

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOLOJİK ARITILABİLİRLİK BAZLI ATIKSU
KARAKTERİZASYONU VE ATIK AKTİF ÇAMUR
ÜZERİNDE OZONLAMANIN ETKİSİ**

**DOKTORA TEZİ
Y. Müh. Serdar DOĞRUEL**

Anabilim Dalı: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Programı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

EKİM 2006

**BİYOLOJİK ARITILABİLİRLİK BAZLI ATIKSU
KARAKTERİZASYONU VE ATIK AKTİF ÇAMUR
ÜZERİNDE OZONLAMANNIN ETKİSİ**

DOKTORA TEZİ
Y. Müh. Serdar DOĞRUEL
(501002350)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 2 Ağustos 2006
Tezin Savunulduğu Tarih : 18 Ekim 2006

Tez Danışmanı : Prof.Dr. Fatoş GERMİRLİ BABUNA
Diğer Jüri Üyeleri Prof.Dr. Derin ORHON (İ.T.Ü.)
Prof.Dr. Işıl BALCIOĞLU (B.Ü.)
Prof.Dr. Lütü AKÇA (İ.T.Ü.)
Prof.Dr. Miray BEKBÖLET (B.Ü.)

EKİM 2006

ÖNSÖZ

Danışmanlığında doktora çalışması yapma fırsatını veren ve ilgisini, bilgisini ve desteğini çalışma boyunca bir an olsun eksiltmeyen Prof. Dr. Fatoş GERMİRLİ BABUNA'ya; İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü ailesine katılmama olanak tanıyan ve engin bilgisiyle akademik gelişime ışık tutan Prof. Dr. Derin ORHON'a; Tez İzleme Komitesi Üyesi sıfatıyla çalışmanın programlı ve amacına uygun şekilde yürütülmesinde yapıcı eleştirilerini esirgemeyen ve zengin bilgi dağarcığını doktora çalışmasına yön verecek şekilde paylaşan Prof. Dr. Işıl BALCIOĞLU'na; Türkiye'de gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda katkısı bulunan Araş. Gör. Dr. Esra ATEŞ GENCELİ'ye; 21 Ekim 2003 – 21 Ekim 2004 tarihleri arasında, Yurt İçi - Yurt Dışı Bütünleştirilmiş Doktora Burs Programı (BDP) kapsamında doktora çalışmasının 12 ay süreyle Clausthal Teknik Üniversitesi Çevre Tekniği Enstitüsü'nde yapılabilmesi imkânını sunan TÜBİTAK – Bilim Adamı Yetiştirme Grubu (BAYG) Yürütme Komitesi üyeleri adına BDP Program Sorumlusu Ayşe ATAŞ'a; Almanya'da yürütülen bilimsel çalışmalar kapsamında laboratuvar ve kütüphane olanaklarından faydalandığım Clausthal Teknik Üniversitesi Çevre Tekniği Enstitüsü'nün (CUTEC) Genel Direktörü Prof. Dr. Otto CARLOWITZ'e; Almanya'da gerçekleştirilen deneysel çalışmalarda değerli deneyimlerini yol gösterici bilgi verme yönünde kullanan Dr. Michael SIEVERS, Dr. Sven SCHÄFER, Hinnerk BORMANN ve Michael KRATZ başta olmak üzere CUTEC Fiziksel ve Biyolojik Proses Tekniği Departmanı'nın tüm saygıdeğer çalışanlarına; Clausthal'de bulduğum zaman dilimi boyunca çok iyiliklerini gördüğüm Marion SCHMIDT ve Ümit MERMERTAŞ'a; doktora süresince bana kılavuzluk eden tecrübelerinden yararlandığım sevgili oda arkadaşlarım Yrd. Doç. Dr. Özlem KARAHAN, Yrd. Doç. Dr. Hayrettin Güçlü İNSEL, Araş. Gör. Dr. Nevin ÖZGÜR YAĞCI ve Dr. Hakan DULKADİROĞLU'na; deneysel çalışmalar sırasında hoşgörülü ve yardımsever bir yaklaşım sergileyen İTÜ Çevre Mühendisliği Merkez Laboratuvarı personeline; üzerimde büyük emeği olan ve “bilim adamlığının bir meslek değil, bir yaşam biçimi olduğu” olgusunu kendi kişiliğinde somutlaştıran Prof. Dr. Beyza ÜSTÜN'e; Yıldız Teknik Üniversitesi'ndeki öğrencilik döneminden günümüze değin kader ortaklığı yaptığım, binlerce kilometre uzaklığın bile yanıbaşında oldukları duygusunu köreltemediği can dostlarım Alpaslan EKDAL ve Gülsüm Emel ZENGİN'e; varlığıyla hayatıma renk katan ve beni koşulsuz destekleyen Nimet Bengü DOĞAN'a; yaşamımın her evresinde karşılıksız özveri gösteren ve kendilerine ait olan zamanlarımı da bana bağışlayan aileme en içten teşekkürlerimi sunarım.

Ekim 2006

Serdar DOĞRUEL

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	vi
TABLO LİSTESİ	vii
ŞEKİL LİSTESİ	xii
SEMBOL LİSTESİ	xv
ÖZET	xvii
SUMMARY	ixx
1. GİRİŞ	1
1.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	1
1.1.1. Çalışmanın Amacı	1
1.1.2. Çalışmanın Kapsamı	2
1.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	4
1.2.1. Çalışmanın Amacı	4
1.2.2. Çalışmanın Kapsamı	6
2. LİTERATÜR ÖZETİ	9
2.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	9
2.1.1. Endüstriyel Atıksu Arıtma Prosesleri	9
2.1.1.1. Ayırma Prosesleri	13
2.1.1.2. Organik Maddelerin Rekalsitranlığı	13
2.1.1.3. Kimyasal Oksidasyon Prosesleri	14
2.1.1.4. Redüksiyon Prosesleri	19
2.1.2. Biyolojik Arıtma ve Ozonlama Proseslerinin Entegrasyonu	19
2.1.2.1. Biyolojik Oksidasyon Öncesinde Kimyasal Oksidasyon Prosesi Uygulaması	22
2.1.2.2. Biyolojik Oksidasyon Sonrasında Kimyasal Oksidasyon Prosesi Uygulaması	23
2.1.2.3. Proses Seçimi	23
2.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	25
2.2.1. Çamur Sorunu	25
2.2.2. İleri Çamur Giderim Yöntemleri	29
2.2.3. Çamurun Ozonlanması	31

3. DENEYSEL YAKLAŞIM	37
3.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	37
3.1.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu	37
3.1.2. KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesine Yönelik Atıksu Karakterizasyonu	38
3.1.2.1. Çözünmüş İnert KOİ (S_I) Bileşeninin Belirlenmesi	38
3.1.2.2. Kolay Ayrışabilen KOİ (S_{S0}) Bileşeninin Belirlenmesi	41
3.1.2.3. Yavaş Ayrışan Çözünmüş KOİ (S_{H0}) Bileşeninin Belirlenmesi	45
3.1.3. Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri	45
3.1.4. Ozonlama Deneyleri	50
3.1.5. Ardışık Filtrasyon / Ultrafiltrasyon Deneyleri	54
3.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	55
3.2.1. Çamur Karakterizasyonu	55
3.2.2. Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri	56
3.2.3. Ozonlama Deneyleri	59
4. İNCELENEN ATIKSU ARITMA TESİSLERİ	60
4.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	60
4.1.1. Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi	60
4.1.2. Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi	61
4.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	63
4.2.1. Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi	63
5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME	65
5.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	65
5.1.1. Birinci Atıksu Numunesi	65
5.1.1.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu	65
5.1.1.2. Arıtılabilirlik Çalışmaları	65
5.1.2. İkinci Atıksu Numunesi	73
5.1.2.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu	73
5.1.2.2. Arıtılabilirlik Çalışmaları	75
5.1.3. Üçüncü Atıksu Numunesi	84
5.1.3.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu	84
5.1.3.2. Arıtılabilirlik Çalışmaları	86
5.1.4. Dördüncü Atıksu Numunesi	104
5.1.4.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu	104
5.1.4.2. Arıtılabilirlik Çalışmaları	105
5.1.5. Beşinci Atıksu Numunesi	118
5.1.5.1. Konvansiyonel Karakterizasyon	118
5.1.5.2. Arıtılabilirlik Çalışmaları	119

5.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	137
5.2.1. Birinci Çamur Numunesi	137
5.2.1.1. Çamur Karakterizasyonu	137
5.2.1.2. Ozonlama Deneyleri	138
5.2.1.3. Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri	144
5.2.2. İkinci Çamur Numunesi	158
5.2.2.1. Çamur Karakterizasyonu	158
5.2.2.2. Ozonlama Deneyleri	159
5.2.2.3. Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri	164
5.2.3. Üçüncü Çamur Numunesi	179
5.2.3.1. Çamur Karakterizasyonu	179
5.2.3.2. Ozonlama Deneyleri	180
5.2.3.3. Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri	185
6. SONUÇLAR	197
6.1. Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	197
6.2. Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi	200
KAYNAKLAR	203
EKLER	216
ÖZGEÇMİŞ	239

KISALTMALAR

AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
Çİİ	: Çamur Hacim İndeksi
DIN	: Deutsches Institut für Normung e.V.
ISO	: International Organization of Standardization
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
MAKB	: Moleküler Ağırlık Kesim Boyutu
OTH	: Oksijen Tüketim Hızı
PAC	: Polisiklik Aromatik Bileşikler
TKM	: Toplam Katı Madde
TOK	: Toplam Organik Karbon
TUKM	: Toplam Uçucu Katı Madde
UAKM	: Uçucu Askıda Katı Madde
VwV	: Verwaltungsvorschrift

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1. İleri Çamur Giderimi için Arıtma Yöntemleri (Sievers ve diğ., 2004).....	30
Tablo 3.1. Filtreler ile Membranların Karakteristikleri.....	55
Tablo 3.2. Millipore Karıştırıcı Ultrafiltrasyon Hücresinin (Model 8400) Spesifikasyonları.....	55
Tablo 5.1. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Birinci Atıksu Numunesi).....	66
Tablo 5.2. Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Verileri (Birinci Atıksu Numunesi).....	67
Tablo 5.3. Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Çözünmüş KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Birinci Atıksu Numunesi).....	71
Tablo 5.4. Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Moleküler Ağırlık Kesim Boyutuna Dayalı KOİ Fraksiyonasyonu (Birinci Atıksu Numunesi).....	72
Tablo 5.5. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (İkinci Atıksu Numunesi).....	74
Tablo 5.6. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonlarının Literatürdeki Verilerle Karşılaştırılması (Birinci ve İkinci Atıksu Numunesi).....	75
Tablo 5.7. Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (İkinci Atıksu Numunesi).....	78
Tablo 5.8. Birincil Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (İkinci Atıksu Numunesi).....	79
Tablo 5.9. Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (İkinci Atıksu Numunesi).....	80
Tablo 5.10. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	85
Tablo 5.11. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonlarının Literatürdeki Verilerle Karşılaştırılması (Birinci, İkinci ve Üçüncü Atıksu Numunesi).....	86
Tablo 5.12. Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	89
Tablo 5.13. Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	90
Tablo 5.14. Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	91
Tablo 5.15. Ozonlanmış Numunelere ilişkin KOİ Bileşenleri (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	98
Tablo 5.16. Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	104

Tablo 5.17.	Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Verileri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	105
Tablo 5.18.	Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin Çözünmüş KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	109
Tablo 5.19.	Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	111
Tablo 5.20.	A Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	112
Tablo 5.21.	B Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	114
Tablo 5.22.	C Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	115
Tablo 5.23.	D Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	116
Tablo 5.24.	Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu Verilerinin Karşılaştırılması (Dördüncü ve Beşinci Atıksu Numunesi).....	119
Tablo 5.25.	Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Beşinci Atıksu Numunesi).....	122
Tablo 5.26.	Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Beşinci Atıksu Numunesi).....	123
Tablo 5.27.	Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Beşinci Atıksu Numunesi).....	124
Tablo 5.28.	Ozonlanmış Numunelere ilişkin KOİ Bileşenleri (Beşinci Atıksu Numunesi).....	131
Tablo 5.29.	Çamur Karakterizasyonu (Birinci Çamur Numunesi).....	137
Tablo 5.30.	Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Birinci Çamur Numunesi).....	138
Tablo 5.31.	Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	139
Tablo 5.32.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (Birinci Çamur Numunesi).....	139
Tablo 5.33.	Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	140
Tablo 5.34.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	141
Tablo 5.35.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökeltme Karakteristiklerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	141
Tablo 5.36.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	142
Tablo 5.37.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	143
Tablo 5.38.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Azot Türlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	143
Tablo 5.39.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	144
Tablo 5.40.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri (Birinci Çamur Numunesi).....	145

Tablo 5.41.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri (Birinci Çamur Numunesi).....	146
Tablo 5.42.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi).....	147
Tablo 5.43.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	147
Tablo 5.44.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	148
Tablo 5.45.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	149
Tablo 5.46.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi).....	150
Tablo 5.47.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	151
Tablo 5.48.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	151
Tablo 5.49.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	152
Tablo 5.50.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili (Birinci Çamur Numunesi).....	153
Tablo 5.51.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi).....	154
Tablo 5.52.	Aerobik Biyolojik Ayrışmaya ilişkin Özet Veriler (Birinci Çamur Numunesi).....	155
Tablo 5.53.	Birim Ozon Besleme Süresinde TKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi).....	156
Tablo 5.54.	Çamur Karakterizasyonu (İkinci Çamur Numunesi).....	158
Tablo 5.55.	Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (İkinci Çamur Numunesi).....	159
Tablo 5.56.	Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	160
Tablo 5.57.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (İkinci Çamur Numunesi).....	160
Tablo 5.58.	Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	161
Tablo 5.59.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	161
Tablo 5.60.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökeltme Karakteristiklerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	162
Tablo 5.61.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	162
Tablo 5.62.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	163
Tablo 5.63.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Azot Türlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	163
Tablo 5.64.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	164
Tablo 5.65.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri (İkinci Çamur Numunesi).....	165

Tablo 5.66.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri (İkinci Çamur Numunesi).....	166
Tablo 5.67.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları (İkinci Çamur Numunesi).....	166
Tablo 5.68.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	167
Tablo 5.69.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	168
Tablo 5.70.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	169
Tablo 5.71.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (İkinci Çamur Numunesi).....	170
Tablo 5.72.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	171
Tablo 5.73.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	171
Tablo 5.74.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	172
Tablo 5.75.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	173
Tablo 5.76.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (İkinci Çamur Numunesi).....	174
Tablo 5.77.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	175
Tablo 5.78.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	176
Tablo 5.79.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Profili (İkinci Çamur Numunesi).....	176
Tablo 5.80.	Aerobik Biyolojik Ayrışmaya ilişkin Özet Veriler (İkinci Çamur Numunesi).....	177
Tablo 5.81.	Çamur Karakterizasyonu (Üçüncü Çamur Numunesi).....	179
Tablo 5.82.	Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Üçüncü Çamur Numunesi).....	180
Tablo 5.83.	Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	181
Tablo 5.84.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (Üçüncü Çamur Numunesi).....	181
Tablo 5.85.	Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	182
Tablo 5.86.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	182
Tablo 5.87.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökeltme Karakteristiklerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	183
Tablo 5.88.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	183
Tablo 5.89.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	184
Tablo 5.90.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Azot Türlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	184

Tablo 5.91.	Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	185
Tablo 5.92.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri (Üçüncü Çamur Numunesi).....	186
Tablo 5.93.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri (Üçüncü Çamur Numunesi).....	186
Tablo 5.94.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi).....	187
Tablo 5.95.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	188
Tablo 5.96.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	188
Tablo 5.97.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	189
Tablo 5.98.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi).....	189
Tablo 5.99.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	190
Tablo 5.100.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	190
Tablo 5.101.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	191
Tablo 5.102.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	192
Tablo 5.103.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi).....	192
Tablo 5.104.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	193
Tablo 5.105.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	193
Tablo 5.106.	Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi).....	194
Tablo 5.107.	Aerobik Biyolojik Ayrışmaya ilişkin Özet Veriler (Üçüncü Çamur Numunesi).....	195

