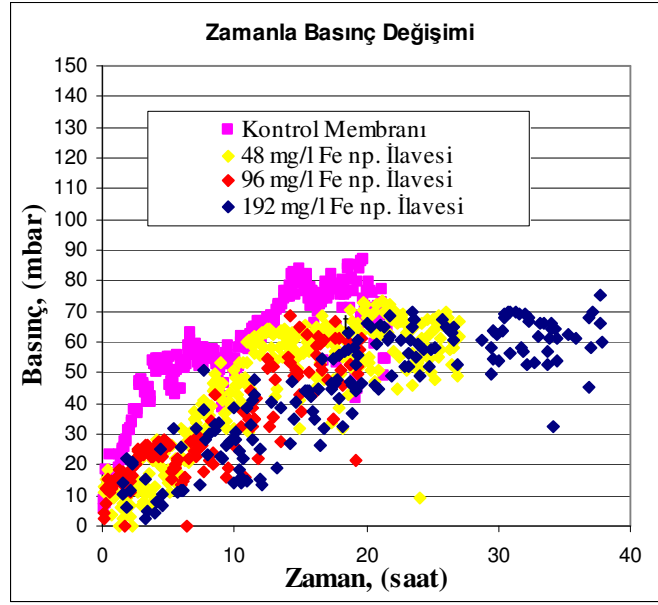
Şekil 4. 80 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi.



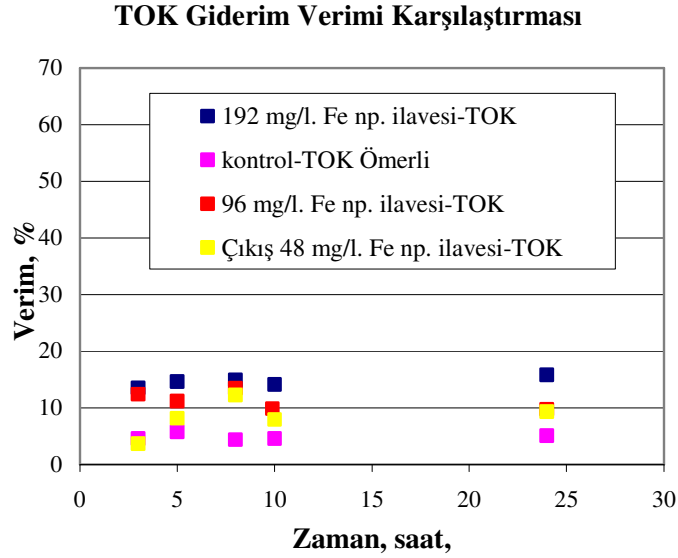
Şekil 4. 81 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmada TOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.

e-) Farklı Fe nanopartikülü konsantrasyonlarında yapılan çalışmaların karşılaştırılması

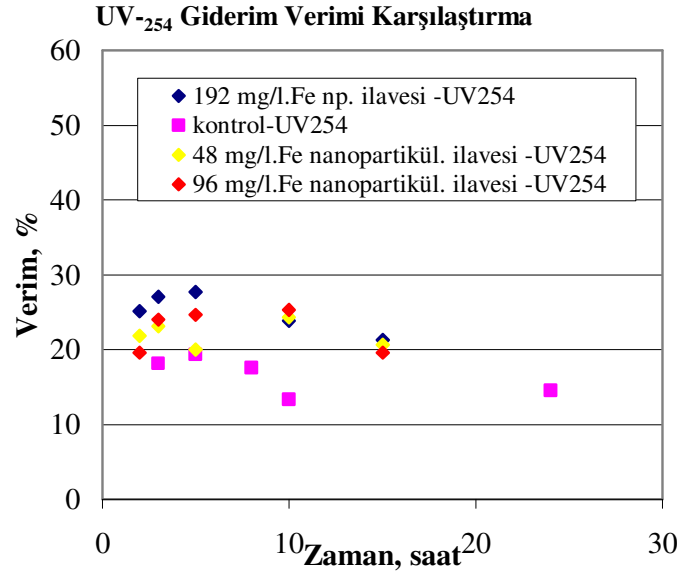
Kontrol deneyi ile karşılaştırıldığında Fe nanopartikülü ilavesinin TMB artışını azaltıcı etkisi görülmektedir. Fe nanopartikülü dozu arttırıldıkça transmembran basıncı artışında görülen azalma %30 ‘un üzerine çıkmamıştır. Fe nanopartikülü ilavesinin özellikle, deney başlangıcında, ilk 5 saatte gözlenen TMB artışını %50’ye varan seviyelerde azalttığı görülmektedir. Fakat bu etki Fe nanopartikülü dozunun arttırılmasıyla ciddi bir artış göstermemiştir. (Şekil 4.82) Fe nanopartikülü ilavesinin, %5 seviyelerinde olan TOK giderim verimini %15’ e kaar yükselttiği tespit edilmiştir. (Şekil 4.83) UV₂₅₄ giderim verimini ise ortalama %15 seviyelerinden %25’ e yükselttiği görülmektedir. (Şekil 4.84)



Şekil 4. 82 Ömerli göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda membran vakum basıncı değerlerindeki artışın karşılaştırılması.



Şekil 4. 83 : Ömerli göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması

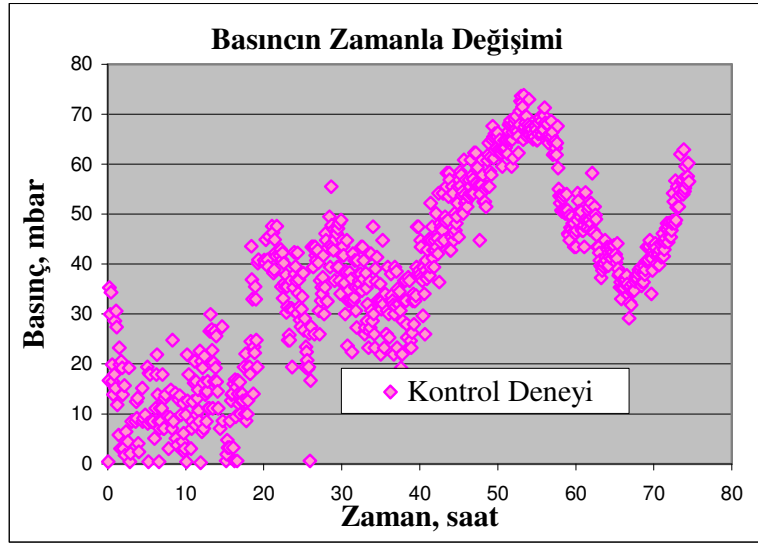


Şekil 4. 84 : Ömerli göl suyunda, kontrol deneyi, 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen çalışmalarda UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması

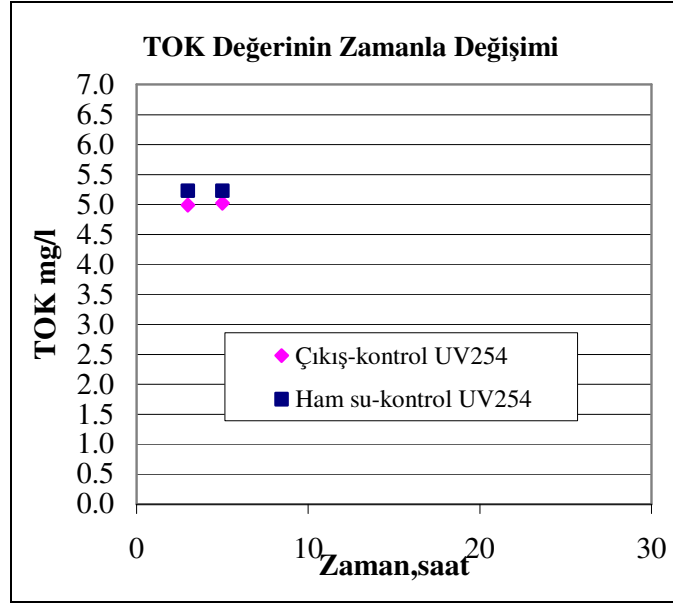
4.1.2.3 Büyükçekmece göl suyunda yürütülen çalışmalar

a-) Kontrol Deneyi

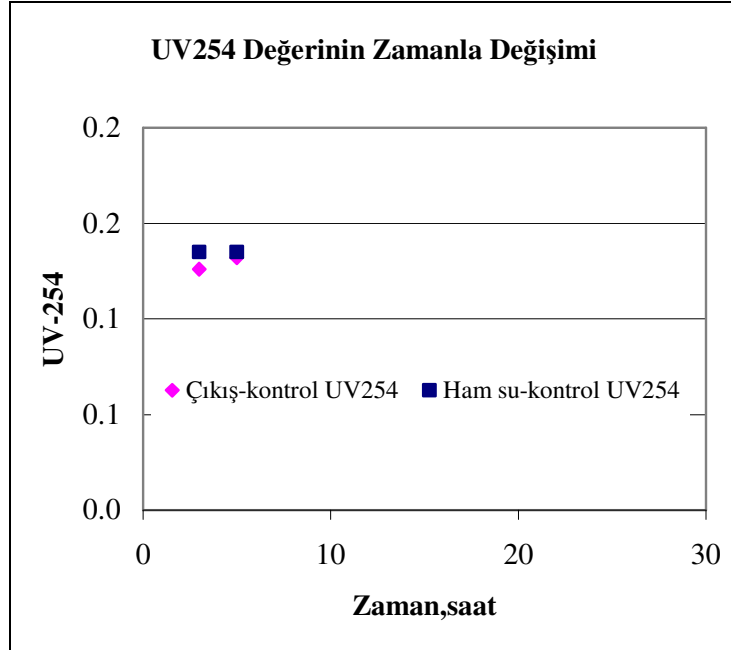
Transmembran basıncında başlangıçta saat 50 mbarlık artış görülmüştür ve 10. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 15. saate kadar 30 mbarlık bir artış daha gerçekleştirilerek toplamda 80 milibara ulaşmıştır. (Şekil 4.85) %5' lik TOK giderim verimi elde edilirken, UV₂₅₄ giderim verimleri başlangıçta %20' iken deney sonunda %15'e kadar düşmüştür. (Şekil 4.88)



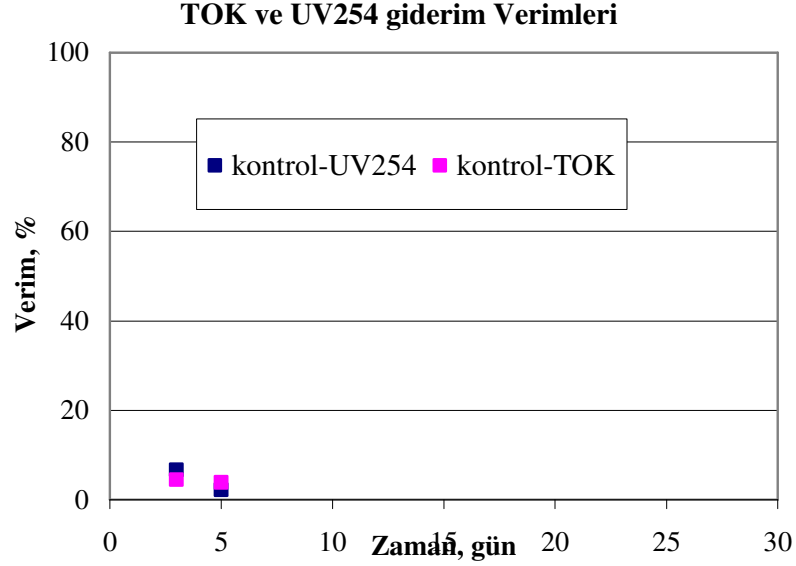
Şekil 4. 85 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde transmembran basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 86 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde TOK değerinin zamanla değişimi



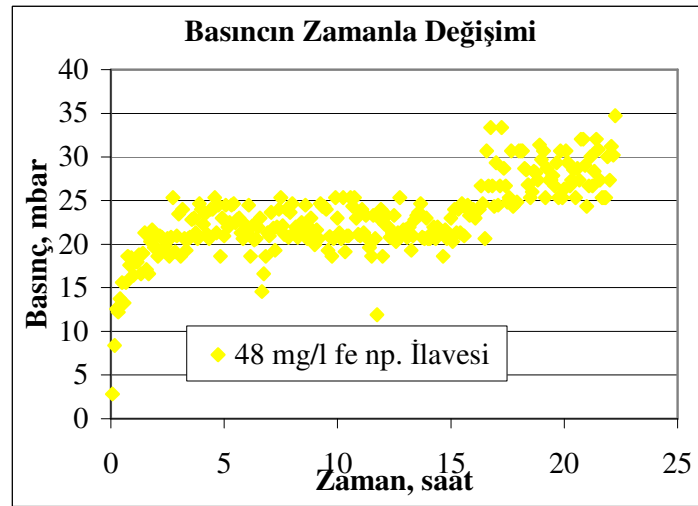
Şekil 4. 87 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde UV254 değerinin zamanla değişimi