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1 : Endüstriyel Atıksu Arıtma Proseslerinin Seçimi için Karar Stratejileri (Gulyas, 1997).....	11
Şekil 3.1 : İnert KOİ Profilleri (Orhon ve diğ., 1999a).....	40
Şekil 3.2 : OTH Profili.....	44
Şekil 3.3 : OTH Ölçüm Düzeneği (önden görünüş).....	47
Şekil 3.4 : OTH Ölçüm Düzeneği (yandan görünüş).....	47
Şekil 3.5 : OTH Ölçüm Düzeneği (arkadan görünüş).....	48
Şekil 3.6 : PCI GL1 Ozon Jeneratörü.....	51
Şekil 3.7 : WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 Ozon Jeneratörü.....	52
Şekil 3.8 : Ozon Reaktörü.....	53
Şekil 3.9 : WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 Ozon Jeneratörü Karakteristik Eğrisi.....	54
Şekil 3.10 : Aerobik Biyolojik Ayrışma Deney Düzeneği (önden görünüş).....	57
Şekil 3.11 : Aerobik Biyolojik Ayrışma Deney Düzeneği (yandan görünüş)...	58
Şekil 3.12 : Aerobik Biyolojik Ayrışma Deney Düzeneği (üstten görünüş).....	58
Şekil 4.1 : Rehau ve Harz Bölgesi'nin Konumu – Almanya Haritası.....	61
Şekil 4.2 : Rehau'nun Görünümü.....	62
Şekil 4.3 : Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi.....	63
Şekil 5.1 : Toplam Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Birinci Atıksu Numunesi).....	67
Şekil 5.2 : Süzölmüş Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Birinci Atıksu Numunesi).....	68
Şekil 5.3 : Glikoz Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Birinci Atıksu Numunesi).....	68
Şekil 5.4 : Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Birinci Atıksu Numunesi).....	70
Şekil 5.5 : Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Moleküler Ağırlık Kesim Boyutuna Dayalı KOİ Fraksiyonasyonu (Birinci Atıksu Numunesi).....	73
Şekil 5.6 : Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (İkinci Atıksu Numunesi).....	77
Şekil 5.7 : Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (İkinci Atıksu Numunesi).....	83
Şekil 5.8 : Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	88
Şekil 5.9 : Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	92
Şekil 5.10 : Ozonlanmış A, B, C ve D Numunelerine ilişkin OTH Profilleri (Üçüncü Atıksu Numunesi).....	95

Şekil 5.11	: Toplam Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	106
Şekil 5.12	: Süzölmüş Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	106
Şekil 5.13	: Glikoz Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	107
Şekil 5.14	: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Dördüncü Atıksu Numunesi).....	109
Şekil 5.15	: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Beşinci Atıksu Numunesi).....	121
Şekil 5.16	: Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (Beşinci Atıksu Numunesi).....	125
Şekil 5.17	: Ozonlanmış A, B, C ve D Numunelerine ilişkin OTH Profilleri (Beşinci Atıksu Numunesi).....	128
Şekil A.1	: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (Birinci Çamur Numunesi).....	217
Şekil A.2	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (Birinci Çamur Numunesi).....	217
Şekil A.3	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi (Birinci Çamur Numunesi).....	218
Şekil A.4	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi).....	218
Şekil A.5	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	219
Şekil A.6	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	219
Şekil A.7	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	220
Şekil A.8	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi).....	220
Şekil A.9	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	221
Şekil A.10	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	221
Şekil A.11	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi).....	222
Şekil A.12	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (Birinci Çamur Numunesi).....	222
Şekil B.1	: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (İkinci Çamur Numunesi).....	223
Şekil B.2	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (İkinci Çamur Numunesi).....	223
Şekil B.3	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi (İkinci Çamur Numunesi).....	224
Şekil B.4	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi (İkinci Çamur Numunesi).....	224
Şekil B.5	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	225
Şekil B.6	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	225

Şekil B.7	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	226
Şekil B.8	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (İkinci Çamur Numunesi).....	226
Şekil B.9	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	227
Şekil B.10	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	227
Şekil B.11	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	228
Şekil B.12	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (İkinci Çamur Numunesi).....	228
Şekil B.13	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	229
Şekil B.14	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	229
Şekil B.15	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi).....	230
Şekil C.1	: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	231
Şekil C.2	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	231
Şekil C.3	: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	232
Şekil C.4	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	232
Şekil C.5	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	233
Şekil C.6	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	233
Şekil C.7	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	234
Şekil C.8	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	234
Şekil C.9	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	235
Şekil C.10	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	235
Şekil C.11	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	236
Şekil C.12	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	236
Şekil C.13	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	237
Şekil C.14	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	237
Şekil C.15	: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi).....	238

SEMBOL LİSTESİ

b_H	: Aktif Biyokütleyle İlişkin İçsel Solunum Katsayısı
C_I	: Toplam İnert KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
C_S	: Çıkış Akımındaki Toplam Ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
C_{S0}	: Giriş Akımındaki Toplam Ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
C_T	: Çıkış Akımındaki Toplam KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
C_{T0}	: Giriş Akımındaki Toplam KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
CH30	: 30 Dakika Sonrasında Çökelen Çamur Hacmi Fraksiyonu
F/M	: Mikroorganizmaya Düşen Besi Maddesi Miktarı [MKOİ/MUAKM]
f_E	: İnert Mikrobiyal Ürünlere Dönüştürülen İçsel Solunum Biyokütle Fraksiyonu
f_{ES}	: Çözünmüş İnert Mikrobiyal Ürünlere Dönüştürülen İçsel Solunum Biyokütle Fraksiyonu
f_{SS}	: Girişteki Toplam KOİ'nin Kolay Ayrışabilen Fraksiyonu
f_X	: Biyokütlenin KOİ Eşdeğeri [MKOİ/MUAKM]
k_{KOI}	: KOİ Giderim Hız Sabiti [1/T]
NH₃-N	: Amonyak Azotu Konsantrasyonu [M(N)/L ³]
NO₂⁻-N	: Nitrit Azotu Konsantrasyonu [M(N)/L ³]
NO₃⁻-N	: Nitrat Azotu Konsantrasyonu [M(N)/L ³]
PO₄³⁻-P	: Ortofosfat Konsantrasyonu [M(P)/L ³]
S-N	: Toplam Çözünmüş Azot Konsantrasyonu [M(N)/L ³]
S-Org-N	: Çözünmüş Organik Azot Konsantrasyonu [M(N)/L ³]
S-Org-P	: Çözünmüş Organik Fosfor Konsantrasyonu [M(P)/L ³]
S-P	: Toplam Çözünmüş Fosfor Konsantrasyonu [M(P)/L ³]
S_H	: Çıkış Akımındaki Yavaş Ayrışan Çözünmüş KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_{H0}	: Giriş Akımındaki Yavaş Ayrışan Çözünmüş KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_I	: Çözünmüş İnert KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_O	: Oksijen Konsantrasyonu [M(O ₂)/L ³]
S_P	: Çözünmüş İnert Mikrobiyal Ürünler [MKOİ/L ³]
S_R	: Toplam Çözünmüş Kalıcı KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_S	: Çıkış Akımındaki Kolay Ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_{S0}	: Giriş Akımındaki Kolay Ayrışabilen KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_T	: Çıkış Akımındaki Çözünmüş KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
S_{T0}	: Giriş Akımındaki Çözünmüş KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
X_H	: Aktif Heterotrofik Biyokütle Konsantrasyonu [M(Biyokütle)/L ³]
X_I	: Partiküler İnert KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
X_P	: Partiküler İnert Mikrobiyal Ürünler [MKOİ/L ³]

X_S	: Çıkış Akımındaki Yavaş Ayırılan Partiküler KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
X_{S0}	: Giriş Akımındaki Yavaş Ayırılan Partiküler KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
X_T	: Çıkış Akımındaki Partiküler KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
X_{T0}	: Giriş Akımındaki Partiküler KOİ Konsantrasyonu [MKOİ/L ³]
Y_H	: Heterotrofik Dönüşüm Oranı [MKOİ/ MKOİ]
Y_{SP}	: Çözülmüş Metabolik Ürünlere Ait Dönüşüm Oranı [MKOİ/ MKOİ]
μ_H	: Maksimum Heterotrofik Çoğalma Hızı [1/T]

BİYOLOJİK ARITILABİLİRLİK BAZLI ATIKSU KARAKTERİZASYONU VE ATIK AKTİF ÇAMUR ÜZERİNDE OZONLAMANIN ETKİSİ

ÖZET

Bu çalışmanın birinci ayağında, atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmalarının paralel olarak işletilecek kesikli aktif çamur reaktörleri yardımıyla simüle edilmesi; biyolojik arıtma içinde ozonlama prosesi (ara ozonlama prosesi) için respirometrik ölçümlere dayalı bir metodolojinin geliştirilmesi; ozonlama prosesi sırasında gözlemlenen ve eşzamanlı olarak gerçekleşen biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi, solubilizasyon ve oksidasyon mekanizmalarının KOİ bileşenlerinin dağılımı üzerinde yarattığı etkilerin ortaya konması; deneysel verilerin ışığında biyolojik arıtma sırasında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının belirlenmesi araştırılmıştır.

Deri endüstrisi atıksuyu numunelerinde yürütülen deneylerde; ön ozonlama prosesinde, ozonlama prosesinin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş ve partiküler inert organik madde üzerinde herhangi bir etki yaratmadığı ve biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalıştığı saptanmıştır. Biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan biyolojik arıtma içinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasında, birinci biyolojik arıtma adımında biyolojik olarak ayrışabilir organik maddeler giderilmiş; ara ozonlama prosesi olarak uygulanan kimyasal arıtma fazında ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliği iyileştirilmiştir. Son ozonlama prosesinde – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ bileşeni içeren atıksu üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişilmiştir. Ara ve son ozonlama proseslerinin hangisinin en uygun çözüm olduğunun belirlenmesi aşamasında, aralarında teknik ve ekonomik etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır.

Bu çalışmanın ikinci ayağında ise, literatürde tanımlanan değerlere oranla çok daha düşük spesifik ozon dozları (4~11 mg O₃/g AKM) uygulanarak ozonlama prosesinin ve ozon besleme süresinin çamurun dezentegrasyonu, katı madde türleri, bileşenleri, çökelebilirliği, filtre edilebilirliği, solubilizasyon karakteristikleri ve biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkileri incelenmiştir. Ozonlanmamış ham çamur numunesi ile farklı ozon besleme sürelerine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunelerine aerobik biyolojik ayrışma prosesi uygulanmış; ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla toplam KOİ ve TKM (toplam katı madde) deneyleri yapılmıştır.

Atık aktif çamur numuneleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde; seçilen ozon akısında ozon besleme süresinin arttırılması, toplam KOİ konsantrasyonunun

azalması ve çözünmüş KOİ konsantrasyonunun yükselmesiyle sonuçlanmıştır. Ozonlama deneyleri sonucunda, çökelen çamur hacminin azalmasına bağlı olarak çamurun çökebilirliğinde belirgin bir iyileşme gözlemlenmiştir. Ozon besleme süresinin arttırılması, çamurun filtre edilebilirliğinde belirgin bir iyileşme sağlayarak filtre edilen hacim başına gereksinim duyulan filtrasyon süresini kısaltmıştır. Ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çözünmüş azot ve fosfor içerikleri artış göstermiştir. Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinden türetilen veriler ozona dayalı kimyasal oksidasyonun biyolojik ayrışma ile rekabet edici şekilde çalışmadığını, organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon mekanizmasının baskın tutularak çamurun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirildiğini; dolayısıyla da kısmi oksidasyona dayalı ozonlama prosesinin ardışık biyolojik ayrışma adımı için bir ön-oksidasyon basamağı olarak işletilebileceğini ortaya koymuştur.

EFFECT OF OZONATION ON BIODEGRADABILITY ORIENTED WASTEWATER CHARACTERIZATION AND ON SURPLUS ACTIVATED SLUDGE

SUMMARY

The first part of this study is devoted to explore the impact of ozonation on the fate of different soluble COD fractions in the wastewater at different phases during the course of biological treatment, in order to identify the phase where ozonation is likely to generate the maximum beneficial effect on biological treatability. In this context, the effluent of leather tanning processes is chosen as a strong wastewater requiring an additional treatment before or after or within biological treatment. The experimental investigation is conducted on tannery wastewater samples for the assessment of the appropriate location of an ozonation unit in biological treatment, defined as the main treatment alternative due to the organic content present.

Pre-ozonation, undesirably competing with biotreatment for the removal of degradable organics, is only effective on biodegradable part of the COD; leaving all the inert COD as it is. In a combined treatment scheme of biological treatment + ozonation + biological treatment, easily biodegradable COD can be removed by the first biological treatment; then the following ozonation serves as an in-mid process to ease the further biological treatment by either chemically converting the inert COD to biodegradable forms and / or increasing the rates of biodegradation of organics. Among all the runs, the application of post-ozonation gives the highest inert COD removal / utilized ozone ratios; since the ozone is applied to the outlet of biological treatment that mainly contains recalcitrant COD fraction. The choice between in-mid ozonation or post-ozonation alternatives should be carried out considering technical and economical factors.

In the second part of this study, the effects of both ozonation and ozone feeding time on disintegration properties, solid matter species, components, settleability and filterability features, solubilization characteristics and biodegradability properties of the sludge are investigated via employing low specific ozone doses ranging from 4 to 11 mg O₃/g SS. In conjunction with chemical oxidation, ozonated sludge is exposed to aerobic biodegradation experiments in order to observe the impact of ozonation process on the biodegradability with respect to TS (total solids) and COD removal efficiencies.

Throughout the aerobic biodegradation experiments conducted on surplus activated sludge samples; for the selected ozone flow-rate, prolonging the ozone contact time applied leads to an increase in both total COD removal efficiency and soluble COD concentration. Due to the drastic decrease in settled sludge volume, a significant improvement in sludge settleability is observed during ozonation application. Ozonation also enhances sludge filterability most probably due to inconsequential

formation of non-settleable solids. Soluble nitrogen, phosphorus and COD concentrations proliferate as a consequence of extending the ozone feeding time. The results derived from aerobic biodegradation experiments reveal that the partial oxidation by integrated ozonation is operated as a pre-oxidation step for the subsequent biological degradation, as the organic matter decomposition is dominated by solubilization due to disintegration of suspended solids and a more biodegradable sludge composition is obtained by means of ozonation.

1. GİRİŞ

1.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

1.1.1 Çalışmanın Amacı

Günümüz çevre biyoteknoloji anlayışına göre atıksuların biyolojik arıtılabilirlik bazlı karakterizasyonu önem kazanmaktadır. Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) parametresi, biyolojik olarak parçalanma özelliklerindeki farklılıklara bağlı olarak değişik organik karbon tiplerinden meydana gelmektedir. Bu bağlamda, atıksular kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}), yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}), çözünmüş inert KOİ (S_I), yavaş ayrışan partiküler KOİ (X_{S0}) ve partiküler inert KOİ (X_I) bileşenlerini içermektedir. Özellikle endüstriyel atıksular ele alındığında, biyolojik arıtmanın tek başına yetersiz kaldığı durumlar ortaya çıkabilmektedir. Bu noktadan hareketle bazı endüstriyel atıksular için, son yıllarda biyolojik arıtım fizikokimyasal arıtma ile birlikte uygulanmaktadır. Biyolojik arıtmanın biyokimyasal bir oksidasyon prosesi olduğu göz önünde tutulacak olursa, özellikle oksidasyona dayalı kimyasal arıtmanın biyolojik arıtmı destekleyici olabilmesi için kimyasal arıtmanın atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmaları kapsamında uygun bir konumda biyolojik arıtma sistemine dâhil edilmesi gereği ortaya çıkmaktadır. Oksidasyona dayalı kimyasal arıtma uygulamasının çözünmüş KOİ bileşenleri üzerindeki etkisinin irdelenmesinde göz ardı edilmemesi gereken en önemli nokta, kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin bir yandan oksidasyona uğrayarak tükenmekte; bir yandan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde ve / veya çözünmüş inert organik maddenin kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesi sonucunda artmakta olabileceğidir. Eğer kimyasal oksidasyon biyolojik arıtma içinde uygun bir konuma yerleştirilmezse, biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışabilmektedir. Diğer bir deyişle biyolojik arıtma içinde doğru yerde uygulanmayan kimyasal oksidasyon, atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeyi giderebilmekte ve asıl

parçalanarak kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen inert madde üzerinde bir etki göstermeyebilmektedir. Bu durumdan kaçınmak ve söz konusu mekanizmalardan hangisinin baskın olduğunu saptamak, günümüze değin elde edilen deneysel veriler doğrultusunda açıklanamamıştır. Bu doğrultuda, yürütülecek olan çalışma aracılığıyla atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmalarının paralel olarak işletilecek kesikli aktif çamur reaktörleri yardımıyla simüle edilmesi ve deneysel verilerin ışığında biyolojik arıtma sırasında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının saptanması planlanmaktadır.

1.1.2 Çalışmanın Kapsamı

Çalışma kapsamında, aşağıda sıralanan adımlar yer alacaktır:

1. Literatürdeki verilerin ışığında, yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeni konsantrasyonunun toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonu içerisindeki payının yüksek olduğu bir endüstriyel atıksu kaynağı belirlenecektir. Deneysel çalışmalar öncesinde, söz konusu endüstriyel atıksu kaynağından numune alınacaktır.
2. Elde edilen endüstriyel atıksu numunesine ilişkin OTH (Oksijen Tüketim Hızı) Profili çıkarılarak kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$); kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$); kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği, bir başka deyişle geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) belirlenecektir.
3. Atıksu numunesinde ozonlama deneyleri başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için yürütülecektir. Ozonlama deneylerinde, artan ozon besleme süresinin ve artan ozon akısının KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanacaktır; KOİ giderme verimine ve kullanılan ozon miktarına bağlı olarak biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonuna ışık tutacak optimum ozon besleme süresi ve optimum ozon akısı her bir t anı için ayrı ayrı belirlenecektir.

4. Başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için ayrı ayrı saptanan optimum ozon akısı ve optimum ozon besleme süresinde ozonlama deneyleri yürütülecektir. Söz konusu ozonlanmış atıksu numunelerine ilişkin OTH Profilleri çıkarılarak her bir t anı için ozonlama prosesinin çözünmüş KOİ fraksiyonları üzerinde yarattığı etkiler belirlenecektir. Ozonlama prosesinin mekanizmasını daha duyarlı bir şekilde yorumlayabilmek amacıyla ozonlama deneyleri ve bu deneylere paralel olarak yürütülecek olan OTH Profilleri, benzer şekilde optimum ozon akısında ve optimum ozon besleme süresinin dışında kalan sürelerde de gerçekleştirilecektir; böylelikle artan ozon besleme süresinin OTH Profilleri'ndeki yansımaları saptanarak ozonla kimyasal oksidasyonun çözünmüş KOİ bileşenleri üzerinde yarattığı etkiler daha sağlıklı bir şekilde değerlendirilebilecektir.
5. Başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için ayrı ayrı saptanan optimum ozon akısı ve değişken ozon besleme sürelerinde yürütülen ozonlama deneyleri sonucunda elde edilen numunelere ait OTH Profilleri yorumlanarak elde edilecek deneysel verilerin ışığında biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında optimum ozonlama noktası saptanacaktır.
6. Alınan atıksu numunesinde – kurulacak olan toplam atıksu reaktörü, süzölmüş atıksu reaktörü ve süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörü aracılığıyla – inert KOİ deneyleri yürütülerek çözünmüş inert KOİ bileşeni ile çözünmüş inert mikrobiyal ürünler bileşeni konsantrasyon bazında belirlenecektir. Çözünmüş inert KOİ bileşeninin yanı sıra kolay ayrışabilen KOİ bileşeni de deneysel olarak belirleneceğinden, kütle dengesi denklemleri uyarınca yavaş ayrışan çözünmüş KOİ konsantrasyonu da saptanmış olacaktır.

1.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

1.2.1 Çalışmanın Amacı

Evsel ve endüstriyel atıksuların aktif çamur prosesleri aracılığıyla arıtımı sonucunda yan ürün olarak meydana gelen çamur üretiminde, aktif çamur proseslerinin yaygın bir uygulama alanına sahip olması ve atıksu arıtımı verimine dair taleplerin artması nedeniyle büyük bir artış yaşanmaktadır. Çamur arıtma ve çamur uzaklaştırma maliyetleri de, aktif çamur proseslerinden kaynaklanan çamur oluşumundaki artışa paralel olarak giderek yükselmekte ve toplam atıksu arıtma maliyeti içerisinde başlıca bileşen haline gelmektedir. Gerek atık çamur üretiminde, gerek atık çamur arıtma ve uzaklaştırma maliyetinde gözlemlenen bu artış aktif çamur sistemlerinden ileri gelen atık çamurun yönetimini ve kontrol altına alınmasını zorunlu hale getirmektedir.

Çamurun uzaklaştırılması çerçevesindeki klasik uygulamalar arasında arazi doldurma ve yakma yöntemleri ilk iki sırayı almaktadır. Arazi doldurma alanlarının kısıtlı olması, çamurun uzaklaştırılması için yakma prosesine olan eğilimi arttırmaktadır. Katı hava emisyonu düzenlemeleri yüzünden inşa ve işletme maliyetinin yüksek olması ve katı atıkların yakılmasından kaynaklanan dioksin oluşumuna karşı halkın gösterdiği duyarlılığın artması nedeniyle uygun yakma sahalarının bulunmasında da güçlük yaşanmaktadır. Arazi doldurma için kullanılan sahaların kısıtlı olması ve uygun yakma sahalarının bulunmasında yaşanan güçlük, aktif çamur proseslerinden kaynaklanan atık çamurun arıtılmasında – biyolojik olarak ayrışabilir organik çamurun biyokimyasal mekanizmalar aracılığıyla dekompozisyonu olarak nitelendirilebilen – biyolojik çürütme teknolojilerinin yaygınlaşmasına yol açmaktadır. Bununla birlikte, biyolojik atık çamurun belirli miktarlarda biyolojik olarak ayrışamayan bileşikler içermesi nedeniyle net katı madde giderimi 15~25 günlük biyolojik çürütmeden sonra sadece % 50 oranında gerçekleşmektedir. Kullanılabilir enerjinin geri kazanıldığı ve çevreye verilen etkinin sınırlı olduğu anaerobik çürütme teknolojileri, çamur arıtımında en ekonomik yöntem olarak nitelendirilmektedir. Buna karşın, konvansiyonel mezofilik anaerobik çürütme sistemleri de atık çamurdaki uçucu askıda katı madde içeriğini % 30~40 oranında düşürmek için uzun bir bekletme süresine ihtiyaç duymaktadır; çünkü partiküler organik bileşiklerin hidrolizi, anaerobik çamur çürütme sisteminde hız kısıtlayıcı

adım olarak belirlemektedir. Çamurun klasik yöntemler aracılığıyla arıtımında ve uzaklaştırılmasında gözlemlenen söz konusu olumsuzluklar, çamur sorununun stratejik bir biçimde çözümlenmesi aşamasında ileri çamur giderim yöntemlerinin ortaya çıkmasına ön ayak olmuştur. Isıl, kimyasal ve mekanik arıtma yöntemleri olarak üç ana başlık altında sınıflandırılan ileri çamur giderim prosesleri ön arıtma prosesleri şeklinde uygulanmakta ve organik katı maddelerin solubilizasyonu yoluyla biyolojik ayrışabilirliği iyileştirip daha kısa reaksiyon süresinde daha yüksek miktarda çamur çürütme verimi elde edilmesine olanak tanımaktadır.

Çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini iyileştirmek için uygulanmakta olan ileri çamur giderim prosesleri içerisinde kimyasal arıtma yöntemleri ana başlığında yer alan ozon oksidasyonu, diğer dezentegrasyon yöntemleriyle karşılaştırıldığında genellikle görece daha yüksek mertebede organik madde dekompozisyonu sağlamaktadır. Biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun sağlanmasını hedefleyen ozonlama prosesi sonucunda mikroorganizmaların hücre duvarları yıkılmakta, sitoplazma gövde çamur suyuna salınmakta, suda çözünemeyen makromoleküller daha küçük ve de suda çözünebilir parçacıklara bölünebilmektedir. Çamurun ozonlanması sırasında, organik maddenin dekompozisyonu iki adımda gerçekleşmektedir; birinci adımda askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak gözlemlenen solubilizasyon, ikinci adımda ise çözünmüş formdaki organik maddelerin oksidasyonuna bağlı olarak gözlemlenen mineralizasyon meydana gelmektedir. Çamurun ozonlanmasının yarattığı etkiler mineralizasyon ve solubilizasyon kavramlarına, katı madde karakteristiklerinde gözlemlenen değişikliklere, küçük askıda partiküllerin re-flokülasyonuna ve partikül boyutu dağılımının dengelenmesine, çamurun çökeltme karakteristiklerinin iyileşmesine, filamentli bakterilerin belirgin bir biçimde giderilmesi sonucunda mikroorganizma popülasyonunun değişikliğe uğramasına bağlı olarak ifade edilebilmektedir.

Ozona dayalı kısmi oksidasyon aracılığıyla uygulanan ve çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmeyi amaçlayan çamur dezentegrasyonu çalışmaları, 50 mg O₃/g AKM'lik ozon dozuna kadar çamur gideriminde doğrusal bir artışın gerçekleştiğini ve söz konusu ozon dozunda çamur gideriminin % 25~35 aralığında yer aldığını ortaya koymaktadır. Oksidasyona dayalı kimyasal arıtma ile biyolojik arıtma kombinasyonunun ham ve ozonlanmış çamur numunelerinin biyolojik

ayrışabilirliği üzerindeki etkileri yerine, ozonlama prosesinin çamurun suyunu verme ve çökeltme özellikleri üzerindeki etkilerinde odaklanan araştırmalarda ise, uygulanan en düşük ozon dozunun 6 mg O₃/g AKM olduğu dikkati çekmektedir. Günümüze değin elde edilen deneysel bulgular, ozon dozunun ya da ozon besleme süresinin arttırılması sonucunda solubilize olmuş organik maddelerin oksidasyonu nedeniyle mineralizasyon mekanizmasının baskın hale geldiğini; bir başka deyişle – biyolojik ayrışma öncesinde mineralizasyona yönelik olarak uygulanması durumunda – ozona dayalı kimyasal oksidasyonun biyolojik ayrışma ile rekabet edici şekilde çalıştığını gözler önüne sermektedir. Bu bağlamda, bu çalışmanın öncelikli hedefi çamurda bulunan biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddenin oksidasyon yoluyla giderilmesinden sakınmak ve organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon (= suda çözünemeyen makromoleküllerin daha küçük ve suda çözünebilir parçacıklara bölünmesi) mekanizmasını baskın tutarak çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmek; dolayısıyla da kısmi oksidasyona dayalı ozonlama prosesinin ardışık biyolojik ayrışma adımı için bir ön-oksidasyon basamağı olarak işletilmesini sağlamaktır. Bu doğrultuda, yürütülecek olan çalışma aracılığıyla literatürde tanımlanan değerlere oranla çok daha düşük spesifik ozon dozları (4~11 mg O₃/g AKM) uygulanarak ve paralel olarak işletilecek olan aerobik biyolojik ayrışma (biyodegradasyon) reaktörleri kullanılarak ozonlama prosesinin katı madde türleri üzerindeki etkisinin irdelenmesi, ozonlama prosesi aracılığıyla dezentegrasyon tayininin yapılması, ozonlama prosesinin ardından çamur bileşenlerinin saptanması, ozon besleme süresinin çamurun çökebilirliği ve filtre edilebilirliği üzerindeki etkilerinin incelenmesi, ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyon karakteristikleri (çözünmüş azot ve fosfor türleri) üzerindeki etkilerinin ortaya konması, aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında toplam katı madde (TKM) ve KOİ parametrelerinin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin biyolojik ayrışabilirlik üzerindeki etkisinin belirlenmesi amaçlanmaktadır.

1.2.2 Çalışmanın Kapsamı

Yukarıda tanımlanan hedefler uyarınca; literatürdeki verilerin ışığında, – ozonlama deneyleri ve aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri için karıştırma ve havalandırma koşullarında herhangi bir olumsuzluğa yol açmasını önlemek amacıyla – toplam katı madde konsantrasyonu 4000 mg/L civarında olan bir çamur kaynağı

belirlenecek ve deneysel çalışmalar öncesinde söz konusu çamur kaynağından atık aktif çamur numuneleri alınacaktır. Alınan atık aktif çamur numunelerinde;

- a. ozonlama deneyleri yürütülerek ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyonu, mineralizasyonu ve dezentegrasyonu üzerindeki etkileri – znmş ve toplam KOİ parametrelerinin ölçümü aracılığıyla – saptanacaktır.
- b. toplam katı madde ve askıda katı madde parametrelerinin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun katı madde türleri üzerindeki etkileri irdelenecektir.
- c. ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin, çamurun solubilizasyonu ve mineralizasyonu ile çamurun katı madde türleri üzerindeki etkilerinin belirlenmesi aracılığıyla çamur bileşenleri tayin edilecektir.
- d. zamana karşı çökelen çamur hacminin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun çökelebilirliğine ve çamur hacim indeksine (HI) etkileri incelenecektir.
- e. zamana karşı filtre edilen çamur hacminin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun filtre edilebilirliğine etkileri ortaya konacaktır.
- f. Çözünmüş amur numunelerinde toplam azot, amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu, toplam fosfor, ortofosfat ve organik fosfor parametrelerinin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkileri saptanacaktır.
- g. ozonlanmamış ham çamur numunesi ile farklı ozon besleme sürelerine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunelerine aerobik biyolojik ayrışma prosesi uygulanarak aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında, hem kontrol amaçlı olarak gün bazında pH ve sıcaklık değişimi izlenecek; hem de ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla gün bazında toplam KOİ ve TKM deneyleri gerçekleştirilecektir.

- h. aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında, toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak çamur numunesinin biyolojik ayrışabilirliği açısından optimum ozon besleme süresi ile optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi belirlenecektir.
- i. optimum ozon besleme süresinde gerçekleştirilen ozonlama deneylerini izleyen ve optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında, toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ozonlama prosesinin çamur numunesinin biyolojik ayrışabilirliği üzerindeki etkileri belirlenecek; optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin bitiminde, aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi ile ozonlanmış çamur numunesi optimum ozon besleme süresinde yeniden ozonlanacak; optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında, toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığı gözlemlenecektir.
- j. optimum ozon besleme süresi ve optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülen ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanacak ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisi ortaya konacaktır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

2.1.1 Endüstriyel Atıksu Arıtma Prosesleri

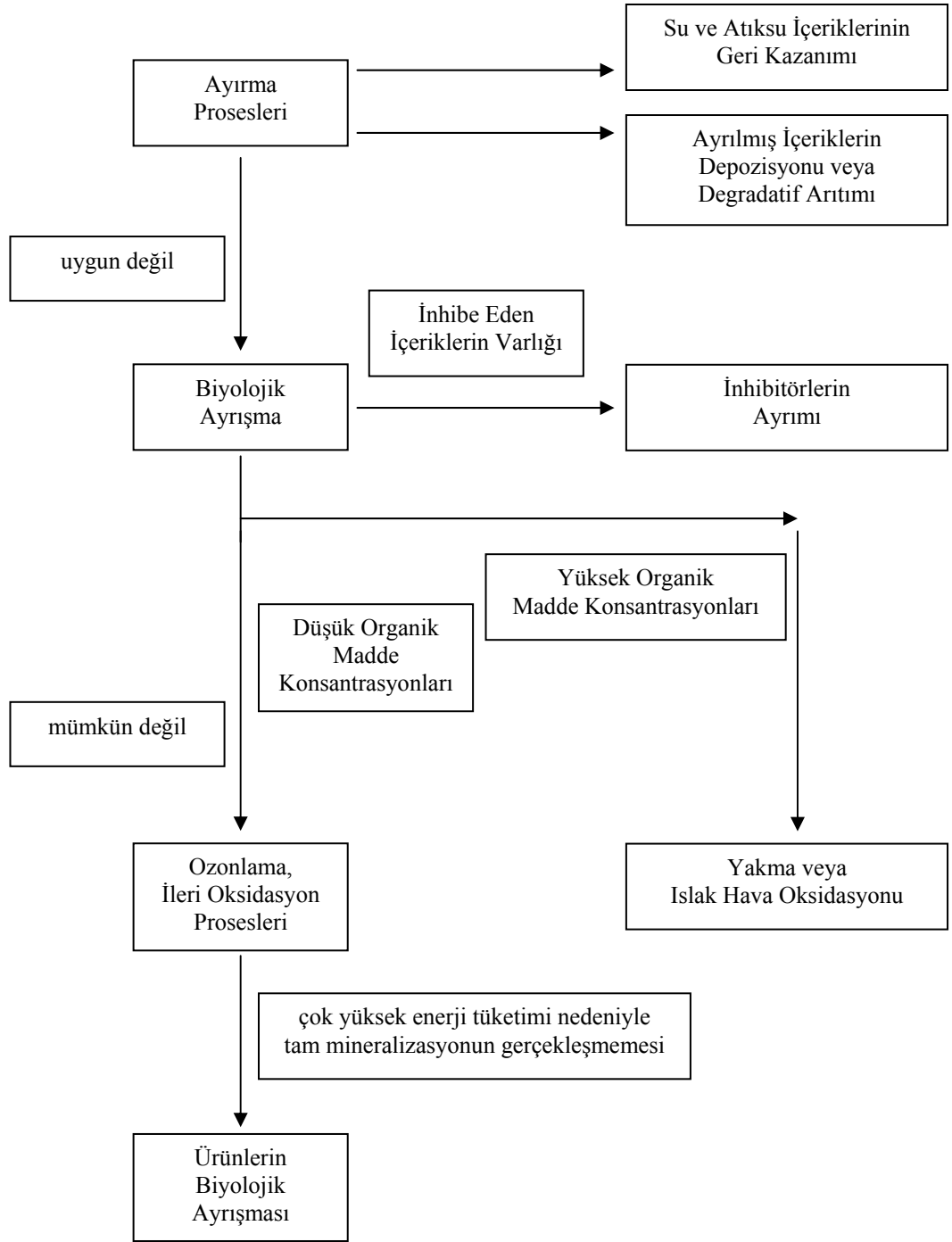
Optimum atıksu arıtımı, günümüzde çevre mühendisliğinin en önemli konularından birisidir. Bir yanda birbirinden çok farklı atıksu kompozisyonu, diğer yanda da çok sayıda uygulanabilir nitelikli arıtma yöntemi bulunmaktadır. Atıksu kompozisyonuna ve arıtma gereksinimleri ile ekonomik ölçütlere bağlı olarak her bir atıksu tipi için uygun arıtma prosesleri değişiklik göstermektedir. Askıda katı maddelerin ve yağ-greslerin fiziksel ayrımı ve biyolojik arıtımı çoğu durum (evsel atıksu, gıda endüstrisi atıksuyu vb.) için oldukça ekonomik ve güvenilir sistemler olarak nitelendirilmektedir. Bununla birlikte, söz konusu arıtma adımlarının pek işe yaramadığı ve pek etkili olmadığı durumlarla (atıksuda fiziksel ayırım için çözünmüş maddeler, biyolojik arıtma için biyolojik olarak ayrışamayan ve / veya toksik maddelerin varlığı) da karşılaşmaktadır. Genelde kimya endüstrisi atıksularında gözlemlenen bu durum için – çoğu oksidasyon-redüksiyon tepkimelerine dayanan – çeşitli kimyasal prosesler uygulanmaktadır. Toksik çözünmüş maddelerin yüksek verimle giderimi için klorlama, ozonlama, UV ışıması ve elektrokimyasal arıtma gibi prosesler ile hidroksil radikali saldırısına dayalı proseslerin uygulanması araştırılmıştır. Adı geçen arıtma proseslerinin çoğu, kirletici maddeleri parçalayabilmeleri nedeniyle fiziksel ayırma ve biyolojik arıtma adımlarının yetersiz kaldığı atıksuların arıtımında iyi sonuçlar vermektedir. Bu alandaki araştırmaların birçoğu da, yüksek dozda oksidan kullanılmasına karşın kirletici maddelerin mineralizasyonu üzerinde yoğunlaşmaktadır. Diğer yandan, bu tür arıtma teknolojilerinin – fiziksel ve biyolojik yöntemlerle karşılaştırıldığında – pahalı oldukları dikkati çekmektedir. Biyolojik proseslerin yatırım maliyetleri, ozon veya hidrojen peroksitin uygulandığı kimyasal proseslere oranla 5~20 kat daha azdır;