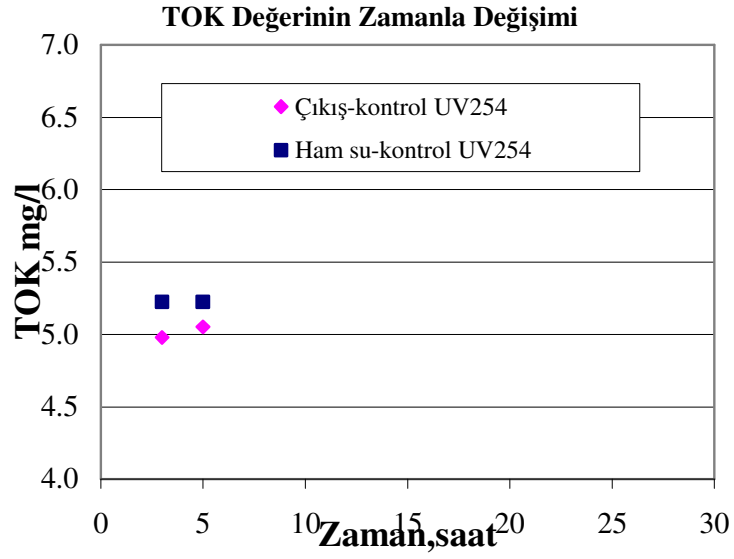
Şekil 4. 88 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol deneyinde TOK ve UV254 giderim verimlerinin zamanla değişimi

b-) 48 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

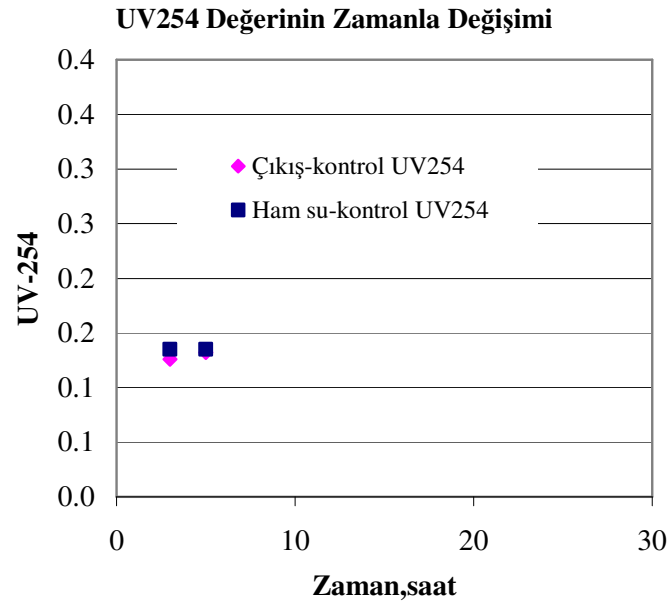
Transmembran basıncında başlangıçta 25 mbarlık artış görülmüştür ve 15. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 25. saate kadar 10 mbarlık bir artış daha gerçekleştirilerek toplamda 35 milibara ulaşmıştır. (Şekil 4.89). %5' lik TOK giderim verimi, Fe nanopartikülü ilavesi ile %10 seviyesine yükselmiştir, UV₂₅₄ giderim verimi %10 seviyelerindedir. (Şekil 4.90)



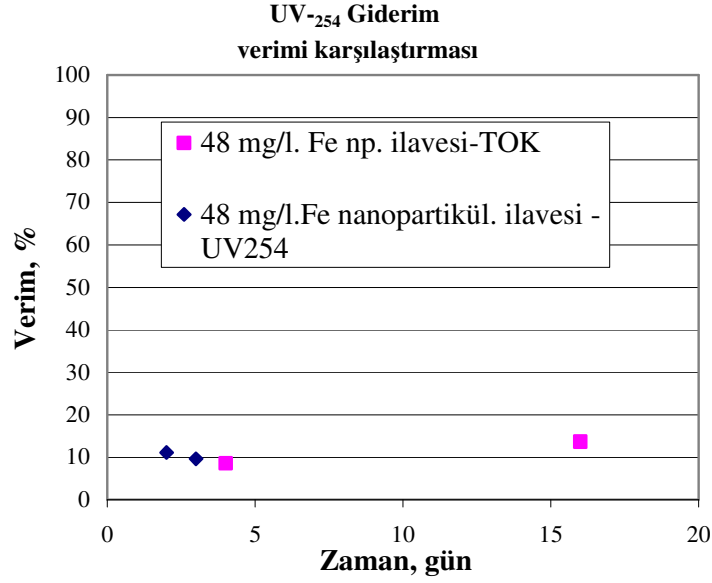
Şekil 4. 89 : Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 90 : Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK değerinin zamanla değişimi.



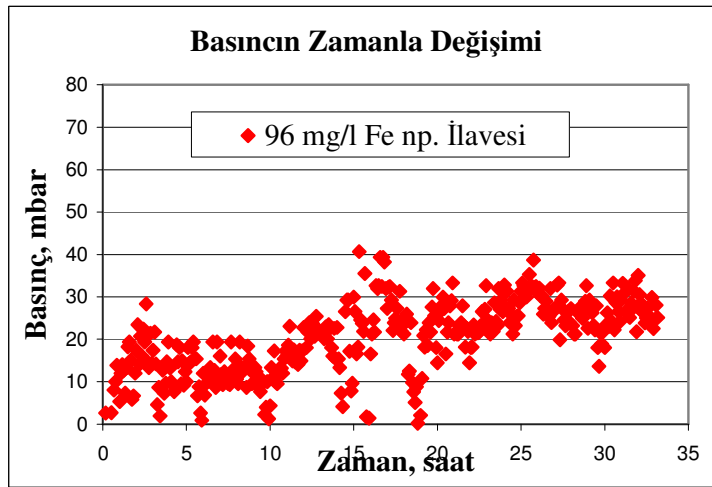
Şekil 4. 91 : Büyükçekmece göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV254 değerinin zamanla değişimi



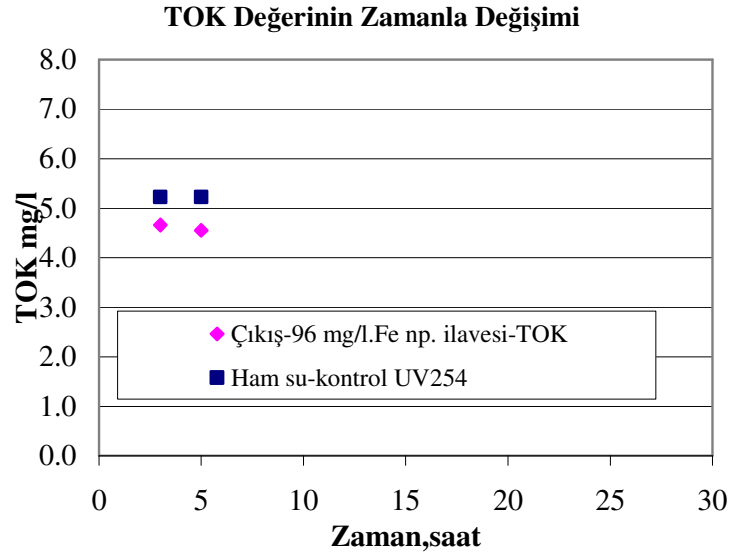
Şekil 4. 92: Büyükçekmece Göl suyunda, 48 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması

c-) 96 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

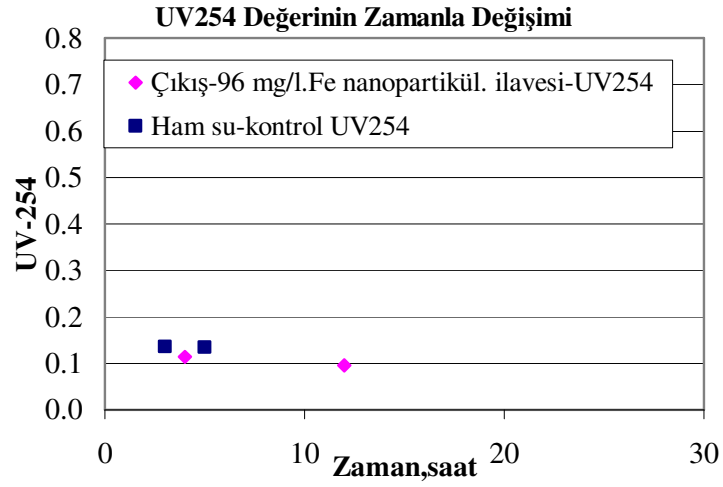
Transmembran basıncında başlangıçta 20 mbarlık artış görülmüştür ve 15. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 25. saate kadar 10 mbarlık bir artış daha gerçekleştirilerek toplamda 30 milibara ulaşmıştır. (Şekil 4.93). %5' lik TOK giderim verimi, Fe nanopartikülü ilavesi ile ancak %10'un üzerine çıkabilmiştir. UV₂₅₄ giderim verimi %20 'nin üzerindedir. (Şekil 4.96)



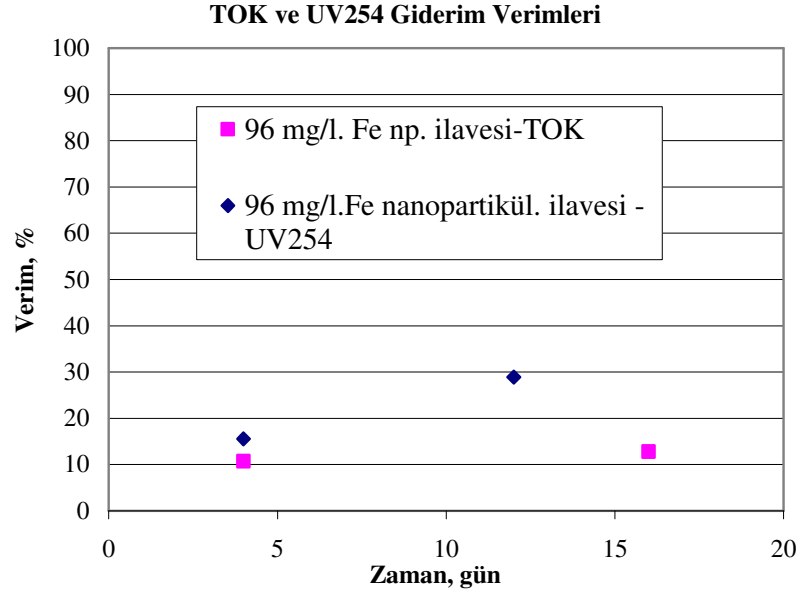
Şekil 4. 93: Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 94: Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK değerinin zamanla değişimi



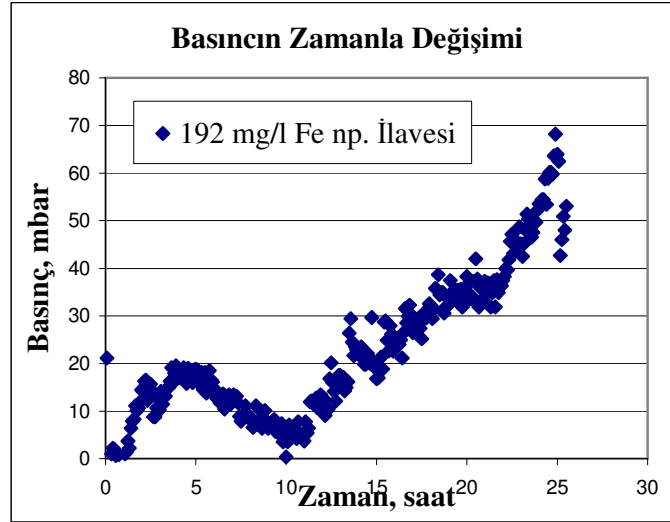
Şekil 4. 95: Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV254 değerinin zamanla değişimi



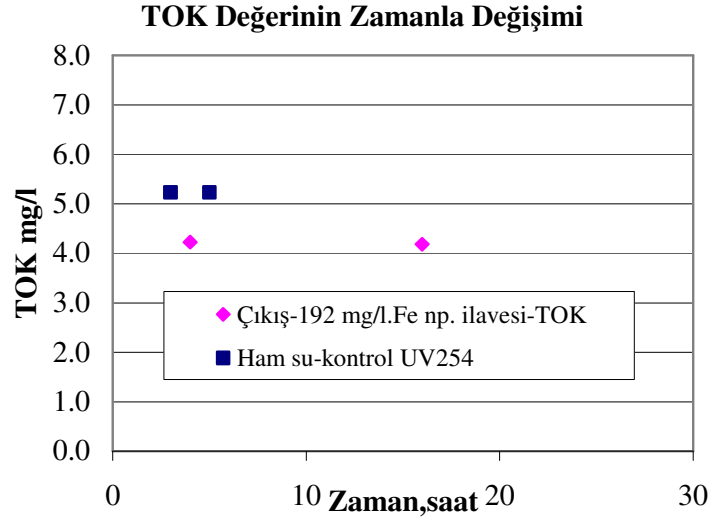
Şekil 4. 96: Büyükçekmece göl suyunda, 96 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması

d-) 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi

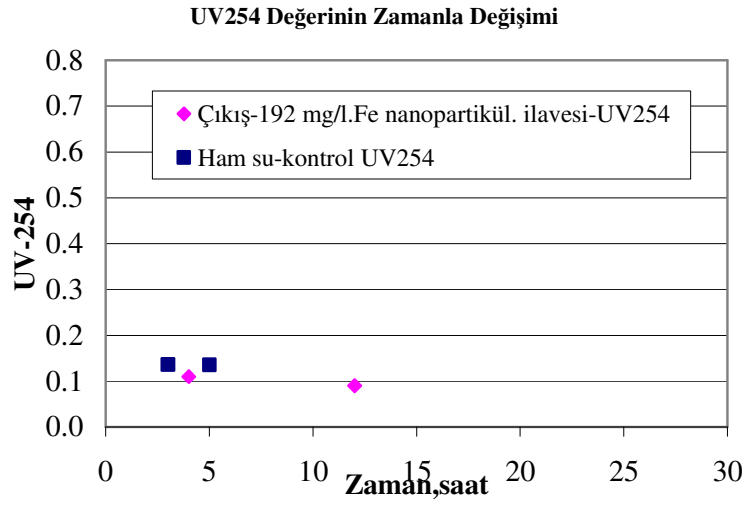
Transmembran basıncında başlangıçta 20 mbarlık artış görülmüştür ve 10. saatten sonra tekrar yükselmeye başlayarak 40 mbar değerine kadar ulaşmıştır. (Şekil 4.97). %5' lik TOK giderim verimi, Fe nanopartikülü ilavesi ile %20 seviyesine yükselmiştir. UV₂₅₄ giderim verimi %20 'nin üzerindedir. (Şekil 4.100)



Şekil 4. 97 : Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde transmembran basıncının zamanla değişimi

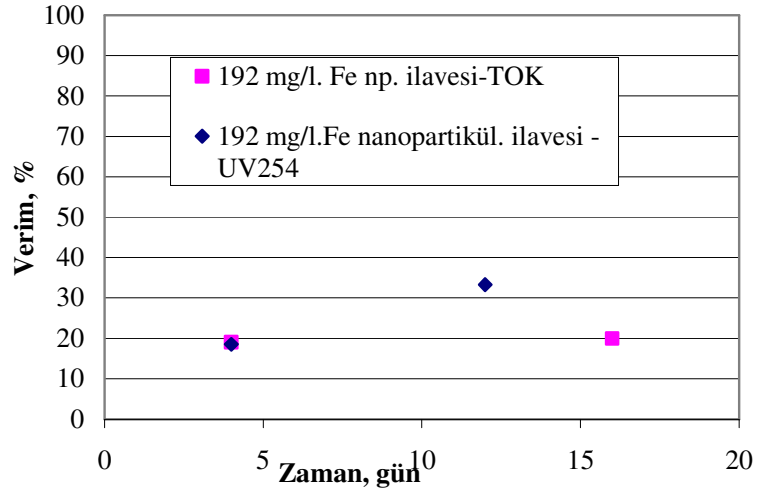


Şekil 4. 98 : Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 99 : Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde UV254 değerinin zamanla değişimi

TOK ve UV₂₅₄ Giderim Verimleri

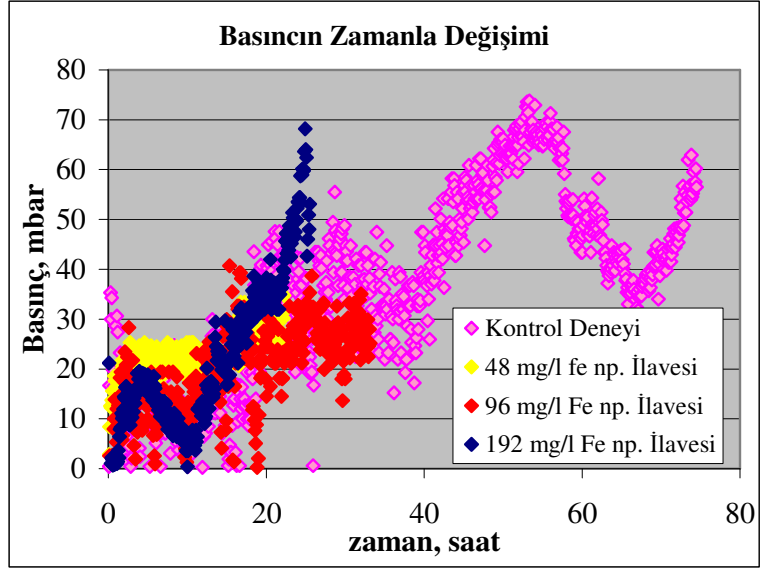


Şekil 4. 100 : Büyükçekmece göl suyunda, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilave edilen deneyde TOK ve UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması zamanla değişimi

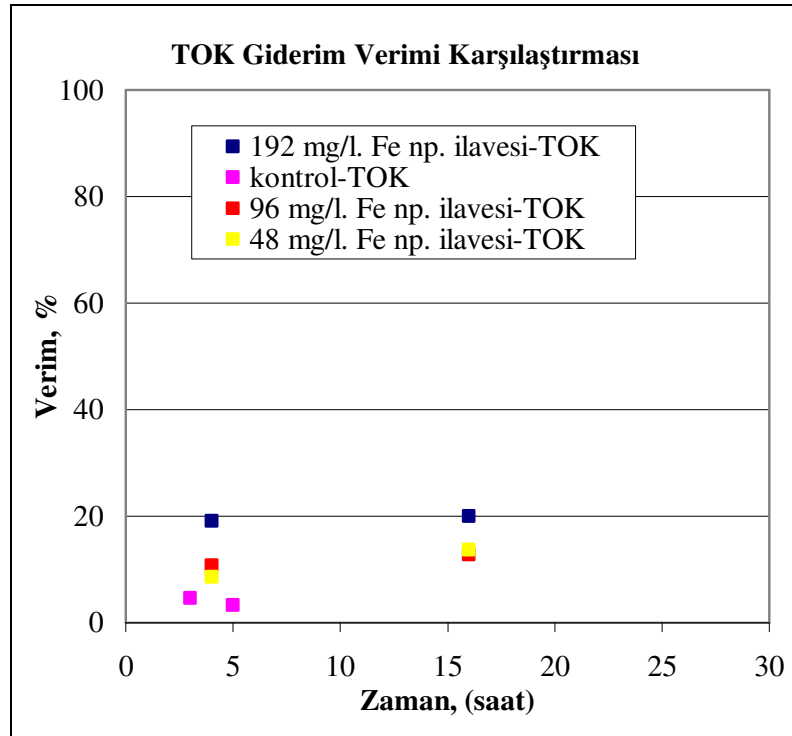
e-) Farklı Fe nanopartikülü konsantrasyonlarında yapılan çalışmaların karşılaştırılması

Reaktör içerisine, 3 farklı dozda ilave edilen Fe nanopartikülünün TMB artışını azaltıcı etkisi görülmektedir. Düşük dozda Fe np. İlavesi sonucu elde edilen sonuçlar, deney başlangıcında kontrol deneyindeki sonuçlar ile benzerlik gösterirken, deney sonlarına doğru, membran tıkanmasını azaltıcı etkisi belirgin seviyelere ulaşmış ve TMB yükselişi durmuş, sabit seyretmiştir.

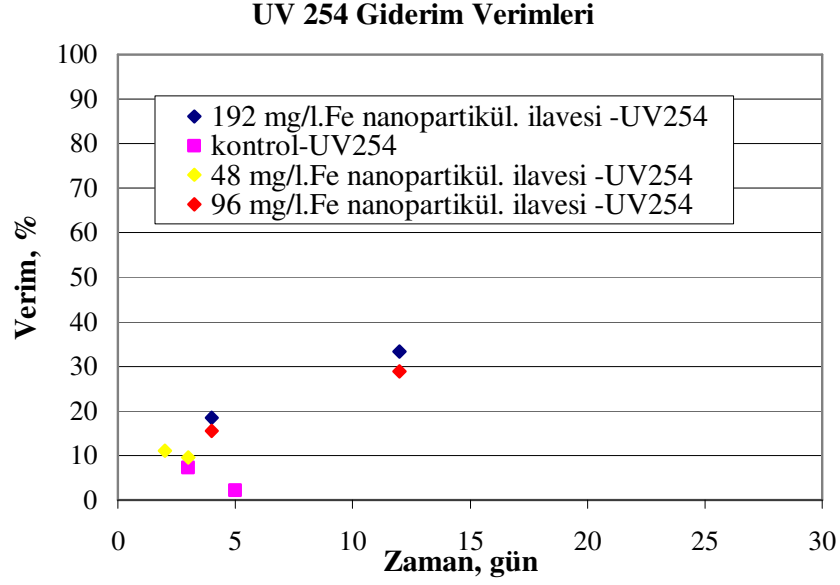
96 mg/l Fe np. İlavesinin, TMB artışını minimize etmek amacıyla ilave edilebilecek optimum doz olduğu sonucuna ulaşılmıştır. 192 mg/l Fe np. İlavesi koşulunda, demir nanopartiküllerinin membran tıkanmasını azaltıcı etkisinin yanında, deneyin başlangıç periyodunun ardından, hümitik madde ve demir nanopartiküllerinden oluşan kek tabakasındaki gözeneklere adsorpsiyonu sonucu TMB artış devam etmektedir.



Şekil 4. 101 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması



Şekil 4. 102 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması



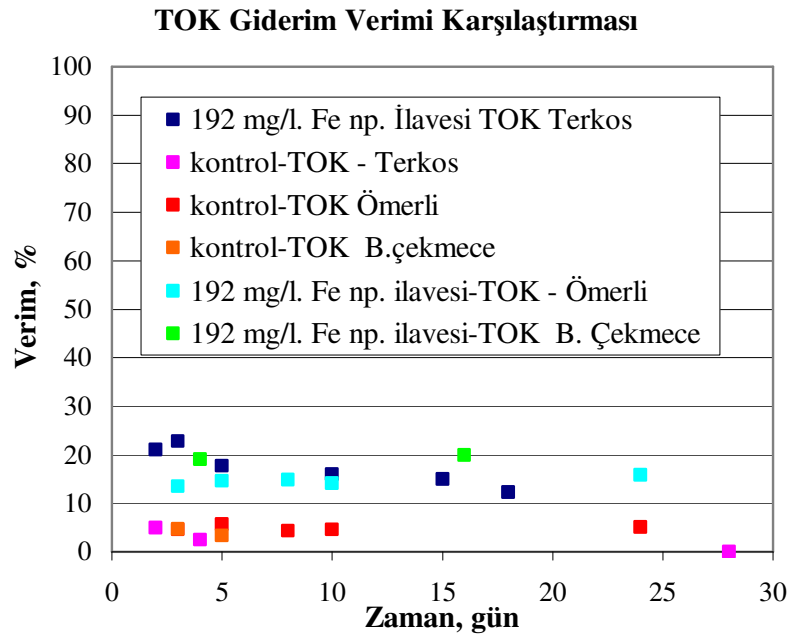
Şekil 4. 103 : Büyükçekmece göl suyunda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda UV254 giderim verimlerinin karşılaştırılması