biyolojik proseslerin arıtma masrafları ise, adı geçen kimyasal proseslere oranla 3~10 kat daha düşüktür (Marco ve diğ., 1997).

Organik maddelerin giderimi için uygulanan atıksu arıtımı prosesleri ayırma prosesleri (kimyasal madde ilavesi olmaksızın organik maddelerin konsantre hale getirilmesi), degradatif prosesler (organik maddelerin CO₂'ye dönüştürülerek mineralize olmalarını sağlayan oksidatif prosesler), atıksu içeriklerini kimyasal olarak modifiye eden fakat mineralizasyona yol açmayan prosesler (örneğin dehalojenasyon gibi redüktif prosesler) ve birtakım kimyasal maddelerin ilavesiyle atıksuların bir sonraki ayırma veya degradatif proses için hazırlanması (emülsiyon kırma, flokülasyon, çöktürme ve pH ayarlaması) şeklinde dört grupta ele alınabilmektedir.

Değişik atıksu arıtma prosesleri, birbirinden farklı özellik gösteren organik maddelerin (örneğin partikül veya çözünmüş, uçucu veya uçucu olmayan, hidrofobik veya hidrofilik organik maddelerin) giderilmesi amacıyla uygulanmaktadır. Bazı atıksu arıtma prosesleri (örneğin atıksu yakma veya ıslak hava oksidasyonu), çok konsantre organik maddelerin eliminasyonu için elverişlidir; bazı atıksu arıtma prosesleri ise (örneğin ozonlama), organik madde konsantrasyonunun düşük olduğu durumlarda ekonomik ve ekolojik açıdan daha uygun olmaktadır. Birtakım atıksu arıtma prosesleri, şu an itibarıyla yaygın bir kullanım alanına sahip değildir; kimi atıksu arıtma prosesleri (dondurarak konsantre hale getirme ve elektrokimyasal redüksiyon) de henüz araştırma aşamasındadır.

Şekil 2.1'de, organik maddelerin endüstriyel atıksulardan giderilmesi için uygulanmakta olan arıtma proseslerine ilişkin stratejiler sunulmuştur. Suyun yeniden kullanımının yanısıra atıksuyun içerdiği bazı maddelerin geri kazanımı da, atıksu arıtma prosesinin seçimi aşamasında dikkate alınması gereken öncelikler arasında yer almaktadır. Kirlenmenin önlenmesine yönelik uygulanan teknolojiler, ekolojik ortam açısından faydalı olmaktadır; fakat ekonomik faydalar, ayırma proseslerinin uygulanması aşamasında çoğunlukla göz ardı edilmektedir. Organik atıksu içeriklerinin geri kazanımına yönelik ayırma proseslerinin en önemli avantajlarından birisi de, organik bileşenlerin toplam mineralizasyonu sırasında gözlemlenen – ve oluştuğu takdirde sera etkisine yol açan – CO₂ gazının üretilmemesidir.



Şekil 2.1: Endüstriyel Atıksu Arıtma Proseslerinin Seçimi için Karar Stratejileri (Gulyas, 1997)

Herhangi bir gerekçeden ötürü suyun ve / veya atıksuyun içerdiği bazı maddelerin geri kazanılması uygun değilse, atıksulardan organik madde giderimi için – diğer proseslere oranla daha düşük maliyetli olması nedeniyle – biyolojik prosesler tercih edilebilmektedir. Bununla birlikte atıksuda bulunan biyolojik olarak ayrışabilen organik madde giderimi sırasında, önemli miktarda biyolojik çamur meydana

gelmektedir; bu takdirde, söz konusu biyolojik çamurun arıtılmasına ya da uzaklaştırılmasına gereksinim duyulmaktadır. Eğer organik maddelerin çoğu mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılamıyorsa, biyolojik prosesler arıtma için uygun bir seçenek olmamaktadır. Organik maddelerin sadece küçük bir oranının biyolojik olarak ayrıştırılamaması halinde, söz konusu organik maddeler (organik maddelerin polaritesinin çok yüksek olmaması koşuluyla) mikroorganizmalara tutunmakta ve sistemden atılan çamurla birlikte uzaklaştırılabilmektedir.

Biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin – inhibe edici atıksu içeriklerinin (örneğin ağır metallerin) varlığı nedeniyle – mineralize edilememesi durumunda, inhibitörler biyolojik arıtma adımı öncesinde ortamdan uzaklaştırılabilmektedir (örneğin ağır metal çöktürmesi).

Refrakter organik maddelerin giderimi için, ayırma proseslerinin uygun olmaması veya arzu edilmemesi durumunda (örneğin atıksudan ayrılan organik madde ve diğer atıksu bileşenlerinin uzaklaştırılması için yüksek bir maliyet söz konusuysa) biyolojik olmayan ayrışma proseslerinin uygulanması gerekmektedir. Yüksek konsantrasyonlarda rekalsitrant organik madde içeren atıksular, ıslak hava oksidasyonu veya atıksu yakma prosesi aracılığıyla arıtılabilmektedir. Her iki yöntemde de, oksidan olarak oksijen kullanılmaktadır.

İleri oksidasyon prosesleri ve ozonlama, yüksek konsantrasyonlarda organik madde içeren atıksular için ekonomik ve ekolojik açıdan uygun olmamaktadır; çünkü artan organik madde içeriği, toplam mineralizasyon için gerekli olan oksidan tüketimini arttırmaktadır (örneğin ozonun üretimi, yüksek miktarda enerji gerektirmektedir). Bu nedenle, ileri oksidasyon prosesleri – onları tümüyle mineralize etmek yerine – rekalsitrant organik madde içeriklerinin biyolojik olarak ayrışabilir bileşiklere dönüştürülmesi amacıyla uygulanmaktadır; böylelikle oksidan tüketimi belirgin bir şekilde düşmektedir. Bu durumda, ileri oksidasyon prosesini izleyen bir biyolojik arıtma adımına gereksinim duyulmaktadır. Oluşan ürünlerin biyolojik olarak optimum şekilde ayrışabileceği noktanın elde edilmesi için gereken oksidan dozunun dikkatli bir biçimde saptanması zorunludur; çünkü aşırı oksidan dozu, biyolojik olarak ayrışabilirliğin azalmasına yol açabilmektedir (Jones ve diğ., 1985).

2.1.1.1 Ayırma Prosesleri

Atıksu arıtımı için uygun olan ayırma prosesleri katı / sıvı ayırma proseslerini (sedimentasyon, hidrosiklon, santrifüj işlemi, flotasyon, filtrasyon, mikrofiltrasyon, ultrafiltrasyon), koaleszens ayrımını, ters osmoz, adsorpsiyonu, ekstraksiyon ve pertraksiyonu, sıyırmayı, pervaporasyonu, distilasyonu, atıksu evaporasyonunu, iyon değiştirmeyi ve dondurarak konsantre hale getirmeyi bünyesinde barındırmaktadır.

Ayırma prosesleri, rekalsitrant ve biyolojik olarak ayrışabilen organik bileşenler arasında bir ayırım yapamamaktadır; fakat değişik ayırma prosesleri, farklı organik maddelerin giderilmesi işlevini görmektedir. Ters osmoz ve dondurarak konsantre hale getirme işlemleri ise, diğer ayırma proseslerine oranla pek seçici değildir. Atıksu evaporasyonu, sadece uçucu olmayan maddeleri ayırmaktadır; sıyırma (yüksek Henry sabitine sahip bileşikler için seçicidir), pervaporasyon ve distilasyon (düşük kaynama sıcaklığına sahip bileşikler için seçicidir) işlemleri de uçucu olan maddeleri gidermek için uygundur. Ekstraksiyon ve pertraksiyon, yüksek ekstraktant / su partasyonu katsayılarına sahip bileşikler için seçici özellik göstermektedir. Aktif karbon adsorpsiyonu ise, aktif karbonun kül içeriğine bağlı olarak polar olmayan maddelerin giderimi aşamasında sınırlı bir seçiciliğe sahiptir (**Diamadopoulos ve diğ., 1992**); iyon değiştiriciler de, pH değerine bağlı olarak iyonlarına ayrışan organiklerin ayrımı için kullanılabilir.

2.1.1.2 Organik Maddelerin Rekalsitrantlığı

“Bir maddenin belirli bir çevrede değişikliğe uğramadan formunu koruyabilmesi” olarak tanımlanabilen rekalsitrantlığa yol açan etmenler, **Fewson (1988)** tarafından irdelenmiştir. Biyolojik atıksu arıtma proseslerinde gözlemlenen elverişsiz koşulların (uygun olmayan pH, sıcaklık vb.) yanı sıra atıksuda bulunan organik maddelerin rekalsitrantlığı için iki gerekçe daha bulunmaktadır. Biyolojik atıksu arıtımında ilgili organik maddelerin biyolojik olarak ayrıştırılması için gereken enzimlerin bulunmaması ve – her ne kadar organik maddeler biyolojik olarak ayrışabilse de – organik veya inorganik maddelerin mikroorganizmaları inhibe etmesi ya da mikroorganizmalara karşı toksik bir tutum sergilemesi söz konusu iki gerekçe arasında yer almaktadır.

İlk durumda, organik maddelerin biyolojik olarak ayrıştırılabilen kısmı için biyolojik arıtmanın uygulanması mümkündür; fakat bu takdirde, rekalsitrant organik maddeler biyolojik atıksu arıtma tesisinin çıkışında metabolik inert ürünlere ilave olarak kalıntı KOİ şeklinde gözlemlenmektedir. Rekalsitrant organik maddeler, miktarlarına ve ekotoksikolojik özelliklerine bağlı olarak kimi zaman ilave bir arıtmanın uygulanmasını gerektirmektedir. İkinci durumda ise, – arıtılmış suyun girişe beslenerek giriş akımının seyreltilmesi ve inhibe edici veya toksik maddelerin biyolojik arıtma öncesinde ayrımı dışında – biyolojik arıtmanın uygulanması mümkün olmamaktadır. Biyolojik arıtma çıkışı, her zaman için refrakter organik maddelere ilişkin kalıntı KOİ konsantrasyonu içermektedir; bu durum, biyolojik olarak kolay ayrışabilen organik bileşenlerin mikroorganizmalar tarafından hümitik maddeler gibi yüksek moleküler ağırlıklı bileşenlere dönüştürülmesiyle açıklanabilmektedir (**Hejzlar ve Chudoba, 1986**). Söz konusu bileşenler, genellikle biyolojik prosesler için inhibe edici bir özellik göstermektedir (**Chudoba, 1985**).

2.1.1.3 Kimyasal Oksidasyon Prosesleri

Aerobik biyolojik oksidasyon aralarında biyolojik olmayan proseslerin (atıksu yakma, ıslak hava oksidasyonu, normal sıcaklık değerlerinde hidroksil radikalleri oluşturan bir dizi proses [ozonlama, ozon / hidrojen peroksit, ozon / UV, hidrojen peroksit / UV, fotokatalitik oksidasyon, UV katkılı Fenton reaksiyonu, Fenton reaktanı, hızlandırılmış elektronlarla ışıma, Gamma ışıması, ultrases, ultrases / hidrojen peroksit], anodik oksidasyon, peroksodisülfat ile oksidasyon ve yüksek oksidasyon seviyesine sahip metal bileşikleriyle [KMnO_4 , K_2FeO_4] arıtma) de yer aldığı oksidatif degradatif atıksu arıtma prosesleri grubuna dahildir.

Atıksu yakma ve ıslak hava oksidasyonu, yüksek organik madde içeriğine sahip atıksular için elverişlidir. 50~100 g/L'nin altında KOİ içeriğine sahip atıksuların yakılması, ekonomik olmamaktadır; buna karşın KOİ konsantrasyonu 20~150 g/L arasında olan atıksularda ise ıslak hava oksidasyonu uygulaması iyi sonuç vermektedir.

Endüstriyel atıksulardaki çözünmüş organik maddeler, anodik oksidasyon aracılığıyla oksitlenebilmektedir. Bu proseste, elektronlar anotta bulunan organik moleküllerden abstrakte edilmektedir. Söz konusu oksidasyon sırasında, organik

maddelerin radikalleri ve iyonları meydana gelmektedir; böylelikle başlangıca oranla oksidasyon seviyesi artmış ve CO₂'ye kadar yayılmış karbon atomları içeren bileşikler elde edilebilmektedir. Bu konuyla ilgili çalışmalar arasında **Johnson ve diğ. (1972)**, **Kötz ve diğ. (1991)** ile **Murphy ve diğ. (1992)** yer almaktadır.

Matschiner ve diğ. (1994), endüstriyel atıksuların peroksodisülfatla kimyasal oksidasyonu konusunu ele almışlardır; bu araştırmacılar, organik maddeler için TOK gideriminin % 20 (piridin) ~ % 100 (o-cresol) arasında değişmekte olduğunu ifade etmişlerdir. Peroksodisülfatla oksidasyon prosesi, mikrodalga uygulaması veya ağır metallerin ya da karbonun varlığı halinde hızlandırılabilir. **Matschiner ve diğ. (1994)**, peroksodisülfatın ozon ve hidrojen peroksit oranla daha kararlı olduğunu dile getirmişlerdir; bu nedenle, peroksodisülfatla oksidasyon sırasında daha az oksidan kaybı gözlemlenmektedir. Peroksodisülfatın kararlılık özelliğindeki söz konusu üstünlük, organik maddelerin daha yüksek sıcaklıklarda oksidasyonuna ön ayak olmaktadır.

Diğer kimyasal oksidanlar arasında potasyum permanganat (**Vella ve diğ., 1990**) veya Fe⁶⁺ içeren potasyum ferrat K₂FeO₄ (**Farooq ve Bari, 1986**) gibi yüksek oksidasyon seviyesine sahip metal bileşikler yer almaktadır. **Bartzatt ve Nagel (1991)**, kanserojen özelliğe sahip nitroaminlerin potasyum ferratla giderimini irdelenmiştir.

Normal sıcaklık değerlerinde hidroksil radikalleri oluşturan kimyasal oksidasyon prosesleri ozonlama, ozon / hidrojen peroksit, ozon / UV, hidrojen peroksit / UV, fotokatalitik oksidasyon, UV katkılı Fenton reaksiyonu, Fenton reaktanı, hızlandırılmış elektronlarla ışıma, Gamma ışıması, ultrases, ultrases / hidrojen peroksit proseslerinden meydana gelmektedir. Ozon, daha çok içme suyu arıtımında kullanılan bir oksidandır; fakat aynı zamanda atıksu arıtımında da başarıyla uygulanabilmektedir. Ozon uygulanan her proses, etkin kütle transferine sahip reaktörlere gereksinim duymaktadır; çünkü ozon, atıksu içerikleriyle tepkimeye girmeden önce suda çözünmek zorundadır.

Ozon, kimyasal oksidasyon prosesleri arasında su arıtımında kullanılan en kuvvetli oksidandır. Suda çözündüğü takdirde, ozon çok sayıda organik bileşik moleküler ozon şeklinde direkt reaksiyon ya da serbest radikal ögeleri gibi ikincil oksidanların

formasyonuna dayalı direkt olmayan reaksiyon yoluyla tepkime verebilmektedir (**Hoigne, 1988**). Pratikte her iki mekanizma da, suyun kimyasal kompozisyonuna bağlı olarak meydana gelmektedir. Gerçekleştirdiği iki mekanizma aracılığıyla organik maddelerin birçoğu için oksitleme kapasitesinin yüksek olması, ozonun su arıtımındaki kullanımını ilginç bir hale getirmektedir. İlk mekanizmanın esası, ozonun moleküler tepkimelerine dayanmaktadır; bu mekanizma uyarınca ozon oldukça seçici olduğu birtakım bileşikler (fenoller, doymamış hidrokarbonlar veya aromatikler) ile tepkimeye girmektedir (**Bailey, 1958**). İkinci mekanizma ise, doğrudan olmayan tepkime olarak nitelendirilmektedir; ikinci mekanizma sırasında, sudaki ozonun dekompozisyonu sonucunda – hem organik, hem de inorganik maddeleri seçici davranmaksızın oksitleyebilen – hidroksil radikalleri meydana gelmektedir.

Ozonlama uygulaması, 1990'lı yılların başında içme suyu arıtımıyla başlamış; daha sonra da giderek yayılarak endüstriyel atıksu arıtımı alanına da sıçramıştır. Endüstriyel atıksu arıtımı alanında, büyük ölçekli tesisler ozonu marina sularının geri devrettirilmesi; metal son işlemleri endüstrisinde siyanürlerin elimine edilmesi; elektronik maddelerin üretiminde yıkama sularının yeniden kullanılması; tekstil boyama tesislerinden kaynaklanan atıksulardaki renk içeriğinin ve yüzey maddelerine dair konsantrasyonun azaltılması; petrol rafinerisi atıksularındaki fenollerin veya hidrokarbonların parçalanması; çöp sızıntı sularındaki ve kimya endüstrisi atıksularındaki KOİ'nin giderilmesi amacıyla kullanılmaktadır (**Rice, 1997**).

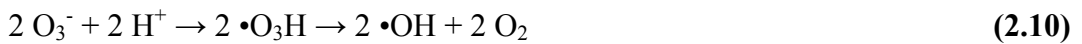
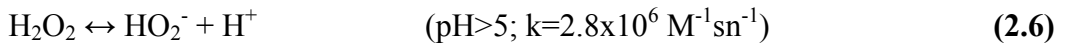
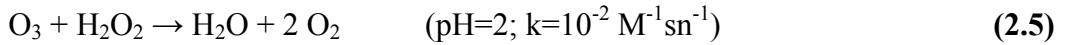
Çözünmüş ozon, Criegee Mekanizması uyarınca C-C çift bağı içeren organik maddelerle tepkimeye girmektedir (**Bablon ve diğ., 1991**). Söz konusu tepkimenin ürünleri, karbonil grupları (örneğin aldehitler ve ketonlar) içeren organik bileşikler ve hidrojen peroksittir. Aynı zamanda, sulu ozon çözeltilerinde bir dizi radikal de ($\bullet\text{OH}$, $\bullet\text{O}_2^-$, $\text{HO}_2\bullet$, $\bullet\text{O}_3^-$, $\text{HO}_3\bullet$) meydana gelmektedir; hidroksil radikalleri, adı geçen radikaller içerisinde çok güçlü ve seçici olmayan oksidanlardır. Hidroksil radikali oluşumu, artan pH değeriyle hızlanmaktadır; çünkü hidroksil radikali oluşumunu tetikleyen tepkime aşağıdaki şekilde gerçekleşmektedir:





Ozonun C-C çift bağlarına (örneğin hümik asitlerin C-C çift bağlarına [**Beschkov ve diğ., 1997**] veya lignin türevlerinin C-C çift bağlarına [**Gulyas ve diğ., 1995**]) saldırması sonucunda oluşan hidrojen peroksit anyonunun kendisi de, çözünmüş ozonla tepkimeye girmektedir. Bu tepkime sonucunda, ozonun hidroksit anyonuyla gerçekleştirdiği reaksiyon sonucunda elde edilenden daha etkin bir hidroksil oluşumu söz konusudur; çünkü (2.2) numaralı tepkime, (2.1) numaralı tepkimeye oranla yaklaşık 40000 defa daha hızlıdır.

Bu etki, ozon / hidrojen peroksitin bir arada uygulandığı arıtmada kullanılabilmektedir. **Paillard ve diğ. (1988)**, sadece ozonlama prosesi sonucunda 1.1.2-triklorethanın sulu çözeltilerden yavaşça giderilebildiğini; fakat ozon / hidrojen peroksitin bir arada uygulanması durumunda ise, 1.1.2-triklorethan gideriminin belirgin bir biçimde hızlandığını gözlemlemişlerdir. (2.11) numaralı tepkime, optimum stokiometrik oranın 0.5 mol H_2O_2 / mol O_3 olduğunu göstermektedir:





Ozon ve UV'nin bir arada uygulanması durumunda, çözünmüş ozonun fotolizi sonucunda oluşan uyarılmış oksijen atomları hidrojen peroksiti meydana getirmektedir. Hidrojen peroksitin kendisi de, fotolize uğrayarak iki hidroksil radikalinin oluşumuna yol açmaktadır:



UV ışımasına dair bir diğer kombinasyon da, hidrojen peroksit / UV sistemidir. İlave edilen hidrojen peroksit, fotolize uğramakta ve iki hidroksil radikali oluşturmaktadır:



Fotokimyasal tepkimelerin tamamında, $h\nu$ fotonlarının kimyasal tepkime partnerleri (ozon veya hidrojen peroksit) tarafından absorbe edilmesi önem taşımaktadır. Absorbansın maksimum olduğu 213 nm'den daha yüksek dalgalarda, hidrojen peroksitin absorbansı artan pH değeriyle artmaktadır. Bu nedenle, (2.15) numaralı tepkimede gösterilen hidrojen peroksitin fotolizi pH değerine bağlıdır (**Rudolph, 1994**). UV ışıması yoğunluğunun iyileştirilmesi, hidroksil radikallerinin üretimini arttırmaktadır; fakat UV ışıması yoğunluğunun çok fazla olması durumunda, organik atıksu içeriklerinin oksidasyonunu gerçekleştiremeyen ve yan tepkimelerde harcanan çok sayıda hidroksil radikali meydana gelmektedir. Bu durum, reaktör tasarımı sırasında mutlaka dikkate alınmalıdır. Yüksek UV ışıması yoğunluğunun uygulanması halinde, aşağıdaki tepkime gözlemlenmektedir:



Yukarıda tanımlanan proseslerin dışında fotokatalitik oksidasyon, UV katkılı Fenton reaksiyonu, Fenton reaktanı, hızlandırılmış elektronlarla ışıma, Gamma ışıması,

ultrases, ultrases / hidrojen peroksit de ileri oksidasyon prosesleri arasında sayılmaktadır.

İleri oksidasyon prosesleri, biyolojik arıtma basamağının çıkış akımında bulunan biyolojik olarak ayrışamayan organiklerin elimine edilmesinde uygun bir seçenektir. Biyolojik arıtma çıkışındaki rekalsitrant organikler, ya biyolojik arıtmadan değişime uğramadan çıkan ya da biyolojik arıtmada meydana gelen (hümik materyaller veya çözünmüş organik maddelere karşılık gelen makromoleküler) bileşiklerdir.

Mineralizasyonun tamamlanmaması durumunda, tüm degradatif arıtma prosesleri sırasında yan ürünler oluşmaktadır. Özellikle hümik maddelerin ozonlanması esnasında yan ürünler meydana gelmekte ve mutajenik madde üretimi gerçekleşmektedir (**Matsuda ve diğ., 1992**). Aynı zamanda ozonlama, ozon / UV, hidrojen peroksit / UV, ozon / hidrojen peroksit ve hidrojen peroksit / Fe^{2+} (eğer atıksuda Cl^- , Br^- veya I^- varsa) şeklindeki ileri oksidasyon prosesleri de yan ürün oluşumuna yol açmaktadır (**Rudolph, 1994**). **Chan ve Larson (1991)**, anilinlerin ozonlanması sırasında mutajen maddelerin üretildiğini ortaya koymuşlardır; bu nedenle, toplam mineralizasyona kadar devam etmeyen tüm degradatif proseslerin – toksik ürünlerin oluşumu açısından – dikkatli bir şekilde incelenmesi gerekmektedir.

2.1.1.4 Redüksiyon Prosesleri

Atıksu arıtımında – aralarında elektrokimyasal redüksiyon ve mineral yağla ekstraksiyon sonrasında uygulanan metalik sodyumlu redüksiyonun bulunduğu – redüktif prosesler de uygulanabilmektedir. Redüktif prosesler, organik maddeleri CO_2 'ye dönüştürememektedir. Bu nedenle, elektrokimyasal redüksiyon toplam mineralizasyona yol açmamaktadır; fakat elektrokimyasal redüksiyon uygulaması AOX'un (Adsorplanabilir Organik Bağlı Halojenler) tümüyle dehalojenasyonunu sağlamakta, bu durumda da atıksular detoksifiye edilmektedir.

2.1.2 Biyolojik Arıtma ve Ozonlama Proseslerinin Entegrasyonu

Biyolojik prosesler, birbirinden oldukça farklı organik madde türü içeren evsel veya endüstriyel atıksular için uygulanan en yaygın arıtma yöntemleri arasında yer almaktadır. Bazı durumlarda endüstriyel atıksular, yüksek miktarda organik madde içeriğiyle karakterize edilmektedir. Söz konusu endüstriyel atıksuların arıtımı

noktasında, biyolojik prosesler genellikle kimyasal proseslere oranla – özellikle de arıtmanın maliyeti dikkate alındığında – daha elverişli olmaktadır. Bununla birlikte, çok sayıda endüstriyel atıksu biyolojik olarak zor ayrışabilen ya da hiç ayrışamayan birtakım refrakter organik bileşik içermektedir; ayrıca günümüzde atıksu arıtımında oldukça yaygın bir şekilde uygulanmakta olan aerobik biyooksidasyon prosesi kirletici konsantrasyonlarındaki ani salınım, sıcaklıktaki ve organik madde yükündeki dalgalanmalara karşı duyarlıdır. Adı geçen dezavantajları nedeniyle aerobik biyooksidasyon, refrakter (= rekalsitrant) atıksular için genellikle yetersiz kalmakta ve kimi zaman biyolojik arıtma çıkışında deşarj limitlerinin üzerine çıkan organik madde içerikleri gözlemlenmektedir. Bu tür durumlarda, deşarj standartlarını sağlayabilmek amacıyla çoğu zaman bazı önlemlerin alınması; bir diğer deyişle bir ön arıtma ya da son arıtma adımının uygulanması gerekmektedir. Sıkı standartların sağlanabilmesi için biyolojik arıtmanın, ileri oksidasyon prosesleri veya kimyasal arıtma gibi diğer proseslerle kombinasyonu yoluna gidilebilmektedir (**Marco ve diğ., 1997**). Biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin entegrasyonu, biyolojik olarak güç ayrışan endüstriyel atıksuların biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirilmesi; refrakter veya toksik organik maddelerin parçalanması noktasında iyi sonuçlar vermektedir (**Jochimsen ve Jekel, 1997; Jochimsen ve diğ., 1997**). Organik bileşiklerin ozon veya hidroksil radikalleriyle oksidasyonu, genellikle başlangıça oranla biyolojik olarak daha kolay ayrışabilen bileşiklerin elde edilmesini sağlamaktadır (**Kearney ve diğ., 1983; Kong ve Sayler, 1983; Baxter ve Sutherland, 1984; Katayama ve Matsumura, 1991**). Bu durum, bazı araştırmacıların kimyasal oksidasyon prosesi ile biyolojik arıtmanın birlikte kullanılması üzerinde odaklanmalarına ön ayak olmuştur (**Esplugas ve Ollis, 1993**). Ozonlama ile biyooksidasyonun farklı kombinasyonlarının kâğıt, kimya, tekstil, gıda ve boya endüstrilerinden kaynaklanan rekalsitrant atıksuların arıtımı için yüksek bir potansiyel oluşturduğu kanıtlanmıştır (**Öller ve diğ., 1997; Ried ve Mielcke, 1999; Rivas ve diğ., 2000**).

Son on yıllık zaman diliminde, rekalsitrant özellik gösteren atıksular için kimyasal ve biyolojik oksidasyonun birbiri peşi sıra kullanılabilirliği ve uygulanabilirliği hakkında literatürde yüzü aşkın çalışma bulunmaktadır. Kimyasal ve biyolojik oksidasyonun birbiri ardı sıra kullanıldığı uygulamalar çok sayıda tekil (örneğin klorofenoller, nitroaromatikler, pestisitler, sentetik boyalar vb.) ve birden çok bileşik

içeren akım (tekstil, kâğıt, deri, zeytin endüstrisi atıksuları ile pestisit içeren atıksulara dair çıkış akımları) için gerçekleştirilmektedir. Spesifik biyorefrakter bileşikler içeren atıksulara uygulanan kimyasal oksidasyon prosesi aracılığıyla biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirildiğine dair literatürde çok sayıda örnek yer almaktadır. Bununla birlikte, kimyasal oksidasyon sonrasında elde edilen sonuçlar büyük ölçüde atıksuyun yapısına bağlı olmaktadır (**Narkis ve Scheneider-Rotel, 1980**). Söz konusu çalışmalarda, ozonun kullanılması durumunda biyolojik olarak ayrışabilir fraksiyonda belirgin bir artış gözlemlenmektedir; bu durum, biyolojik olarak daha kolay ayrışabilen düşük moleküler ağırlığa sahip maddelerin oluşumundan kaynaklanmaktadır (**Narkis ve Scheneider-Rotel, 1980; Gilbert, 1987; Adams ve diğ., 1997**). Ozonla kimyasal oksidasyon, genellikle biyolojik olarak ayrışamayan bileşiklerin (kısmi) oksidasyonu için uygun olmaktadır (**Jochimsen ve Jekel, 1997; Beltran ve diğ., 1999**). Oksidasyon prosesi, biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmek için bir ön arıtma adımı olarak ya da kalıntı KOİ'nin giderilmesi için bir son arıtma adımı olarak uygulanmaktadır. Ozon, organik bileşiklerin karbondioksit ve suya tam oksidasyonunun yanı sıra organik bileşiklerin kısmi oksidasyonu için de kullanılabilir. Kısmi oksidasyon sonucunda meydana gelen ürünlerin biyolojik olarak ayrışabilirliğinin başlangıça oranla daha iyi olması durumunda, kimyasal oksidasyonun ardından uygulanacak biyolojik arıtma ilginç hale gelmektedir. Söz konusu durum, ozonla kimyasal oksidasyon prosesinin biyolojik arıtmaya oranla daha pahalı olması nedeniyle önem taşımaktadır. Endüstriyel atıksu arıtımında biyolojik proseslerin uygulanması halinde birtakım güçlüklerle karşılaşılmasına neden olan – örneğin yüksek moleküler ağırlığa sahip proteinler gibi – biorekalsitrant bileşiklerin büyük bir kısmı, aralarında ozonun da yer aldığı kimyasal oksidasyon teknolojileri aracılığıyla sudan kolaylıkla uzaklaştırılabilir. Örneğin ozonun tek başına kullanıldığı uygulamaların yanı sıra ozon / hidrojen peroksit veya ozon / UV kombinasyonları da 1.4 dioksan, iyonik olmayan yüzey maddeler veya kloro ve nitro aromatik maddeleri etkin bir biçimde oksitleyebilmektedir (**Calvosa ve diğ., 1991; Adams ve diğ., 1994; Stockinger ve diğ., 1995**). Aynı zamanda, ozonun sulu ortamda güçlü bir dezenfektan olduğu ve de bu amaç doğrultusunda su ve atıksu arıtımında giderek artan bir oranda kullanıldığı bilinmektedir (**Rice, 1986**). Genellikle rekalsitrant bileşikler içeren kimya ve ilaç endüstrisi kaynaklı atıksular, alışlageldik bekletme süreleri içerisinde konvansiyonel biyolojik arıtma tesislerinde giderilememektedir.