4.1.2.4 Farklı göllerde yapılan çalışmaların giderim verimlerinin karşılaştırılması

Genellikle alifatik yapıların aromatik yapılara göre daha baskın olarak bulunduğu göl sularında yürütülen çalışmalar neticesinde, kontrol deneyleri ve Fe nanopartikülü ilavesi koşulunda yürütülen deneylerde elde edilen TOK ve UV₂₅₄ giderim verimleri karşılaştırılmıştır.

a-) Terkos, Ömeri ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen TOK giderim verimlerinin karşılaştırması

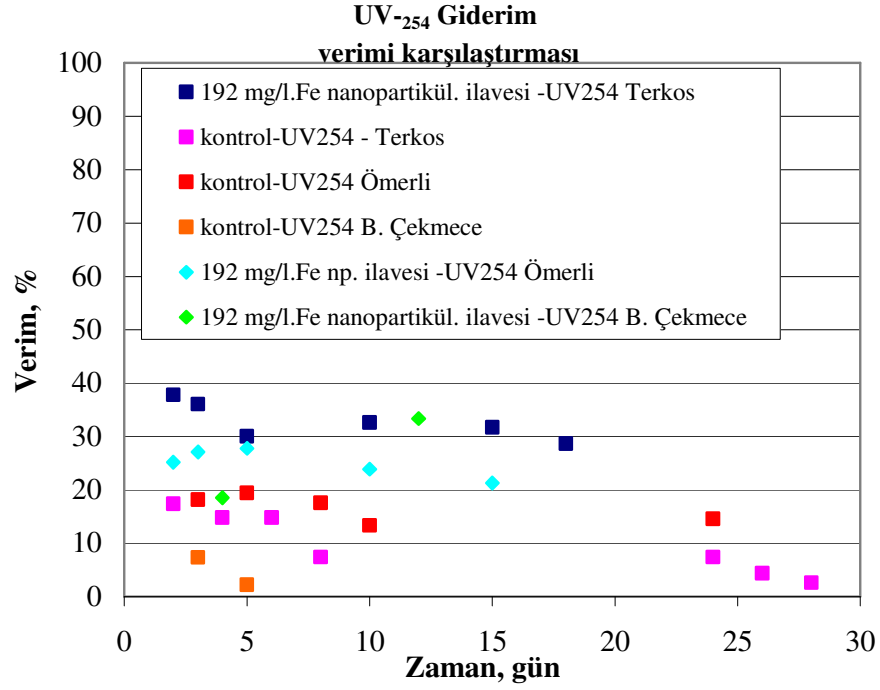
Sonuçlarda görüldüğü gibi Fe nanopartikülü ilavesinin TOK giderim verimine olan olumlu etkisi bütün göllerde benzer seviyelerde seyretmiştir. Normal koşullarda çok düşük olan TOK giderim verimi Fe nanopartikülü ilavesi ile %20 giderim aralığına kadar yükselebilmektedir. Fe nanopartikülü ilavesi ile %15'in altına inmeyen bir TOK giderim veriminden bahsetmek mümkündür.



Şekil 4. 104 : Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen TOK giderim verimleri

b-) Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırması

Fe nanopartikülünün UV254 giderim verimini artırıcı etkisi de, TOK giderim veriminde elde edilen seviyelerdedir. Ortalama %15 olan UV254 giderim verimini ortalama %30' a kadar yükseltmiştir.



Şekil 4. 105 : Terkos, Ömerli ve Büyükçekmece göllerinde elde edilen UV254 giderim verimleri

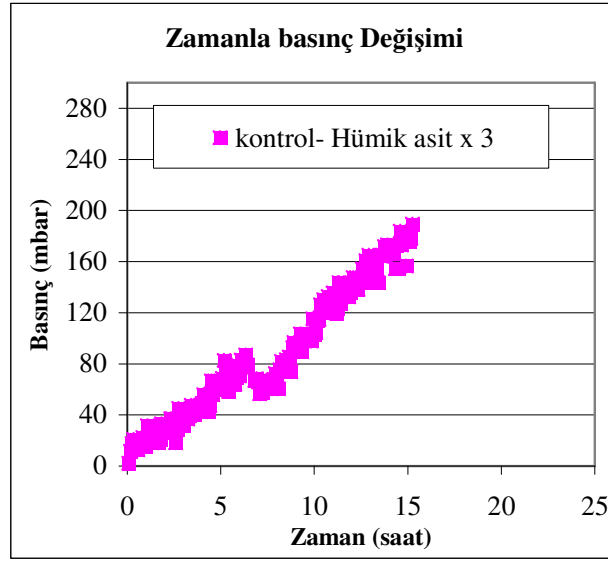
4.2 Karbon Nanotüpü ile Yürütülen Çalışmalar

4.2.1 Sentetik suda yürütülen çalışmalar

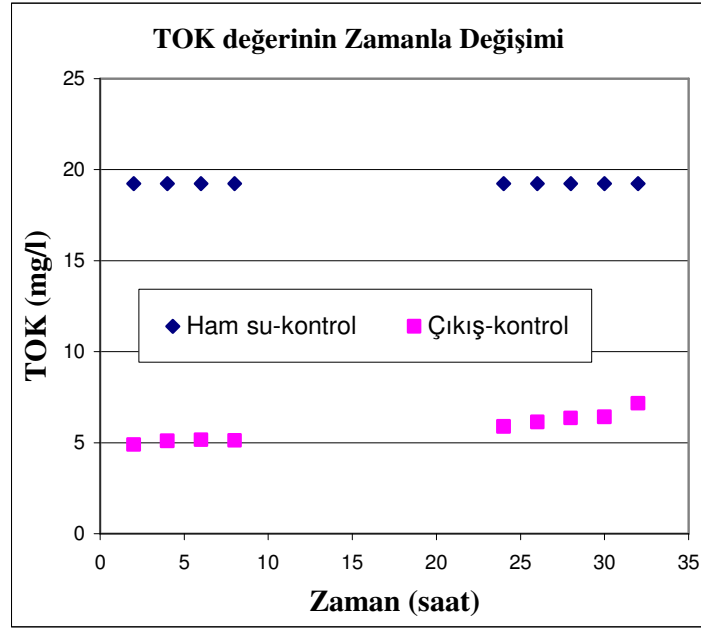
4.2.1.1 19,2 mg/l TOK değerine sahip sentetik suda yürütülen çalışmalar

a-) Kontrol Deneyi

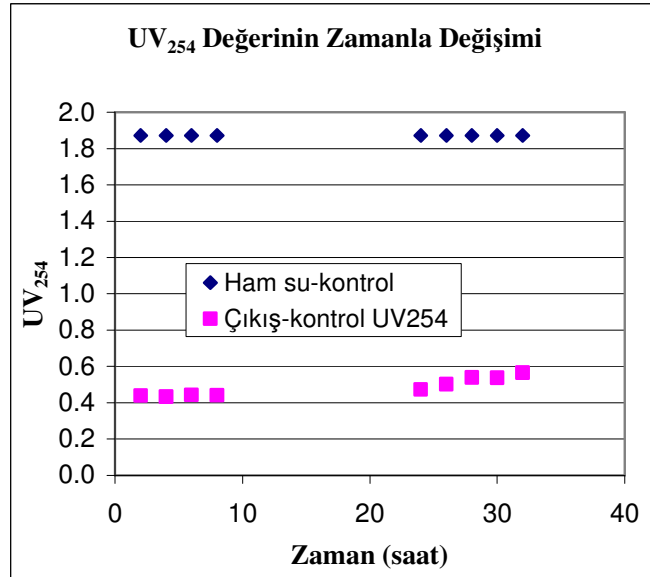
Transmembran basıncında başlangıçta saat 50 mbarlık artış görülmüştür ve 10. saat seviyelerine kadar sabit kalmıştır daha sonra 15. saate kadar 30 mbarlık bir artış daha gerçekleştirilerek toplamda 80 milibara ulaşmıştır. (Şekil 4.106) %5' lik TOK giderim verimi elde edilirken, UV₂₅₄ giderim verimleri başlangıçta %20' iken deney sonunda %15'e kadar düşmüştür. (Şekil 4.109)



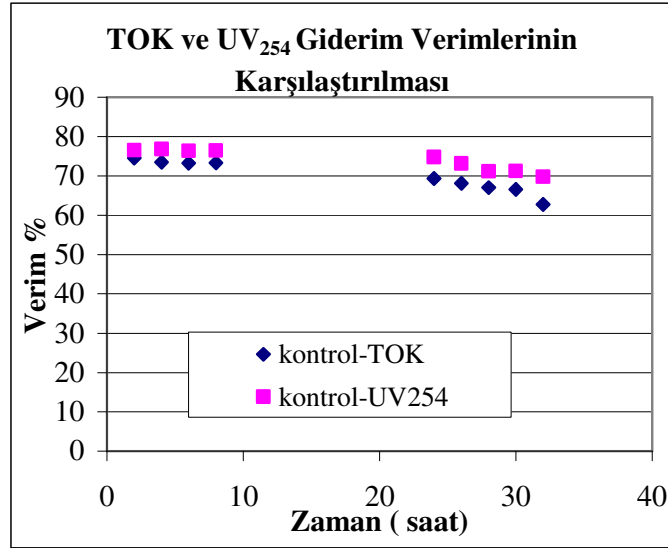
Şekil 4. 106 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait membran vakum basıncındaki artış.



Şekil 4. 107 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait TOK değerlerinin zamanla değişimi



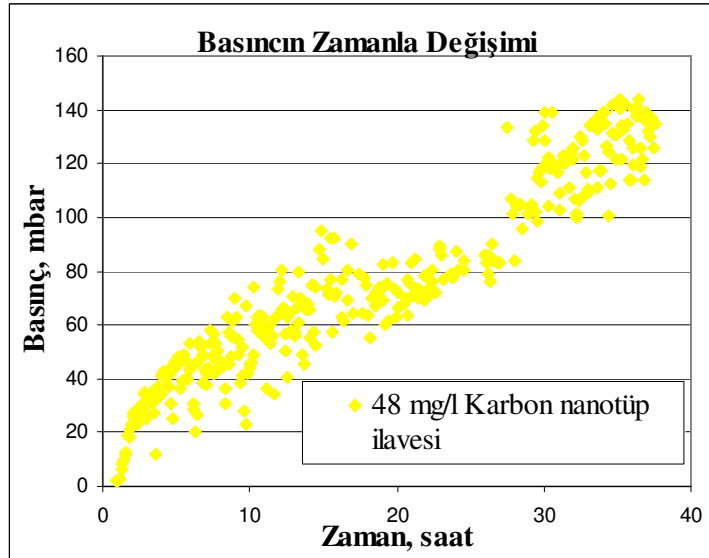
Şekil 4. 108 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.