Seyreltme işlemi yönetmelikler çerçevesinde yasak olduğundan dolayı kanalizasyona ya da alıcı ortama deşarj öncesinde söz konusu bileşiklerin parçalanması gerekmektedir. Ozonlama ve peşinden uygulanacak biyolojik arıtma, bu tür atıksulara başarıyla uygulanabilmektedir (**Gulyas, 1997; Rice, 1997; Chiron ve diğ., 2000**).

2.1.2.1 Biyolojik Oksidasyon Öncesinde Kimyasal Oksidasyon Prosesi Uygulaması

Biyolojik oksidasyon öncesinde devreye sokulan kimyasal oksidasyon prosesi, aşağıda sıralanan gerekçeler nedeniyle uygulanmaktadır (**Ollis, 2001**):

1. Kimyasal oksidasyona beslenen atıksu, biyorekalsitrant özellik göstermekte veya hücrenin içindeki enzimler tarafından bütünüyle biyolojik olarak ayrıştırılamamaktadır. Kısmi oksidasyon, daha küçük ve biyolojik olarak daha kolay ayrışabilir ara ürünler meydana getirmektedir.
2. Kimyasal oksidasyona beslenen atıksu, mikroorganizmalar için inhibe edici özellik göstermektedir. Kısmi oksidasyon, inhibe edici özellik gösteren bileşiği parçalamakta ve genellikle de başlangıca oranla toksisitesi daha düşük ürünler oluşturmaktadır.
3. Kimyasal oksidasyona beslenen atıksu, çözünmemiş formda bileşik içermektedir. **Weng ve diğ. (2000)**, çözünmemiş formda kanserojen bir madde olan benzo[a]pirenin ozonlama prosesi sonucunda kısmen oksitlendiğini ve böylelikle de başlangıca oranla daha fazla çözünmüş ürünlerin meydana geldiğini dile getirmişlerdir. Söz konusu ürünlerin kimyasal oksidasyona tabi tutulması da moleküler ağırlığın düşmesi, hidrokarbonların açılması ve biyolojik olarak ayrışabilirliği artmış ürünlerin oluşmasıyla sonuçlanmıştır.
4. Kimyasal oksidasyona beslenen atıksu, çözünmüş formda bileşik içermektedir; fakat çözünmüş formdaki bileşik, moleküler ağırlığı bakımından biyokültürün aktivitesini engellemektedir. Bu durumda, biyolojik olarak ayrışamayan polietilen glükol (moleküler ağırlık kesim boyutu = 10 kDa) çözeltilerine ıslak hava oksidasyonunun uygulanması sonucunda biyolojik olarak daha kolay ayrışabilir çözeltiler meydana gelmektedir (**Mantzavinos ve diğ., 1999**).

2.1.2.2 Biyolojik Oksidasyon Sonrasında Kimyasal Oksidasyon Prosesi Uygulaması

Ozonlama yüksek reaktivitesi nedeniyle endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımından sonra bir son arıtma adımı olarak ilave KOİ giderimi amacı doğrultusunda kullanılmaktadır (Baltes ve Becker, 1993; Hostachy ve diğ., 1993; Hausler ve diğ., 1995; Roche ve diğ., 1995). Organik kirleticilerin yüksek verimde oksidasyonunun elde edilmesi istendiği takdirde, söz konusu ozonlama uygulamaları çok masraflı olabilmektedir. Buna karşın, düşük ozon dozları da biyoreftakter bileşiklerin kimyasal yapıları üzerinde yeterli miktarda değişiklik yaratarak atıksuyun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirilmesi noktasında iyi sonuçlar verebilmektedir. Kısmi ozonlama, bir ikinci aerobik biyolojik arıtma adımından önce ekonomik açıdan avantaj sağlayacak biçimde uygulanabilmektedir (Medley ve Stover, 1983; Tuhkanen ve diğ., 1997; Carini ve diğ., 1998).

Kimyasal oksidasyon proseslerinin (klorlama, ozonlama, UV ışıması, elektrokimyasal arıtma proseslerinin ve hidroksil radikallerinin gerçekleştirdiği tepkimelere dayalı proseslerin) uygulanması, kirletici konsantrasyonunu azaltabilmekte; bir yandan da – çoğu kez başlangıça oranla biyolojik ayrışabilirliği artmış ve – daha yükseltgenmiş bileşiklerin elde edilmesini sağlayabilmektedir. Bu gerekçelerden ötürü, endüstriyel atıksular biyolojik ön arıtmanın ardından kimyasal oksidasyon prosesine tabi tutulabilmekte ve böylelikle kimyasal oksidasyonu izleyecek biyolojik arıtma adımı öncesinde endüstriyel atıksuyun biyolojik ayrışabilirliği artırılabilir (Collivignarelli ve diğ., 1998). “Biyolojik – kimyasal – biyolojik” şeklinde sıralanmış bir kombine arıtmada, ilk biyolojik arıtma adımı biyolojik olarak ayrışabilir organik maddeleri gidermekte; kimyasal arıtma fazı ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin biyolojik olarak ayrışabilirliğini iyileştirmektedir (Steensen, 1993; Steensen, 1997).

2.1.2.3 Proses Seçimi

Biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulaması ile biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının hangisinin en uygun çözüm olduğunun belirlenmesi aşamasında arıtma verimliliği (örneğin organik madde giderimi), kimyasal ve biyolojik arıtmanın birbiri ardı sıra uygulanmasının uygunluğu (örneğin kimyasal oksidasyona tabi tutulmuş atıksuyun

biyolojik arıtılabilirliği), ekonomik açıdan uygunluk (örneğin yatırım ve işletme maliyetleri) gibi faktörlerin dikkate alınması gerekmektedir. Arıtma tesisinin basitliği, esnek oluşu, güvenilirliği gibi etmenler de pratikte önem taşımaktadır.

Aktif çamur sistemleri, ortaya kondukları yirminci yüzyıldan bu yana büyük ağırlıkla organik karbon giderimi için tasarlanmış ve bu amaçla kullanılmıştır. Uygulamalar sırasında atıksuların – karmaşık yapılarına bağlı olarak – içerdikleri değişik türden ve çok farklı organik maddelerin konsantrasyonlarının rutin olarak ayrı ayrı belirlenmesi günümüze dek mümkün olmamıştır; bunun yerine tüm organik madde içeriğinin dolaylı bir indeks niteliğindeki kollektif parametreler yardımıyla tanımlanması benimsenmiştir. Bu tür parametrelerin en yaygın kullanılanları arasında Toplam Organik Karbon (TOK), Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ) ve Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) yer almaktadır. Adı geçen parametrelerin ölçümü kolaylıkla yapılabilmektedir; fakat bu parametreler, organik maddenin dönüşümü hakkında direkt bir bilgi vermemektedir. TOK parametresi, BOİ ve KOİ parametrelerinin aksine organik maddenin oksidasyon kademesi hakkında bilgi vermemektedir; dolayısıyla atıksu ölçümlerinde kirletici potansiyel olarak kullanılan oksijen ihtiyacı, TOK deneyinde belirlenmemektedir. BOİ, halen devam etmekte olan yaygın kullanımına karşın, günümüzde atıksu karakterizasyonunda son derece yetersiz bir organik substrat parametresi olarak nitelendirilmektedir. BOİ₅ parametresinden kaynaklanan birincil sorun, kütle korunum kavramına uygun olmaması; başka bir tanımla farklı noktalarda ve koşullarda ölçülen BOİ₅ değerleri üzerinde doğrudan işlem yapılamamasıdır (**Orhon ve Artan, 1994**). Bu gerçeklerin ışığı altında BOİ₅ parametresinin bir aktif çamur model ve tasarım parametresi olarak kullanımı uygun görülmemektedir. Ölçülemeyen bazı aromatik bileşenler dışında, heterotrofik çoğalmada karbon ve enerji kaynağı olarak kullanılacak tüm organik bileşenleri kapsadığı için, BOİ₅ parametrenin aksine, KOİ parametresi denge denklemlerinde organik substratın stokiyometrik eşdeğeri olarak kullanılabilir. KOİ parametresinin tek sakıncası, biyolojik ayrışmaya dayanıklı (inert) organik maddeleri ayrışabilir bileşenlerle birlikte vermesidir. Geliştirilen yeni ölçüm teknikleri aracılığıyla tüm KOİ fraksiyonları ayrı ayrı hesaplanabilmektedir; böylelikle biyolojik arıtma sistemlerinde substrat olarak değerlendirilen toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) konsantrasyonu da belirlenebildiğinden dolayı toplam KOİ (C_{T0}) parametresinin yapısal özelliklerinden kaynaklanan bu sorun ortadan

kaldırılabilir (Orhon ve Ubay Çokgör, 1997). Diğer taraftan tekil bileşiklerin ölçümü oldukça pahalı olmaktadır; özellikle yan ürünlerin analiz edilmesi halinde ölçüm adımı daha da güçleşmekte ve bazı durumlarda da imkansız hale gelmektedir. Bu durum, arıtma koşulları (sıcaklık, pH, uygulanan doz vb.) ile atıksu kompozisyonundan önemli ölçüde etkilenen reaksiyon mekanizmalarının bilinmesini gerekli kılmaktadır (Yoon ve diğ., 2001).

Özet olarak doğru sistemin belirlenmesinde, aralarında teknik (arıtma verimi; tesisin basitliği, esnekliği, güvenilirliği) ve ekonomik (yatırım ve işletme maliyetleri, kimyasal madde ve enerji tüketimi, çamurun uzaklaştırılması, bakım maliyetleri vb.) etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır. Kimi durumlarda, tesise özgü arıtma koşullarının yaratılması için spesifik deney adımlarının yürütülmesi gerekmektedir.

2.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

2.2.1 Çamur Sorunu

Evsel ve endüstriyel atıksular, genellikle biyolojik prosesler aracılığıyla arıtılmaktadır; biyolojik prosesler sırasında elimine edilen çözünmüş ve askıda organik bileşikler minerallere, gazlara ve biyokütleyle dönüşmektedir. Aktif çamur prosesleri, evsel ve endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımında uygulanan başlıca yöntemdir. Aktif çamur proseslerinin uzun süreli ve sürekli devinim gösteren tarihsel gelişimi boyunca sadece AKM ve karbona dayalı organik madde parametrelerinin değil, aynı zamanda azot ve fosforun da giderimi amacıyla atıksuların arıtımı için etkili ve ekonomik yollar geliştirilmiştir.

Evsel ve endüstriyel atıksuların aktif çamur prosesleri aracılığıyla arıtımı sonucunda yan ürün olarak çamur meydana gelmektedir; söz konusu çamur, genellikle tarımsal amaçlar doğrultusunda gübre olarak kullanılmaktadır. Günümüzde endüstrileşmiş bölgelerde, çamur çoğunlukla ağır metaller, polisiklik aromatik bileşikler (PAC), akrilamid gibi kirleticiler içermektedir; bu nedenle, tarımsal kullanımdan kaynaklanan çevre kirliliği giderek önem kazanan bir sorun haline gelmektedir.

Aktif çamur proseslerinin yaygın bir uygulama ve kullanım alanına sahip olması, atık çamur üretiminin uzaklaştırılması sorununu da beraberinde getirmektedir. Atıksu arıtımı uygulamasının yaygınlık kazanması ve atıksu arıtımı verimine dair taleplerin artması nedeniyle biyolojik proseslerden kaynaklanan çamur üretiminde büyük bir artış yaşanmaktadır. Japonya’da yürütülen çalışmalar, adı geçen ülkede – son on senelik zaman dilimi dikkate alındığında – yıl başına oluşan çamur hacminin % 5 oranında arttığını ortaya koymaktadır (**Japan Sewage Works Association, 1990**). Buna karşın, çamur hacmini azaltma konusunda yaşanan zorluklar ve başgösteren yüksek maliyet halen güncelliğini korumaktadır (**Lue-Hing ve diğ., 1992**). Bu gerekçeden ötürü biyolojik atıksu arıtma tesislerinden ileri gelen atık çamurun yönetimi ve elimine edilmesi, bir sonraki on yıllık zaman diliminin en önemli ekonomik ve çevresel boyutlarından birisini oluşturmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinde, her gün önemli miktarda atık çamur meydana gelmektedir. Atık çamurun arıtımı, aktif çamur sistemine dayalı atıksu arıtımındaki en önemli proseslerden birisidir. Atıksu arıtma tesislerindeki çamur arıtma ve çamur uzaklaştırma maliyetleri artmakta ve toplam atıksu arıtma maliyeti içerisinde başlıca bileşen olmaktadır. Atık çamurun arıtılması ve bertaraf edilmesi, bir aktif çamur arıtma tesisinin toplam işletme maliyetinin yaklaşık % 40~60’ına karşılık gelmektedir (**Horan, 1990; Nishimura ve diğ., 2001**). Bu yüzden, çamurun yeterli miktarda arıtılması ve çamur üretiminin kontrol altına alınması çok büyük bir önem taşımakta; çamurun işlenmesi için ivedi olarak alternatif proseslerin geliştirilmesine gereksinim duyulmaktadır.

Atık çamur üretiminin aktif çamur proseslerinin doğasında olan kaçınılmaz bir problem olarak belirmesi ve uzun havalandırma prosesindeki çamur minimizasyonunun yetersiz kalması, aktif çamur proseslerinden kaynaklanan atık çamurun geri çekilmesinden sonra çamur çürütme ve susuzlaştırma gibi çamur arıtma yöntemlerinin uygulanması konusunda çaba harcanmasına yol açmaktadır. Bazı ülkelerde çamur arıtımına ve bertarafına ilişkin yürürlüğe konan yeni düzenlemelerin yanı sıra sosyal ve çevresel kaygılar, atık çamur üretiminin azaltılmasına veya minimize edilmesine yönelik gelişmekte olan proseslere karşı büyük bir ilgi uyandırmaktadır.

Son dönemlerde, yakma ve / veya çamur eritme prosesleri çamur sorununun çözümlenmesinde göz önünde bulundurulmuş uygulamalar arasında yer almaktadır. Nüfus yoğunluğunun yüksek olduğu kimi kentlerde, suyu giderilmiş çamurun bertarafında en son adım olarak arazi doldurma ve / veya yakma yöntemleri yaygın şekilde uygulanmaktadır. Arazi doldurma uygulaması, arazi doldurma alanlarının kısıtlı olması nedeniyle çevre sorunları yaratmaktadır; bu nedenle, yakma prosesi çamurun uzaklaştırılması için son çıkar yol olarak görünmektedir. İnşa ve işletme maliyetinin – katı hava emisyonu düzenlemeleri yüzünden – yüksek olmasının yanı sıra katı atıkların yakılmasından kaynaklanan dioksin oluşumuna karşı halkın gösterdiği duyarlılığın artması, yakma prosesinin olumsuz özellikleri olarak tanımlanmaktadır. Söz konusu gerekçelerden ötürü, uygun yakma sahalarının bulunmasında güçlük yaşanmaktadır. Çamur sorununun stratejik bir biçimde çözümlenmesi aşamasında, atık çamurun minimize edilmesi en uygun yol olarak belirmekte; son yıllarda, çeşitli yenilikçi yaklaşımlar gündeme getirilmektedir (**Low ve Chase, 1998**).

Arazi doldurma için kullanılan sahaların kısıtlı olması nedeniyle atık çamur ve organik atık miktarını azaltmaya yönelik stratejilerin geliştirilmesine gereksinim duyulmaktadır. Biyolojik olarak ayrışabilir organik çamurun biyokimyasal mekanizmalar aracılığıyla dekompozisyonu olarak nitelendirilebilen biyolojik çürütme teknolojileri, aktif çamur proseslerinden ve damlatmalı filtrelerden kaynaklanan atık çamurun arıtılmasında yaygın olarak uygulanmaktadır. Bununla birlikte, biyolojik atık çamurun belirli miktarlarda biyolojik olarak ayrışamayan bileşikler içermesi nedeniyle net katı madde giderimi 15~25 günlük biyolojik çürütmeden sonra sadece % 50 oranında gerçekleşmektedir (**Eckenfelder, 1980; Gaudy, 1984**). Bazı ön arıtma proseslerinin uygulanması durumunda, – biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi yoluyla – daha kısa reaksiyon süresinde daha yüksek miktarda çamur çürütme verimi elde edildiği literatürde yer almaktadır (**Li ve Noike, 1992**). Anaerobik çürütme teknolojileri, çamur arıtımında en ekonomik yöntem olarak nitelendirilmektedir; çünkü kullanılabilir enerji geri kazanılmakta ve çevreye verilen etki sınırlı olmaktadır. Buna karşın, konvansiyonel mezofilik anaerobik çürütme sistemleri atık çamurdaki uçucu askıda katı madde içeriğini % 30~40 oranında düşürmek için uzun bir bekletme süresine ihtiyaç duymaktadır (**Eckenfelder, 1980; Gaudy, 1984**). Termal ön arıtmalı bazı aerobik çürütme

sistemlerinin, daha kısa bekletme süresinde daha yüksek uçucu askıda katı madde giderme verimine erişebildikleri literatürde ifade edilmektedir (**Aoki ve Kawase, 1991; Li ve Noike, 1992**). Anaerobik çamur çürütme sisteminde, partiküler organik bileşiklerin hidrolizi hız kısıtlayıcı adım olmaktadır. Organik katı maddeleri solubilize etmek için çok sayıda yöntem uygulanabilmektedir; ısıt arıtma yöntemleri (**Li, 1989**), termo-alkali prosesler ve ozonlamayı içeren kimyasal arıtma yöntemleri, çamur öğütme ve yüksek enerjili ses (ultrases) dalgaları yayılımı adımlarını kapsayan mekanik arıtma yöntemleri organik katı maddelerin solubilizasyonunda uygulanan başlıca metotlardır. Termofilik ön arıtma yönteminin avantajı, ılıman koşullar altında daha iyi solubilizasyonun elde edilmesine dayalı olarak biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesidir. Termofilik bakterilerin kullanılarak organik çamurun solubilize edilmesi, anaerobik çürütme için bir ön arıtma adımı olarak faydalı olmaktadır (**Hasegawa ve diğ., 1997; Hasegawa ve diğ., 2000**).

Yakma ve kurutma yöntemleri, çamur bertarafı için bir alternatif olarak belirmektedir; fakat bu yöntemlerin işletilmesi ve idaresine ilişkin maliyetler çok yüksek olmaktadır. Aynı zamanda, yakma prosesi ile ilintili olarak giderek artan biçimde ulusal ve lokal ölçekte sert kısıtlamalar getirilmektedir. Bu yüzden son yıllarda aralarında ultrases, ısıt, alkali ve ozonla arıtmanın yer aldığı çok çeşitli yöntem atıksu çamurunun geri kazanılması ve yeniden kullanılması için bir ön arıtma adımı olarak yaygın şekilde uygulanmaktadır (**Yasui ve Shibata, 1994; Müller ve diğ., 1998; Müller, 2000; Scheminski ve diğ., 2000; Weemaes ve diğ., 2000a**). Çamur dezentegrasyonu, genellikle çamur çürütme prosesi için bir ön arıtma olarak uygulanmaktadır. Dezentegrasyon proseslerinin çoğu, aktif çamurun fiziksel arıtımı esasına dayanmakta ve biyogaz üretimini geliştirmek ve çürütülen çamur miktarını azaltmak amacıyla atıksu çamurunun çürütülmesi öncesinde uygulanmaktadır (**Müller ve diğ., 2000; Müller ve diğ., 2001**). Çamur dezentegrasyonuna ilişkin aralarında mekanik, (termo) kimyasal, biyolojik ve oksidatif arıtmanın yer aldığı çok sayıda yöntem literatürde sunulmuş ve özetlenmiştir (**Weemaes ve Verstraete, 1998**). Bununla birlikte, çamur dezentegrasyonu uygulaması çamur çürütme prosesiyle sınırlı değildir. Yakın dönemde, atık çamurun ozonla arıtımı ve ardından da arıtılan çamurun biyoreaktöre resirkülasyonu işleminin atık çamur üretimini etkin bir biçimde düşürdüğü gözlemlenmiştir; ozon aracılığıyla aktif çamurun dezentegrasyonu, atık çamur üretiminde belirgin bir azalmaya neden olmaktadır

(Yasui ve Shibata, 1994; Yasui ve diğ., 1996; Sakai ve diğ., 1997; Ried ve diğ., 2002). Atıksu çamurunun ozon aracılığıyla dezentegrasyonu, konvansiyonel aktif çamur proseslerinde çamur kabarmasını kontrol altına almak amacıyla da uygulanmaktadır (Collignon ve diğ., 1994). Çamur dezentegrasyonu, son zamanlarda biyolojik nütrient giderimi için bir dahili (= internal) karbon kaynağı oluşturmak (Barlindhaug ve Odegaard, 1996; Hatziconstantinou ve diğ., 1996) ve sıvı-katı ayrımını (= separasyonunu) iyileştirmek üzere önerilmektedir (Djafer ve diğ., 2000; Müller, 2000).

2.2.2 İleri Çamur Giderim Yöntemleri

İleri çamur giderimi, çamur arıtma uygulamaları sayesinde mümkün olmaktadır; adı geçen uygulamaların sonunda – hücre duvarının yıkılmasına bağlı olarak – mikroorganizmaların hücre içerisindeki sıvıları serbest hale geçmektedir. Bir sonraki adımda serbest hale geçen organik maddelerin oksidasyonu gerçekleşmektedir; oksidasyon prosesi, çamur miktarının azalmasına yol açmaktadır. Son dönemlerde, endüstriyel ve evsel atıksu çamurunun giderimine yönelik olarak laboratuvar, kesikli ve teknik ölçekte çok çeşitli arıtma teknikleri uygulanmaktadır. Bu arıtma teknikleri mekanik, kimyasal, termal ve biyolojik arıtma yöntemleri ve bunların konfigürasyonu şeklinde sınıflandırılmaktadır. Adı geçen yöntemlerin bazıları metodun türüne, proses konfigürasyonuna ve uygulamasına (bir başka deyişle atık aktif çamurun ve çürütülmüş çamurun ön, son ve entegre arıtımına) göre Tablo 2.1’de sıralanmaktadır.

Arıtılan çamurun ardışık ayrışması, anaerobik çürütme ya da aktif çamur prosesi kapsamındaki aerobik oksidasyon ve / veya denitrifikasyon aracılığıyla gerçekleştirilmektedir. Aktif çamur prosesinin yer aldığı ardışık ayrışma adımı, karmaşık bir ozon – aktif çamur prosesi çiftlemesi içermektedir. Serbest hale geçen KOİ’nin geri devrettirilmesi, biyolojik arıtma için yükleme oranını arttırmaktadır; bu durum sadece ilave biyokütle oluşumuyla değil, daha çok çamur karakteristiklerinin değişmesiyle sonuçlanmaktadır (Yasui ve Shibata, 1994; Yasui ve diğ., 1996; Sakai ve diğ., 1997). Yasui ve diğ. (1996), yürüttükleri çalışmalarda çamur geri devir oranını kontrol deneyindeki çamur geri devir oranının dört katı olarak almışlardır; çamur geri devir oranının dört katı seçilmesi durumunda, dokuz aylık bir zaman dilimi için atık çamur üretimi sıfırlanmaktadır. Ozonlanmış çamuru arıtan

biyolojik havuzun hacmi ise, referans havuzunun hacminin iki misli olarak boyutlandırılmaktadır.

Tablo 2.1: İleri Çamur Giderimi için Arıtma Yöntemleri (Sievers ve diğ., 2004)

PROSES	KAYNAK
<i>1. Son Arıtma</i>	
Islak Hava Oksidasyonu	Ploos van Amstel ve Rietema, 1973
Düşük Basıncılı Islak Oksidasyon (Loprox)	Holzer ve Horak, 1992
<i>2. Anaerobik Stabilizasyon için Ön Arıtma</i>	
Enzimatik Hidroliz	Higgins ve Swartzbaugh, 1985
Termo-Kimyasal Hidroliz	Dünnebeil ve diğ., 2002
Ozonlama	Kishimoto ve Akagi, 1992; Weemaes ve diğ., 2000b
Mekanik Dezentegrasyon	Otto-Witte, 1998; Seiler ve Pöpel, 1998; Müller, 2002; Winter ve diğ., 2002
<i>3. Entegre Arıtma</i>	
<i>3.1 Aerobik Stabilizasyonda</i>	
Ozonlama	Leeuwen, 1988a; Leeuwen, 1990; Yasui ve Shibata, 1994; Sakai ve diğ., 1997; Ried ve diğ., 2002
Mekanik Dezentegrasyon	Kunz ve Wagner, 1996
Kimyasal Hidroliz	Burghardt ve diğ., 1997
<i>3.2 Anaerobik Stabilizasyonda</i>	
Ozonlama	Scheminski ve diğ., 2000
Yoğunlaştırma ve Mekanik Dezentegrasyon	Onyeché ve diğ., 2002

Aerobik oksidasyonun tersine ön arıtmaya tabi tutulmuş çamurun anaerobik çürütülmesi, metan üretimi nedeniyle çamurdaki organik madde içeriğinin enerji formunda geri kazanımını sağlamaktadır. Çamurun ön arıtma prosesinden geçirilmesi, özellikle atık aktif çamur için anaerobik çürütmenin hidroliz adımını iyileştirmektedir. Bu durum, aynı ayrışma verimini elde etmek için çürütücüdeki çamur bekletme süresinin azaltılmasıyla sonuçlanmaktadır. Anaerobik çürütme prosesi yardımıyla – maksimum teknik UAKM ayrışması aralığı içerisinde kalınarak – çamur gideriminin iyileştirilmesi de mümkün olmaktadır. Anaerobik olarak ön-stabilizasyondan geçirilmiş çamurun – ön arıtma adımını tamamlayıcı olarak – son ya da entegre arıtmaya tabi tutulması sonucunda çamur giderimi oldukça iyileşmekte ve maksimum % 62 oranındaki pratik UAKM ayrışma sınırı aşılabilmektedir.

Scheminski ve diğ. (2000), çamur giderimi için çürütülmüş çamurun ozonlanmasının – incelenen mekanik, termal ve termo-kimyasal yöntemlere oranla daha – etkili bir yöntem olduğunu ortaya koymaktadır. İlave UAKM giderimi % 42 olarak ölçülürken, serbest hale geçen organik maddelerin bir sonraki anaerobik çürütme adımı sırasında % 70 oranında metan gazına dönüştüğü gözlemlenmektedir. Bu değer, yüksek basınç homojenizasyonu (% 80) ve ultrases homojenizasyonu (% 90) ile karşılaştırıldığında belirgin bir biçimde küçük kalmaktadır. **Onyeché ve diğ. (2002)**, net enerji üretimini maksimize etmek ve bir sonraki anaerobik çürütmeden artakalan çözünmüş KOİ konsantrasyonunu minimize etmek amacıyla entegre bir yüksek basınç homojenizasyonu prosesi geliştirmişlerdir. Bu proses, çürütülmüş çamurun ön-yoğunlaştırmaya tabi tutulması ve homojenizasyon basıncının yaklaşık 150 bar değerine düşürülmesi sonucunda türetilmiştir. İlave UAKM giderimi, % 40~50 aralığında yer almıştır; ilave toplam katı madde giderimi ise, yaklaşık olarak % 25 oranında gerçekleşmiştir.

2.2.3 Çamurun Ozonlanması

Çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini iyileştirmek için son yıllarda aralarında termal, kimyasal ve mekanik ön arıtmanın yer aldığı çok sayıda proses uygulanmıştır (**Yasui ve Shibata, 1994; Tiehm ve diğ., 1997; Burghardt ve diğ., 1998; Müller ve diğ., 1998; Burghardt, 1999**). Söz konusu prosesler, biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşmasına dayalı çamur yönetimi için yeni bütünleşmiş stratejiler önermektedir. Biyokütle çoğalma hızının azaltılması ve çamur mineralizasyonunun yaygınlaşması kavramlarının her ikisi de, biyolojik bir proses ile fiziksel ya da kimyasal bir prosesin birlikte uygulanması sonucundaki sinerjiden ileri gelmektedir (**Yasui ve Shibata, 1994; Baier ve Schmidheiny, 1997; Thiem ve diğ., 1997**).

Ozon oksidasyonu, atık aktif çamurdaki mikroorganizmaların hücre duvarlarını yıkmakta ve sitoplazmanın gövde çözeltilisine salıverilmesini (= serbest bırakılmasını) sağlamaktadır (**Scheminski ve diğ., 2000**). Bir yandan, ozonla tepkime yoluyla mikroorganizmaların hücre duvarları yıkılmakta ve sitoplazma çamur suyuna salınmaktadır; diğer yandan da, suda çözünemeyen makromoleküller daha küçük ve de suda çözünebilen parçacıklara bölünebilmektedir. Mekanik, termik veya termo-kimyasal dezintegrasyon yöntemleriyle karşılaştırıldığında; ozon oksidasyonu

sonucunda genellikle görece daha yüksek mertebede organik madde dekompozisyonu elde edilmektedir (Müller, 2000). Çamurun ozonlanması sırasında, organik maddenin dekompozisyonu iki adımda gerçekleşmektedir; birinci adımda askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak gözlemlenen solubilizasyon, ikinci adımda ise çözünmüş formdaki organik maddelerin oksidasyonuna bağlı olarak gözlemlenen mineralizasyon meydana gelmektedir. Dezentegrasyon ile solubilizasyon arasındaki fark, mineralizasyondan kaynaklanmaktadır; mineralizasyon, hücre yıkımı ve hidrolizi ile bir sonraki adımda çözünmüş organiklerin karbondioksite oksidasyonunu kapsayan ardışık tepkimeler şeklinde açıklanabilmektedir. Çamurun ozonlanmasının yarattığı etkiler, mineralizasyon ve solubilizasyon kavramları ile bakiye katı karakteristiklerinde gözlemlenen değişikliklere bağlı olarak belirlenmektedir. Mineralizasyon kavramı toplam KOİ konsantrasyonunun, solubilizasyon kavramı ise çözünmüş KOİ konsantrasyonunun ölçümüyle ifade edilmektedir. Mineralizasyon, ozonlama prosesi öncesi ve sonrasında toplam KOİ ölçümleri arasındaki fark biçiminde tanımlanabilmektedir; mineralizasyon, çamur giderimini simgelemektedir. Ozon dozunun artması sonucunda, çözünmüş organik madde fraksiyonu – mikrokataların ayrışmasına bağlı olarak artmakta ve eşzamanlı olarak çözünmüş organik madde fraksiyonunun büyük bir kısmı mineralize olmaktadır. Çok yüksek ozon dozlarında çözünmüş KOİ konsantrasyonunda gözlemlenen düşüşün dışında; hem solubilizasyon, hem de mineralizasyon artan ozon dozuyla birlikte artmaktadır. Solubilizasyon fraksiyonu ile çökelemeyen mikrokatalar, oldukça düşük ozon dozlarında bile belirgin bir artış göstermektedir; mineralizasyon fraksiyonu ise, düşük ozon dozları esnasında oldukça düşük değerler almaktadır. Yüksek ozon dozlarında ise, mineralizasyon baskın hale gelmektedir. Elde edilen veriler, iki adımlı ardışık tepkimenin varlığını gözler önüne sermektedir; birinci adımda hücre dezentegrasyonu ve hidrolizi aracılığıyla solubilizasyon, ikinci adımda ise çözünmüş (= solubilize olmuş) organiklerin karbondioksite oksidasyonu aracılığıyla mineralizasyon gerçekleşmektedir. Çamurun giderek artan miktarda ozonla tepkimeye girmesi, partiküllere ilişkin organik madde fraksiyonunu azaltırken çözünmüş organik madde fraksiyonunu arttırmaktadır. Bu durum, – solubilizasyon mekanizmasına dair hızın aşılması – ikinci adımda gözlemlenen mineralizasyon prosesinin hızında değişikliklere yol açabilmektedir. Çamurun ozonlanması sırasında ortaya çıkan bir diğer ilginç bulgu da, çökelemeyen mikrokataların miktarındaki artıştır. Çamur dezentegrasyonu, daha küçük floklar

oluşturmakta ve bulanık bir süpernatant yaratmaktadır. Ozonlanmış çamurun geri devrettirilmesi, söz konusu küçük askıda partiküllerin re-flokülasyonuna ve partikül boyutu dağılımının dengelenmesine yol açmaktadır; böylelikle de çamurun ozonlanması, genellikle çamurun çökeltme karakteristiklerini iyileştirme eğilimi göstermektedir (**Collignon ve diğ., 1994; Weemaes ve diğ., 2000a**). Çamur çökeltme karakteristiklerindeki iyileşme, ozonun filamentli bakterilerin çoğalması üzerindeki etkisi ve ozonun çamur nem içeriği üzerindeki etkisi şeklinde tanımlanabilecek iki olguya bağlı olarak açıklanabilmektedir. Mikroskopik incelemeler, ozonlama prosesinin ardından mikroorganizma popülasyonunun değişikliğe uğradığını ortaya koymakta ve filamentli bakterilerin belirgin bir biçimde giderildiğini doğrulamaktadır. Ozonun filamentli bakterilerin çoğalması üzerinde yarattığı etki, literatürde de tanımlanmaktadır (**Leeuwen, 1988b**). Son yıllarda gerçekleştirilen birtakım çalışmalar, ozonun çamuru dağıtarak çamurun su içeriği üzerinde yarattığı etkiler konusunda ışık tutmaktadır (**Mustranta ve Viikari, 1993; Erdinçler ve Vesilind, 2000; Kwon ve diğ., 2001**). Çamurun dağıtılması, çamurun az yer kaplaması noktasında işlev görebilmekte ve flok yapısında sıkışmış halde bulunan suyu serbest hale geçirerek biyolojik çamurdaki su dağılımında değişikliklerin oluşmasına yardımcı olmaktadır. Bu durum, kombine sistemde çamurun çökeltme karakteristiklerinin iyileşmesine yol açmaktadır. **Kamiya ve Hirotsuji, (1998), Ahn ve diğ. (2002)** ile **Deleris ve diğ. (2002)** ozon dozunun çamur hacim indeksi üzerinde doğrudan bir etkisinin bulunduğunu ortaya koymuşlardır. **Ried ve diğ. (2002)** de, 0.04 g O₃/g AKM değerindeki ozon dozunda çamur hacim indeksinin belirgin bir biçimde düştüğünü saptamışlardır. Bazı araştırmacılar, ozonla arıtma sonucunda kapılar emme süresi kavramıyla tanımlanan çamurun filtre edilebilirliğinin kötüleştiğini ifade etmişlerdir (**Müller ve diğ., 1998; Scheminski ve diğ., 2000; Weemaes ve diğ., 2000a**). **Ried ve diğ. (2002)** ise, tam ölçekli deneylerde – ozonlanmış çamurun geri devir çamuru ile karıştırılması durumunda – kapılar emme süresi değerinin iyileştiğini gözlemlemişlerdir.