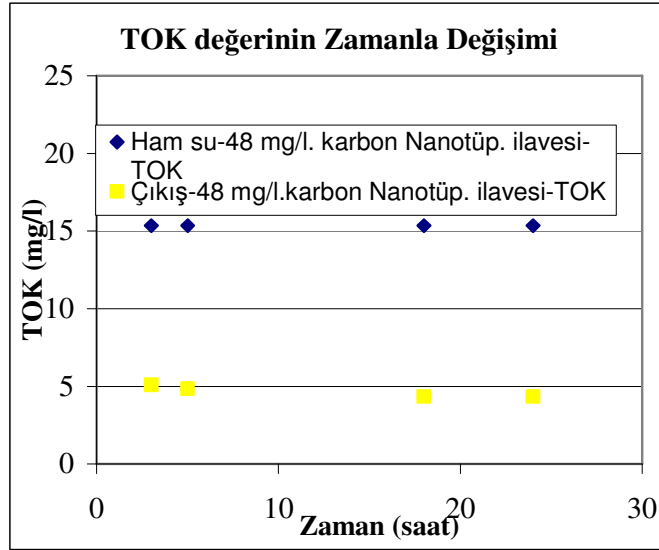
Şekil 4. 109 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol deneyine ait UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması

b-) 48 mg/l Karbon Nanotüpü ilavesi

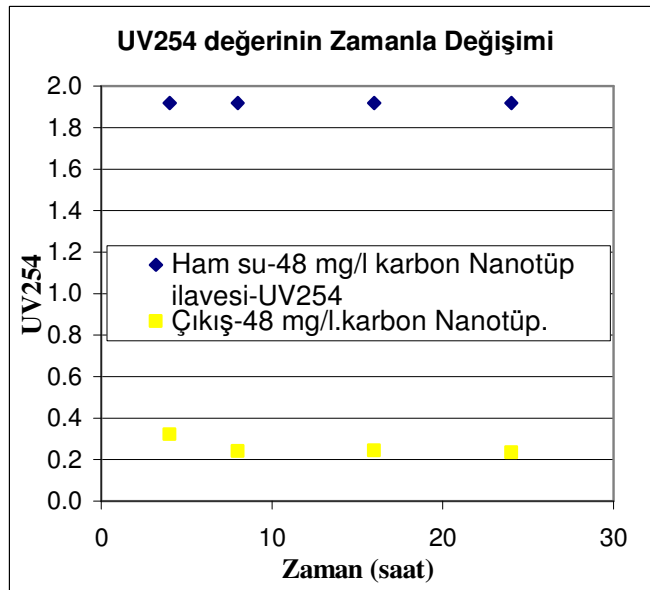
Transmembran basıncında ilk 15 saat sonunda 70 mbarlık transmembran basıncı artışı 25 saat sonunda maksimum 80 mbar, deney sonunda ise değerine kadar yükselmiştir. (Şekil 4.110). TOK giderim verimi %70 seviyelerindedir. UV₂₅₄ giderim verimi deney süresince %85-90 aralığındadır. (Şekil 4.113)



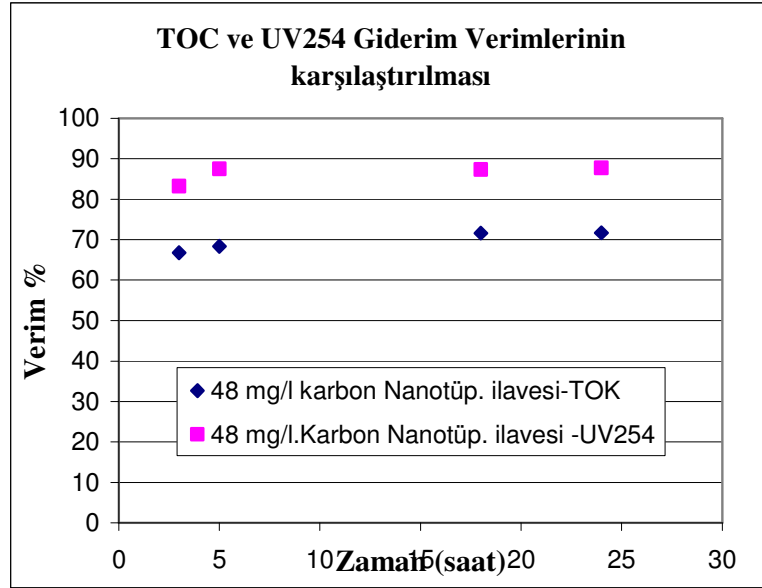
Şekil 4. 110 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 48 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi.



Şekil 4. 111 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, koşulda 48 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 112 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 48 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi

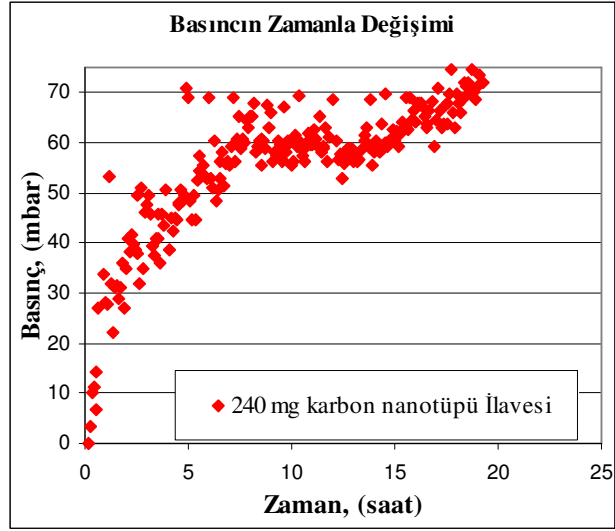


Şekil 4. 113 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 48 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.

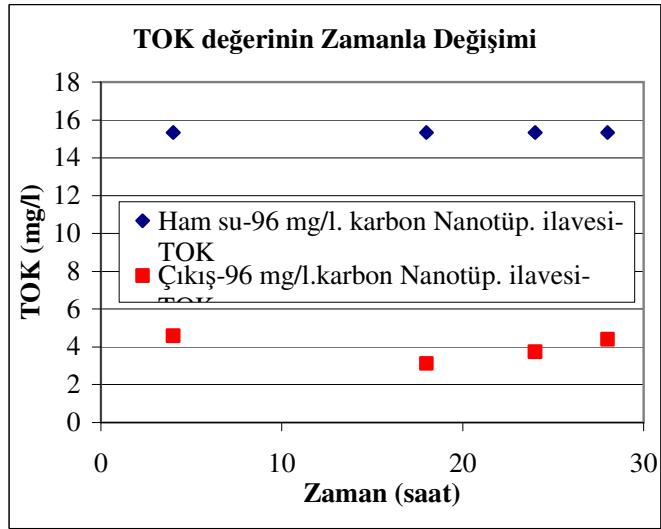
b-) 96 mg/l Karbon Nanotüpü ilavesi

Transmembran basıncında ilk 15 saat sonunda 60 mbarlık transmembran basıncı artışı 20 saat sonunda maksimum 70 mbara kadar yükselmiştir. (Şekil 4.114)

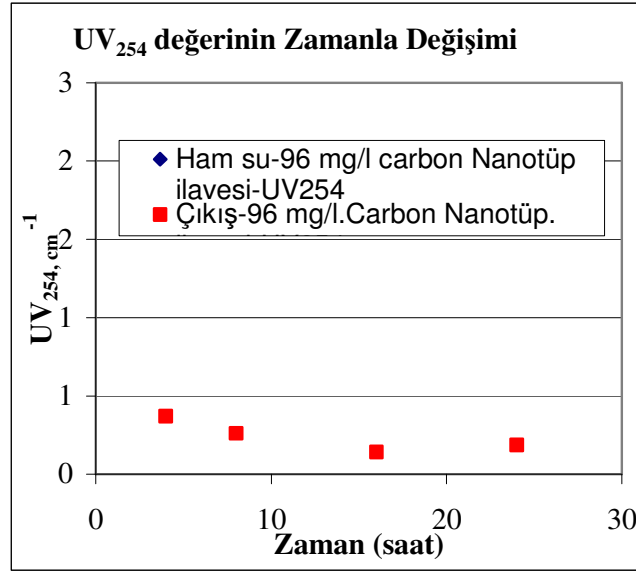
TOK giderim verimi deney başlangıcında %70 iken deney sonuna doğru %75' e yaklaşmıştır . UV₂₅₄ giderim verimi deney başlangıcında %85'in üzerinde iken deney sonunda %90' ın üzerine çıkmıştır. (Şekil 4. 117)



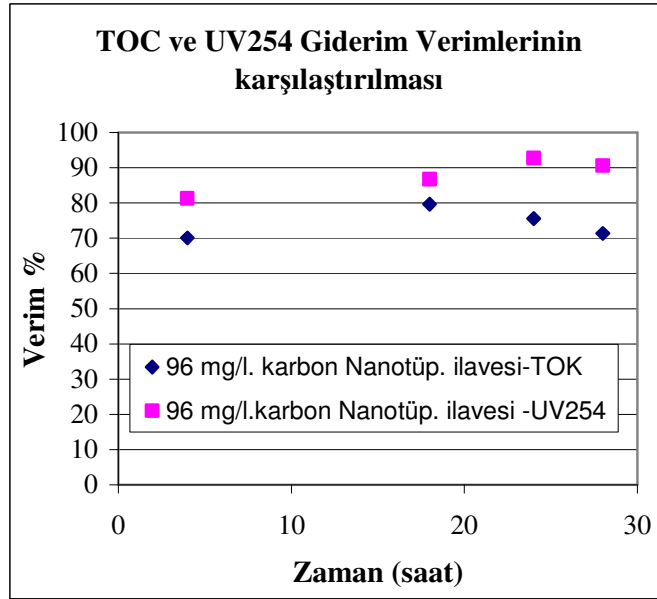
Şekil 4. 114 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 115 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



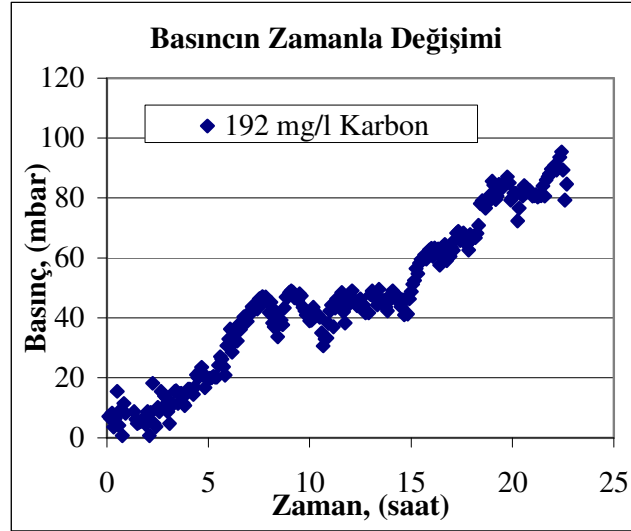
Şekil 4. 116 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV_{254} değerinin zamanla değişimi



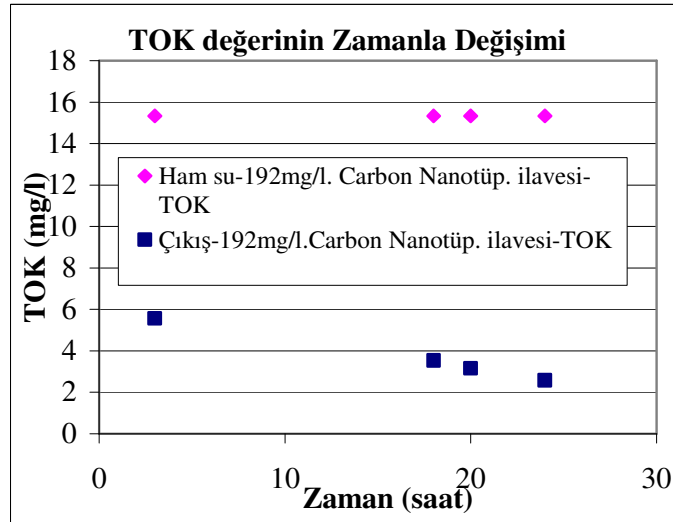
Şekil 4. 117 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 96 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada UV_{254} ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması

c-) 192 mg/l Karbon Nanotüpü ilavesi

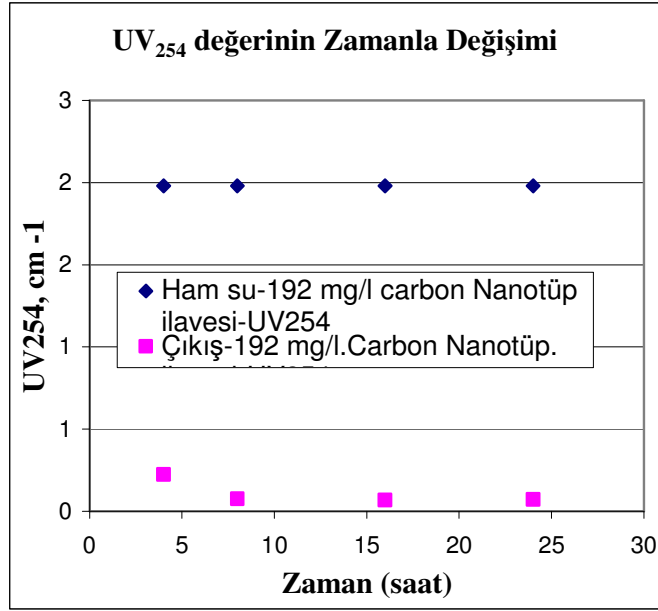
15 saat sonunda 40 mbarlık transmembran basıncı artışı, 20 saat sonunda maksimum 75 mbara kadar yükselmiştir. (Şekil 4.118). TOK giderim verimi deney başlangıcında %70 seviyelerinde iken deney sonuna doğru %80' e yaklaşmıştır . UV₂₅₄ giderim verimi deney başlangıcında %90'ın üzerinde iken deney sonunda %95' in üzerine çıkmıştır. (Şekil 4. 121)



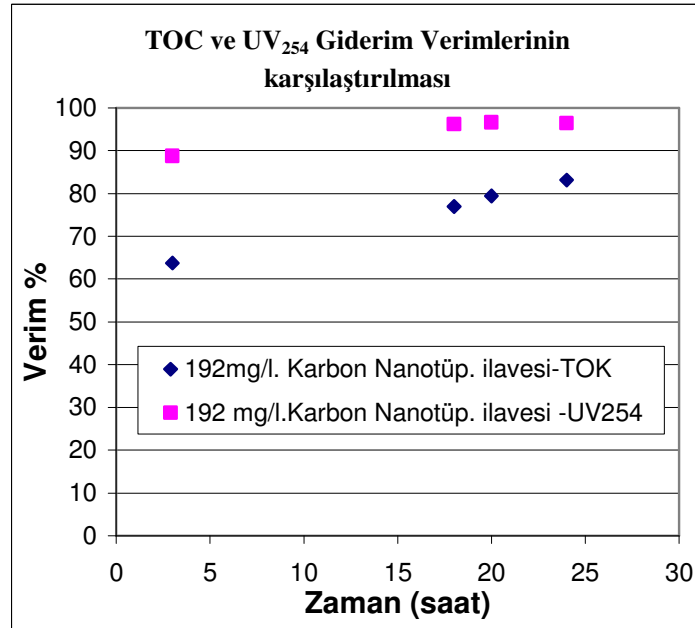
Şekil 4. 118 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada membran vakum basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 119 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmada TOK değerlerinin zamanla değişimi.



Şekil 4. 120 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpi ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ değerlerinin zamanla değişimi.

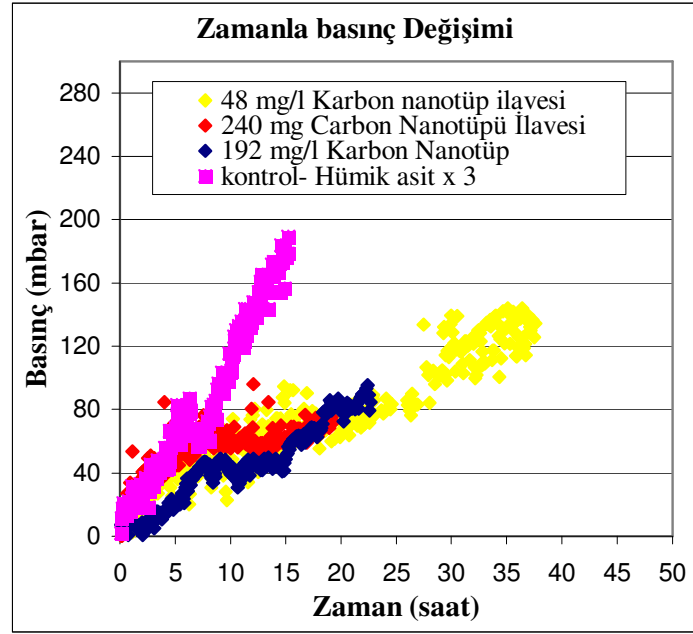


Şekil 4. 121 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, 192 mg/l karbon nanotüpi ilavesi yapılan çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim verimlerinin karşılaştırması.

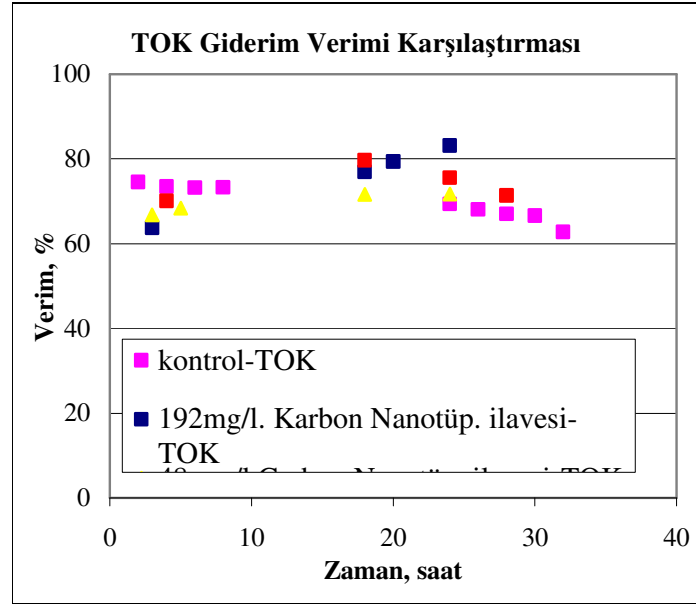
d-) Farklı Karbon nanotüpü konsantrasyonlarında yürütülen çalışmaların karşılaştırılması

Aşağıda sırasıyla, üç ayrı karbon nanotüp konsantrasyonunda yapılan deneylerde elde edilen sonuçlarda, karbon nanotüp konsantrasyonunun etkisi karşılaştırılmıştır. Tüm deneylerde ham sudaki TOK değerleri ortalama 19 mg/l, UV_{254} adsorbans değerleri 1.87 cm^{-1} civarında seyretmiştir. Karbon nanotüpü ilavesinin TOK giderim verimine belirgin bir etkisi olmadığı görülmektedir. Ortalama %70-75 olan TOK giderimi oranları karbon nanotüpü ilavesi ile %75-80 aralığına kadar yükselmiştir. Karbon nanotüpü ilavesinin özellikle UV_{254} giderim verimini arttırdığı görülmektedir. %70-75 aralığında olan UV_{254} giderim verimi, karbon nanotüpü ilavesinin 192 mg/l konsantrasyonunda yapıldığı koşulda %95' in üzerine çıkmıştır. (Şekil 4.123 - Şekil 4.124) Bunun sebebi karbon nanotüplerin özellikle aromatik yapıdaki hidrokarbonların adsorpsiyonunda yüksek verim sağlamasıdır. 254 dalga boyunda yapılan ölçümlerde spesifik olarak aromatik hidrokarbonların UV adsorbansı üzerinde durulmuştur.

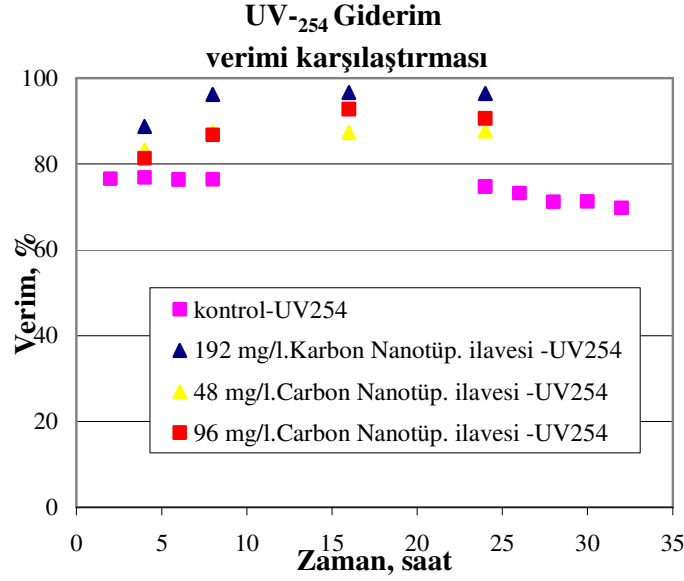
Ayrıca karbon nanotüpü konsantrasyonu arttırıldıkça transmembran basıncı artışı da gittikçe azalmıştır. Kontrol deneyinde 15 saatlik süre sonunda 180 mbar seviyesinde bir artış gözlenirken, karbon nanotüpü ilavesinin konsantrasyonu arttırıldıkça bu değer 15 saat sonunda 45 mbar' a kadar düşmüştür. Bunun sebebi, ilave edilen karbon nanotüpü miktarının artmasıyla organik madde gideriminin artmasıdır. (Şekil 4.122) Fakat organik madde giderimi, TOK giderim sonuçlarına direk olarak yansımamıştır. Bu durumda yüksek UV_{254} giderim verimi göz önünde bulundurularak, membran tıkanmasında ana faktörlerden birinin aromatik hidrokarbonlar olabileceği ve karbon nanotüpü ilavesi ile artan UV_{254} giderim verimi neticesinde, membran tıkanmasının minimum seviyeye indirildiği sonucuna varılmıştır.



Şekil 4. 122 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda basınç artışlarının karşılaştırılması.



Şekil 4. 123 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen TOK giderim verimlerinin karşılaştırılması.

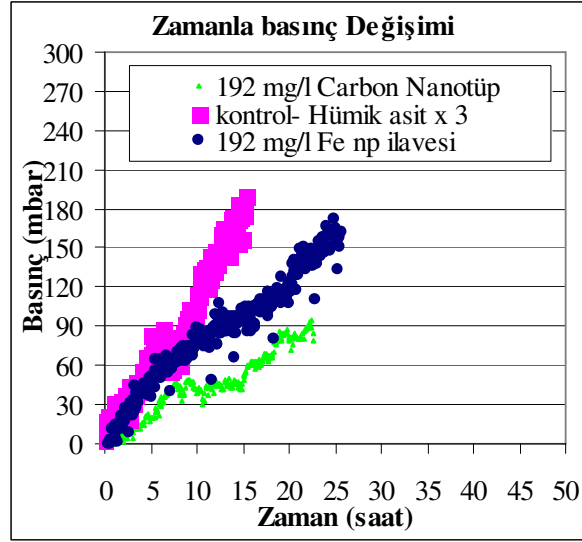


Şekil 4. 124 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda, kontrol membranı ve 48 mg/l, 96 mg/l, 192 mg/l karbon nanotüpü ilavesi yapılan çalışmalarda elde edilen UV₂₅₄ giderim verimlerinin karşılaştırılması.

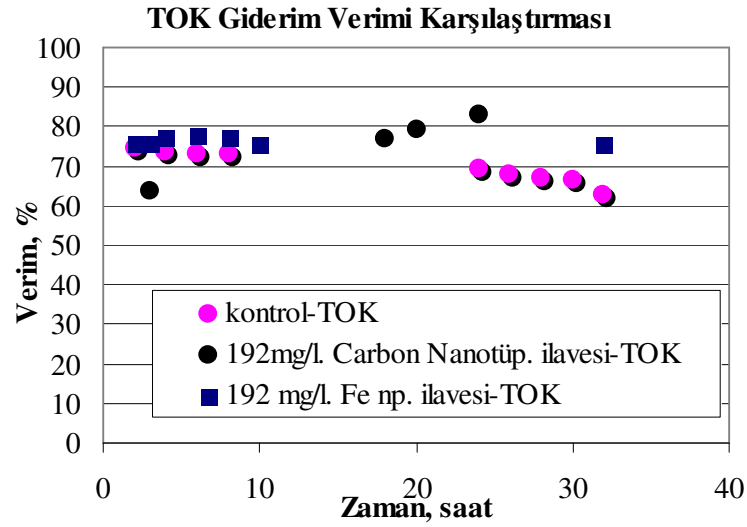
e-) Karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi ile yürütülen çalışmaların sonuçlarının karşılaştırılması

Karbon nanotüpü kullanılan çalışmanın sonuçlarına göre, Fe nanopartikülü ilavesi koşulunda elde edilen TMB değerlerinin yarıya düştüğü görülmektedir. Membran kirlenmesini azaltıcı bu etki, karbon nanotüplerinin özellikle aromatik yapıdaki maddeleri adsorplama kapasitesinin Fe nanopartiküllerine göre yüksek olmasından kaynaklanmaktadır.

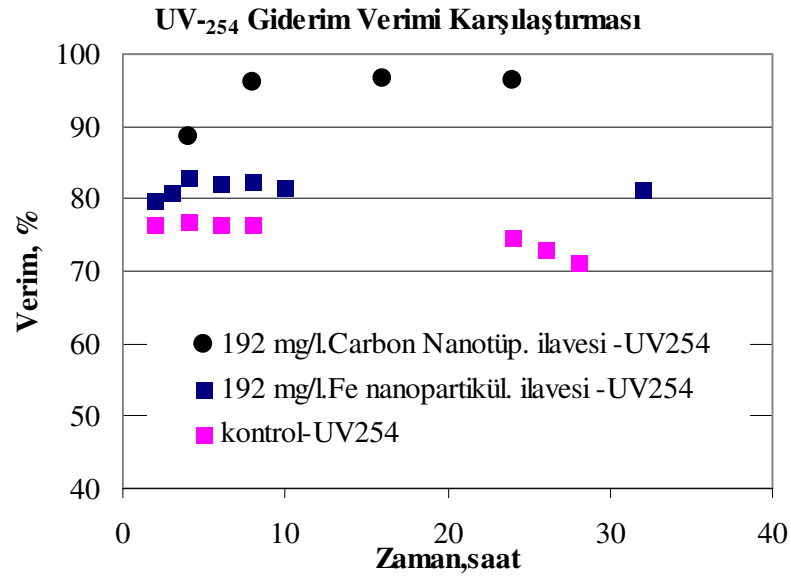
Karbon nanotüpünün aromatik yapıdaki organik maddeleri adsorplama kapasitesinin yüksek olması organik madde giderimi sonuçlarına da yansımıştır. Özellikle aromatik yapıdaki organik maddelerin varlığının bir göstergesi olan UV₂₅₄ absorbans parametresi sonuçlarına baktığımızda, %90'ın üzerinde %100' e yaklaşan seviyelerde UV₂₅₄ giderim verimi elde edilmiştir.



Şekil 4. 125 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TMB değerlerinin karşılaştırması



Şekil 4. 126 : 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda TOK giderim verimlerinin karşılaştırması



Şekil 4. 127 19,2 mg/l TOK içeren sentetik suda 192 mg/l karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi yapılan çalışmalarda UV254 giderim verimlerinin karşılaştırması

4.2.2 Ömerli göl suyunda yürütülen çalışmalar

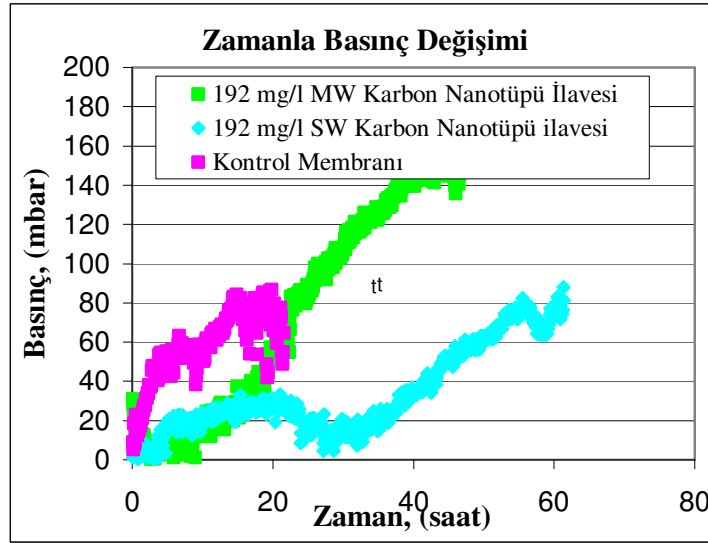
a-) Kontrol Deneyi

Ömerli göl suyunda yapılan kontrol deneyi sonuçları, SW ve MW karbon nanotüpü ile yapılan deneyler kısmında verilmiş ve değerlendirilmiştir. (Şekil 4.67 -70)

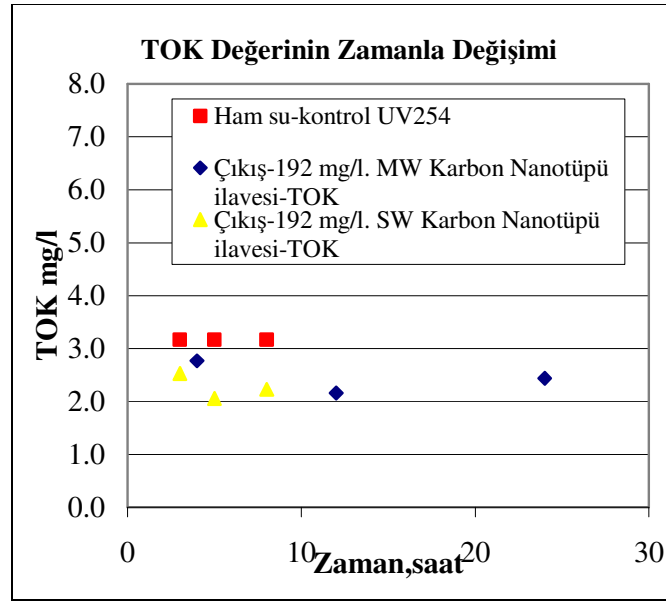
b-) Kontrol deneyi ile 192 mg/l MW ve SW karbon nanotüpü ilavesinin etkilerinin karşılaştırması

Kontrol deneyinde ilk 10 saatlik periyotta oluşan 60 mbarlık basınç artışına karşılık, her iki karbon nanotüpünün ilavesi durumunda da bu değer %70 seviyelerinde daha azdır ve 20 mbar seviyelerindedir. (Şekil 4.128)

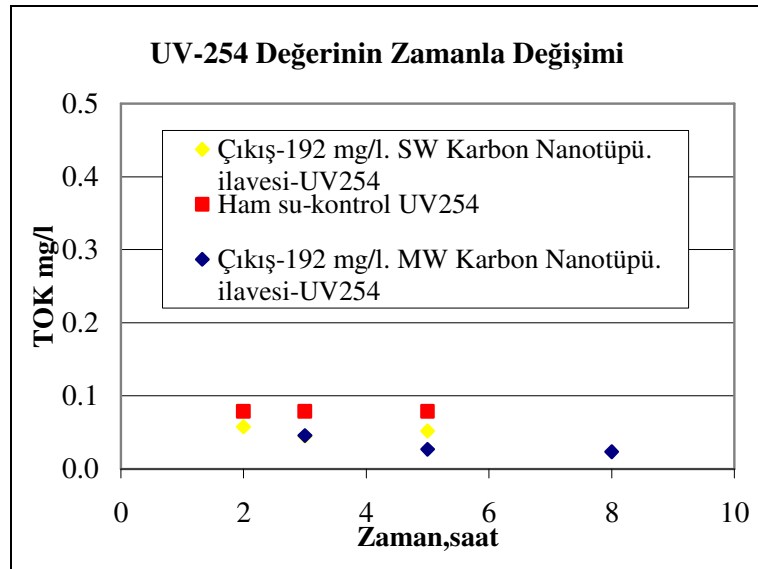
Kontrol deneyinde %5 seviyelerinde olan TOK giderim verimi karbon nanotüpü ilavesi ile ortalama %25 seviyelerine yükselmiştir. UV₂₅₄ giderim verimi ise %20' den ortalama %40' a yükselmiştir. (Şekil 4.132 – 4.134) TOK ve UV₂₅₄ giderim verimlerindeki bu yükselişin sebebi, karbon nanotüpünün özellikle aromatik yapıda organik maddeleri yüksek oranda adsorplamasıdır. Aromatik yapıları adsorplamada MW karbon nanotüplerinin daha başarılı olduğu görülmektedir.



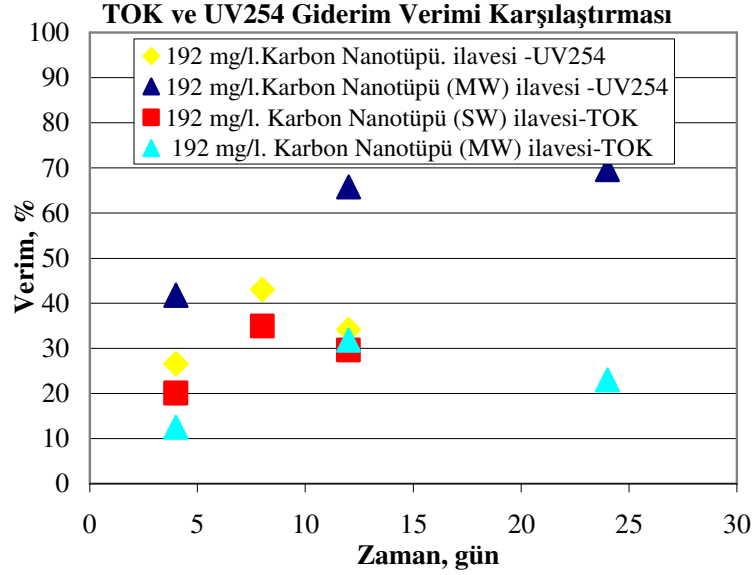
Şekil 4. 128 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada membran basıncının zamanla değişimi



Şekil 4. 129 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada TOK değerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 130 Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ değerinin zamanla değişimi



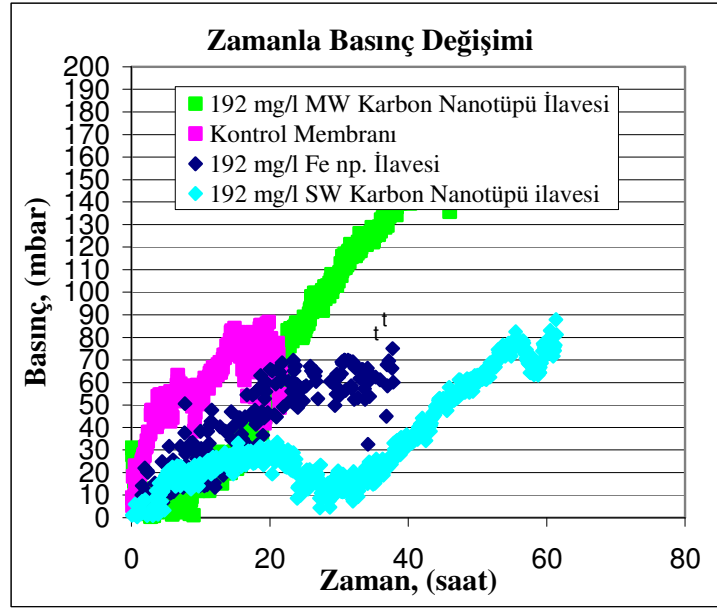
Şekil 4. 131 : Ömerli göl suyunda, 192 mg/l karbon nanotüpü ilave edilen çalışmada UV₂₅₄ ve TOK giderim veriminin karşılaştırılması.

d-) Karbon nanotüpü ve Fe nanopartikülü ilavesi ile yürütülen çalışmaların sonuçlarının karşılaştırılması

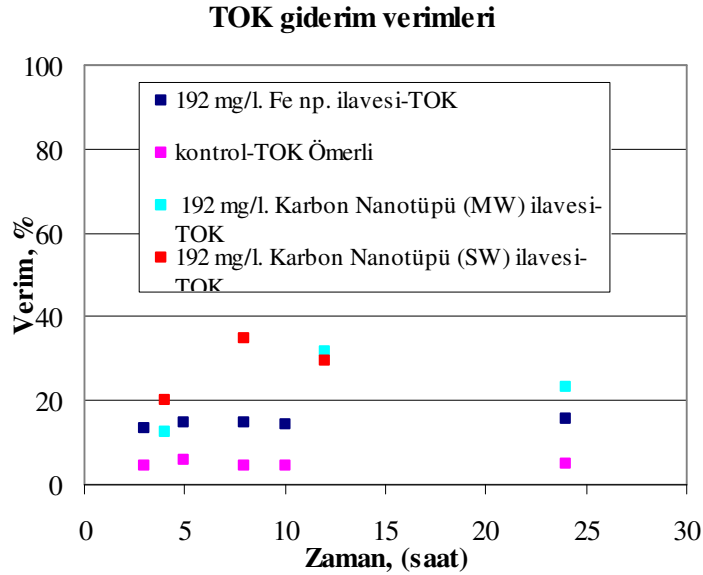
Karbon nanotüpünün, aromatik yapıdaki maddeler için iyi bir adsorban olmasının yanında, alifatik maddeleri adsorplama kapasitesi de yüksektir. Özellikle düşük SUVA değerleri neticesinde, içerisinde alifatik yapıların baskın olduğu sonucuna vardığımız Ömerli göl suyunda yürütülen çalışmalarda, karbon nanotüpü ilavesinin TMB artışını minimize etmede FE nanopartiküllerine göre daha etkili olduğu görülmektedir.

KNT taneciklerinin sudaki düşük moleküler ağırlıklı ve hidrofilik karakterdeki organik yapıları giderme performansı daha yüksek görülmektedir. Alifatik yapıların KNT bünyesindeki gözeneklere nüfuz etmesi, ve farklı fizikokimyasal etkileşimlerden dolayı bu gözeneklere adsorplanması Fe nanotaneciklerine nazaran daha etkin bir şekilde gözlenmiştir.

SW karbon nanotüpler daha küçük boyoutları ve yüzey alanları neticesinde, organik madde gideriminde MW karbon nanotüplerin az da olsa gerisinde kalmıştır fakat membran kirlenmesinin azaltılmasında daha etkili olmuştur.

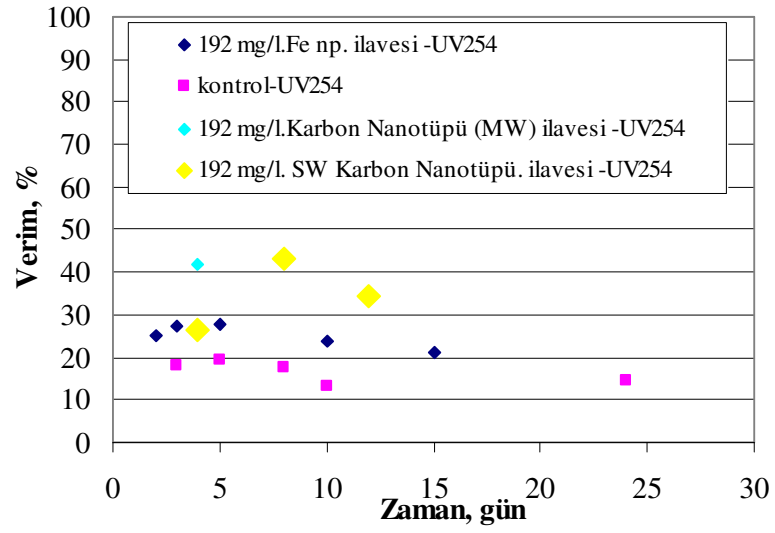


Şekil 4. 132 : Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, 192 mg/l karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin TMB değerlerinin zamanla değişimi



Şekil 4. 133 : Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, mg/l karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin TOK giderim verimlerinin zamanla değişimi

TOK ve UV254 Giderim Verimi Karşılaştırması



Şekil 4. 134 : Ömerli göl suyunda yürütülen, 192 mg/l Fe nanopartikülü ilavesi, 192 mg/l MW ve SW karbon nanotüp ilavesi ve kontrol deneylerinin UV254 giderim verimlerinin karşılaştırması

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Organik madde giderimini ve membran tıkanıklığını azaltmak amacıyla; demir nanopartikülü ve karbon nanotüpü ilavesi ile batık membran sisteminde ayrı ayrı deneyler yürütülmüş, TOK ve UV₂₅₄ giderim verimleri ile vakum basıncındaki artışa bağlı olarak bu yöntemlerin membran tıkanıklığına etkileri incelenmiştir. Bu çalışmalar neticesinde aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır.

5.1 Fe Nanopartikülü ile Yürütülen Çalışmalar

Farklı organik madde konsantrasyonlarında sentetik suda, farklı Fe nanopartikülü dozlarının ilavesi ile yürütülen deneyler sonunda, Fe ilavesinin membran tıkanmasını azaltıcı etkisi olduğu görülmüştür. Yüksek dozda Fe nanopartikülü ilavesi durumunda, membran filtrasyonunun başlangıç periyodunda karşılaşılan kirlenmenin daha uzun sürede gerçekleşmesini sağladığı sonucuna varılmıştır. Ve yüksek dozda Fe ilavesinin, filtrasyon süresi uzadıkça membran tıkanmasını arttırıcı etkisi olabileceği de görülmüştür. İlave edilen Fe nanopartikülü dozu arttırıldıkça TOK ve UV₂₅₄ giderim verimi artmaktadır. Standart membran filtrasyon koşuluna göre %40' a yakın seviyelerinde yükselmektedir.

Doğal sularda yürütülen, Fe nanopartikülü deneyleri sonucunda, Fe dozunun arttırılmasıyla membran tıkanmasında ciddi bir azalma görülmüştür. Yüksek Fe nanopartikülü dozunun ilave edilmesinin, sentetik suda yapılan çalışmalarda gösterdiği, uzun vadede membran tıkanmasını arttırıcı etki görülmemiştir. Doğal sularda MF membranı ile çok düşük oranda organik madde giderimi sağlanmaktadır. Fe nanopartikülü ilavesi, yüzde olarak ciddi bir artış sağlamıştır fakat toplam giderim verimi yinede yeterli seviyelere ulaşmamıştır.

5.2 Karbon Nanotüpü ile Yürütülen Çalışmalar

Sentetik su ile yürütülen çalışmalarda karbon nanotüpü ilavesinin, yüksek seviyede membran tıkanmasını azaltıcı etki sağladığı görülmüştür. Bunun sebebi, karbon nanotüpünün, membran tıkanmasına sebep olan aromatik yapıdaki organik maddeleri adsorplama kapasitesinin yüksek olmasıdır.

Karbon nanotüpünün aromatik yapıdaki organik maddeleri adsorplama kapasitesinin yüksek olması organik madde giderimi sonuçlarına da yansımıştır. Özellikle aromatik yapıdaki organik maddelerin varlığının bir göstergesi olan UV_{254} absorbans parametresi sonuçlarına baktığımızda, %90'ın üzerinde %100'e yaklaşan seviyelerde UV_{254} giderim verimi elde edilmiştir.

Doğal suda yürütülen çalışmalarda, karbon nanotüpü ilavesinin membran tıkanmasını azaltıcı etkisi tespit edilmiştir. Karbon nanotüpü dozu arttırıldıkça membran tıkanması %50'ye varan seviyelerde azalmıştır.

Organik madde giderim verimine olan etkisi, sentetik suda elde edilen sonuçlar ile paralellik göstermektedir. TOK giderim verimi %25 seviyelerine kadar, UV_{254} giderim verisi ise %45 seviyelerine kadar yükselmiştir.

KAYNAKLAR

- [1] **United States Environmental Protection Agency**, 2005. *Membrane Filtration Guidance Manual* : 33-34 – pp. 52-56.
- [2] **Handbook of Industrial Membrane Technology**, 1990 : 1-2 Synthetic Membranes,
- [3] **American Water Works Association**. 2008. Microfiltration and ultrafiltration membranes for drinking water, *Journal*; 100, 12.
- [4] **Leea, S., Park, P.K., Kim, J., Yeong, K., Leeb, C.**, 2007. Analysis of filtration characteristics in submerged microfiltration for drinking water treatment, Environmental Research Department, Korea Institute of Construction Technology, Ilsan, Kyunggi-do 411-712, Republic of Korea
- [5] **Salt, Y., Dincer, S.**, 2006. An option for special separation operations : Membrane Processes, *Journal of Engineering and Natural Sciences*
- [6] **Baker, R.,W.**, 2004. Membrane Technology and Applications Second Edition, Membrane Technology and Research, Inc. Menlo Park, California
- [7] **Judd, S., Jefferson, B.**, 2003. “*Membranes for Industrial Wastewater Recovery and Re-use*”, Elsevier, UK, 14-74,
- [8] **Singh, R.**, 1998. “*Industrial Membrane Separation Processes*”, Chemtech, 4, 33-44,
- [9] **Cheremisinoff, N.P.**, 2002. “*Handbook of Water and Waste Water Treatment Technologies*”, Butterworth-Heinemann, USA
- [10] **Malek, F., Harris, J., L.**, 2006. Interrelationship of photooxidation and microfiltration in drinking water treatment, *Journal of Membrane Science*, 281 541–547
- [11] **Yoon, S., H.**, 2004. Optimization model of submerged hollow fiber membrane modules, *Journal of Membrane Science* **234**, 147–156
- [12] **Judd, S.**, 2002. Submerged membrane bioreactors: flat plate or hollow fiber Filtr. Separat. 30–31.
- [13] **Darby, H., S., Dias, G.**, 2007. Expanding a Conventional Water Treatment Plant With Low-pressure Membrans, American Water Works Association. *Journal*; **99**, 12; ABI/INFORM Trade & Industry pg. 52
- [14] **Chaea, S., R., Yamamurab, H.**, 2009. Fouling characteristics of pressurized and submerged PVDF (polyvinylidene fluoride) microfiltration membranes in a pilot-scale drinking water treatment system under low and high turbidity conditions, Sci. Direct, *Desalination* **244**, 215–226

- [15] Yang, H.-L., Lin, J.C., Huang, C., 2009. Application of nanosilver surface modification to RO membrane and spacer for mitigating biofouling in seawater desalination, *Water Research*, doi: 10.1016/j.watres.2009.06.002
- [16] Huang, H., Schwab, K., Jacangelo, J.G., 2009. Pretreatment for Low Pressure Membranes in Water Treatment: A Review, Johns Hopkins University, Center for Water and Health, 615 N. Wolfe Street, Baltimore, Maryland 21205, and MWH, 40814 Stoneburner Mill Lane, Lovettsville, Virginia 20180
- [17] Mosqueda-Jimenez, D., B., Huck, P., 2005. Characterization of membrane foulants in drinking water treatment, *Sci. Direct, Desalination* **198** (2006) 173–182
- [18] Chunli, D., 2009. Organic cation modified iron-oxide coated sand for adsorption of natural organic matter., Department of civil&environmental engineering Hong Kong University
- [19] Howe, K. J., Clark, M., 2002. Fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes by natural waters. *Environ. Sci. Technol.* **36** (16), 3571–3576.
- [20] Lee, N.H., Amy, G., Croue, J.P., Buisson, H., 2004. Identification and understanding of fouling in low-pressure membrane (MF/UF) filtration by natural organic matter (NOM), *Water Res.* **38**, 4511–4523.
- [21] Huang, X., Leal, M., 2008. Degradation of natural organic matter by TiO₂ photocatalytic oxidation and its effect on fouling of low-pressure membranes, *Water Res.*, **42**, 1142-1150
- [22] Hongwen Yu, H., Fugetsu, B., 2010. A novel adsorbent obtained by inserting carbon nanotubes into cavities of diatomite and applications for organic dye elimination from contaminated water, *Journal of Hazardous Materials* **177**, 138–145
- [23] Rijn, C.J.M. van., 2005. Nano and micro engineered membrane technology, *Membrane Science and Technology Series*, 10
- [24] Chiand, Y., Wu, P., 2010. Adsorption equilibrium of sulfur hexafluoride on multi-walled carbon nanotubes, *Journal of Hazardous Materials* **178**, 729–738
- [25] Yaa, P., Choob, K., 2009. A hybridized photocatalysis–microfiltration system with iron oxide-coated membranes for the removal of natural organic matter in water treatment: Effects of iron oxide layers and colloids, *Water Research* **2009**, **43**, 4 2 3 8 – 4 2 4 8
- [26] Zhang, M., Benjamin, M., 2003. Fouling and Natural Organic Matter Removal in Adsorbent/Membrane Systems for Drinking Water Treatment, *Environ. Sci. Technol.* **37**, 1663-1669.
- [27] Lin, C.-F.; Huang, Y.-J.; Hao, O. J. 1999. *Water Res* **33**, 1252- 1264.
- [28] Lin, C.-F.; Lin, T.-Y.; Hao, O. J. 2000. *Water Res.* **34**, 1097-1106.

- [29] **Yuan, W.; Zydney, A. L. J.** 1999. Humic acid fouling during microfiltration, *Membr. Sci.* 157, 1-12.
- [30] **Yuan, W.; Zydney, A. L.** 2000. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 5043- 5050.
- [31] **Carroll, T., King, S., Gray, S. R., Bolto, B. A., Booker, N. A.** 2000. *Water Res.* **34**, 2861-2868.
- [32] **Guo, W. S., Zhang, R., Vigneswaran, S.,** 2010. Membranes coupled with physico chemical treatment in water reuse, *Water Science & Technology* 61.2
- [33] **AWWA,** 2003. Evaluation of Low Pressure Membranes, Submerged versus Pressure,
- [34] **Thiruvengkatachari, R., Shim, W.,** 2004. Effect of Powdered Activated Carbon Type on the Performance of an Adsorption-Microfiltration Submerged Hollow Fiber Membrane Hybrid System, *Korean J. Chem. Eng.*, **21**(5), 1044-1052
- [35] **Tomaszewska, M., Mozia, S.,** 2002. Removal of organic matter from water by PAC/UF system. *Water Res.* **36**, 4137–4143.
- [36] **Zhang, M.M., Li, C., Benjamin, M.M., Chang, Y.J.,** 2003. Fouling and natural organic matter removal in adsorbent/membrane systems for drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 1663–1669.
- [37] Url-1 https://newsline.llnl.gov/articles/2008/jun/06.27.08_nanotubes.php

ÖZGEÇMİŞ

Ad Soyad : Can Burak ÖZKAL

Doğum Yeri ve Tarihi : KOCAELİ 11/07/1985

Adres : Galip Bey cad. Gülen sok. Salim Bey apt. 21/2 Altıntepe Maltepe
İSTANBUL

Lisans Üniversite : Kocaeli Üniversitesi