Evsel çamurun ozonla arıtımı, anaerobik çürütme proseslerinin iyileştirilmesi için önerilmektedir (**Scheminski ve diğ., 2000; Weemaes ve diğ., 2000a**). Çamurun bünyesinde bulunan katıların kısmi oksidasyonu ve solubilizasyonunun, ham çamurun ya da çürütülmüş çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini arttırdığı belirtilmektedir. Biyolojik ayrışmadaki hız kısıtlayıcı adım ne çamurun

solubilizasyonu, ne de çamurun inaktivasyonudur; biyolojik ayrışmadaki hız kısıtlayıcı adım, katı madde bileşenlerinin değişiminde gizlidir. Birçok araştırmacı, katı maddelerin yıkımına (= hidrolizine) yönelik arıtma yöntemlerinin biyolojik çamur çürütme prosesinin iyileşmesine katkıda bulunduğunu ifade etmiştir (**Eastman ve Ferguson, 1981; Wang ve diğ., 1988**). Bakteri hücrelerinin ozonlanması sırasında, ozonun – salgı tabakasının, hücre duvarının ve dıştaki membranların yıkılması yoluyla – bakterilerin yüzeyinden içeriye doğru ilerlediği bazı çalışmalarda dile getirilmiştir (**Scott ve Lesher, 1963; Richard ve Conan, 1980**). Öte yandan hücrenin içerisinde bulunan proteinler, DNA ve RNA gibi bazı içerikler – söz konusu içerikler hücre dışına çıktıkları anda – bakteriyel enzimler tarafından kolaylıkla dekompoze edilebilmektedir. Bu sonuçtan ötürü, bu durum muhtemelen bakteri yüzeyindeki ayrışmada hız kısıtlayıcı adımdır. Ozonlama prosesi, polisakaritlerin ve/veya diğer bileşiklerin hidrolizi sonucunda biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmektedir (**Hosokawa, 1976; Aoki ve Kawase, 1991**). Son dönemlerde yürütülen çalışmalar, ozon arıtımını izleyen arıtılmış çamurun bir biyoreaktöre resirkülasyonu işleminin atık çamur üretimini önemli ölçüde azalttığını ortaya koymaktadır (**Yasui ve Shibata, 1994; Yasui ve diğ., 1996; Sakai ve diğ., 1997**). **Yasui ve Shibata (1994)**, geri devir akımına ozonlama prosesi uygulayarak mineral çamur büyümesine sahip bir aktif çamur prosesi geliştirmiştir. Adı geçen proses çerçevesinde, altı aydan daha uzun bir zaman dilimi boyunca bir arıtma tesisi çamur atılmaksızın kararlı koşullarda işletilebilmektedir (**Yasui ve diğ., 1996**). **Sakai ve diğ. (1997)** ise, elde edilen söz konusu bulguları bir arıtma tesisine uygulamışlar ve geri devir çamurunun bir kısmına 0.034 g O₃/g AKM dozunda ozonlama prosesi uygulayarak sıfır çamur büyümesine ulaşmışlardır. Bu çalışma uyarınca, ozonlama prosesi uygulanmayan bir aktif çamur sisteminde oluşması beklenen atık çamurun dört katı büyüklüğündeki geri devir çamurunun ozonlanması gerekmektedir. Bununla birlikte, sıfır çamur büyümesinin birtakım olumsuz yanları da bulunmaktadır. Fosfat ve metaller, çamur bünyesinde birikememekte ve aktif çamur sistemini çıkış akımında terk etmektedir. Yukarıda sıralanan uygulamalar, çamurun bünyesinde bulunan katıların ozonla arıtılmasının ve hemen sonrasında gerçekleşen solubilizasyonunun çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliğini arttırması esasına dayanmaktadır. Özet olarak aktif çamurun doğrudan ozonlanması, çamur üretimini azaltabilmekte ve doğrudan ozonlamaya dayalı olarak modifiye edilen aktif çamur prosesi mevcut atıksu arıtımı için uygulanabilmektedir. Bu sistemdeki çamur

üretimini kontrol etme mekanizması, ozonlama prosesi sonucunda çamurun solubilizasyonunun yinelenmesi ve mikroorganizmalar aracılığıyla solubilize formdaki maddelerin biyolojik arıtımı olarak ele alınabilmektedir (**Nishimura ve diğ., 2001**). Buna karşın, solubilize formdaki maddelerin karakteristikleri literatürde ayrıntılı bir biçimde yer almamaktadır. Öte yandan, doğrudan ozonlama prosesi sonucunda aktif çamur prosesinin çıkış akımındaki KOİ konsantrasyonunda artış yaşandığı; BOİ konsantrasyonunda ise herhangi bir değişimin gözlemlenmediği de literatürde ifade edilmektedir (**Sakai ve diğ., 1997; Kamiya ve Hirotsuji, 1998; Huysmans ve diğ., 2001; Nishimura ve diğ., 2001; Deleris ve diğ., 2002**). Bu durum, iki nedene dayalı olarak açıklanabilmektedir. Birinci gerekçe, elimine edilen çamurdan kaynaklanan refrakter çözünmüş organik maddelerdir (**Chudoba, 1983; Orhon ve diğ., 1989; Boero ve diğ., 1991**). İkinci gerekçe ise, havalandırma tankındaki çamur bekletme süresinin konvansiyonel proses koşullarındakine oranla daha kısa olması esasına dayandırılabilir.

Ozona dayalı kısmi oksidasyon aracılığıyla uygulanan çamur dezentegrasyonunun değerlendirilmesi aşamasında, prosesin bütününün dikkate alınması gerekmektedir. Ozonlama prosesi sayesinde, bir yandan biyolojik ayrışabilirlik iyileştirilmekte ve uzaklaştırılacak çamur miktarı azaltılmaktadır. Diğer yandan da, çamur arıtımı için enerji gereksinimi artmakta ve çamurun suyunu verme karakteristikleri kötüleşmektedir. Tüm bunların dışında; çıkış akımındaki çözünmüş organik karbon, KOİ ve amonyak konsantrasyonları artmaktadır. Söz konusu proses için genelleştirilebilecek türde bir maliyet-fayda analizinin yapılması mümkün olmamaktadır; çünkü biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi ve ozon tüketimi, çamurun tipine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Herhangi bir atıksu arıtma tesisi için prosesin uygun olup olmadığının belirlenebilmesi noktasında deneysel çalışmaların yürütülmesine gereksinim duyulmaktadır.

Ekonomik verimlilik ve enerji dengesi hesaplamaları, kısmi ozonlama prosesinin maliyet-fayda analizinin ortaya konması aşamasında önemli noktalardır (**Böhler ve Siegrist, 2004**). Ekonomik verimlilik hesaplaması yatırım, işletme ve bakım harcamalarının yanı sıra biyogaz üretiminin azalmasından kaynaklanan enerji kayıpları nedeniyle ilave masrafları da içermektedir; bununla birlikte, çamur giderimine bağlı olarak çamur arıtma (şartlandırma, susuzlaştırma, kurutma, yakma,

uzaklaştırma) maliyeti ise azalmaktadır. Tüm bu noktalar dikkate alındığında; çamurun ozonlanmasına dair yatırım ve işletme maliyeti, çamur arıtma ve bertaraf etme maliyetinin azalması ile telafi edilebilmektedir. Ozonlama prosesi, ozonun üretimi ve çamura transfer edilmesi sırasında enerjiye gereksinim duymaktadır. Atık çamur üretiminde – ortalama % 30 oranında azalma sağlayan – geri devir çamurunun kısmi ozonlanması uygulaması için gereken enerji tüketimi, evsel atıksu arıtma tesisindeki toplam elektrik enerjisi tüketiminin yaklaşık % 20'sine karşılık gelmektedir.

Atık aktif çamurun ozonlanması çamur miktarını veya hacmini azaltmak yolunda hedeflenirse, yüksek miktarda ozon dozuna gereksinim duyulmaktadır; buna karşın, daha yüksek bir ozon dozu ise toplam maliyetin belirgin bir biçimde artmasıyla sonuçlanmaktadır. Benzer şekilde, düşük ozon dozu ise düşük işletme maliyeti ve enerji harcaması anlamına gelmektedir; fakat düşük ozon dozunda, çamur giderimine ve çamurun suyunu verme özelliğine dair iyileşmeler yeterli olmayabilmektedir. Çamur giderimine, ozon tüketimine, çamurun suyunu verme özelliği ile çamurun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirilmesine ilişkin değerler – ozonlama prosesi uygulanan – çamur örneğinin tipine ve karakterizasyonuna bağlı olarak değişiklik göstermektedir; bu nedenle, ekonomik çamur arıtımı ve bertarafı için çamur örneğine spesifik olarak optimum ozon dozunun belirlenmesi gerekmektedir.

3. DENEYSEL YAKLAŞIM

3.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

3.1.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kapsamında; KOİ parametresinin ölçümü dışındaki tüm analizler, Standart Yöntemler'de (**APHA ve diğ., 1998**) belirtildiği şekilde yapılmıştır. KOİ deneyi ise, Uluslararası Standartlar Organizasyonu'ndaki (**ISO 6060, 1986**) esaslar uyarınca yürütülmüştür. 0.45 µm gözenek çapındaki membran filtre aracılığıyla süzölmüş numuneler elde edilmiştir; söz konusu filtreden süzölen numuneler, çözönmüş form olarak tanımlanmıştır. Askıda katı madde (AKM) ve uçucu askıda katı madde (UAKM) bazında ölçölen partiköler bileşenler için AP40 cam elyaf filtre kullanılmıştır.

Almanya'nın Rehau kentinde bulunan Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kapsamında; KOİ parametresinin ölçümü de dahil olmak üzere tüm analizler DIN'de (**Deutsches Institut für Normung e.V., 1997**) belirtildiği şekilde, Macherey-Nagel Nanocolor® küvet testleri aracılığıyla Nanocolor® Vario 1 marka termoblok ve Nanocolor® 400 D marka fotometre kullanılarak yapılmıştır. Schleicher & Schuell NL17 marka 0.45 µm gözenek çapındaki membran filtre aracılığıyla süzölmüş numuneler elde edilmiştir; söz konusu filtreden süzölen numuneler, çözönmüş form olarak tanımlanmıştır. AKM ve UAKM bazında ölçölen partiköler bileşenler için yaklaşık 2 µm gözenek çapındaki Schleicher & Schuell 589/3 Rundfilter Blauband marka filtre kullanılmıştır.

3.1.2 KOİ Bileşenlerinin Belirlenmesine Yönelik Atıksu Karakterizasyonu

3.1.2.1 Çözünmüş İnert KOİ (S_I) Bileşeninin Belirlenmesi

Atıksu arıtma tesisi çıkışındaki toplam organik madde (C_T) miktarını çözünmüş inert organik maddeler (S_I), partiküler inert organik maddeler (X_I), mikrobiyal metabolik aktivitenin sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünler (S_P) ve partiküler inert mikrobiyal ürünler (X_P) meydana getirmektedir. Özellikle kuvvetli atıksularda giriş akımındaki çözünmüş KOİ bileşenleri, biyolojik arıtmanın performansını önemli ölçüde etkilemekte ve endüstri kategorileri için geliştirilmiş deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir.

Giriş akımındaki çözünmüş inert organik maddenin (S_I) önemi, literatürde çok sayıda araştırmacı tarafından da vurgulanmıştır. Bu bileşenin saptanmasında farklı yöntemler önerilmektedir. **Ekama ve diğ. (1986)**, çamur yaşı 10-20 gün arasında değişen laboratuvar ölçekli tam karışimli reaktör sisteminin kullanılmasını teklif ederek girişteki çözünmüş inert organiklerin KOİ (S_I) konsantrasyonunun çıkıştaki filtrelenmiş KOİ konsantrasyonuna eşit olacağını ileri sürmüşlerdir. Öte yandan, IAWPRC Task Grubu, tam karışimli sürekli çalışan ve çamur yaşı 10 günün üzerinde olan bir reaktörden alınan reaktör içeriğinin kesikli bir reaktörde havalandırmasına dayalı başka bir yöntem tanımlamıştır (**Henze ve diğ., 1987**). Task Grubu uyarınca toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R), kesikli reaktörden periyodik numune alma ve analiz aracılığıyla belirlenmektedir. Kesikli reaktörden elde edilen numunelerin çözünmüş KOİ konsantrasyonları değişmeden kaldığında, atıksuyun çözünmüş inert KOİ (S_I) içeriği belirlenmektedir. Nihai çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonunun girişteki çözünmüş inert organiklerin KOİ (S_I) konsantrasyonuna eşit olduğu varsayımı yöntemin esasıdır. Bir arada ölçülmeleri nedeniyle çözünmüş inert organik maddeler (S_I) ile çözünmüş inert mikrobiyal ürünlerin (S_P) birbirinden ayıramaması, adı geçen yöntemlerin en belirgin dezavantajı olarak nitelendirilmektedir.

Çözünmüş mikrobiyal ürünlerin yapısı, yeterli derecede tanımlanamamıştır. Birçok çalışmada, çözünmüş mikrobiyal ürünlerin biyolojik ayrışmaya dayanıklı olduğu iddia edilmektedir; bazı çalışmalar ise, sistemde birikmelerine bağlı olarak çözünmüş mikrobiyal ürünlerin – giriş akımındaki biyolojik ayrışabilen KOİ'ye (C_{S0}) oranla çok daha yavaş olsa da – biyolojik olarak ayrışabildiklerini belirtmektedir. Deneysel

veriler, çözünmüş mikrobiyal ürünlerin bir bölümünün son derece yavaş bir hızda biyolojik ayrışmaya uğradığını ortaya koymaktadır; öte yandan aktif çamur sisteminin işletme koşulları göz önüne alındığında, çözünmüş mikrobiyal ürünler inert olarak nitelendirilebilmektedir. Çözünmüş mikrobiyal ürünlerin üretim veya birikim hızının formülasyonu, matematiksel modele uyarlanan çamur yaşına bağlı olmaktadır.

Giriş akımındaki çözünmüş inert organik maddelerin deneysel olarak doğrudan belirlenmesine olanak tanıyan bir başka prosedür (**Kappeler ve Gujer, 1992; Orhon ve diğ., 1994**), sadece KOİ ölçümlerine dayanmakta ve daha önceki yaklaşımlarla ilgili temel problemlerin üstesinden gelmektedir. Yeni yöntem uyarınca ham atıksu reaktörü, süzölmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörü aracılığıyla; çözünmüş KOİ (S_{T0}) konsantrasyonunun toplam KOİ (C_{T0}) içerisindeki oranının büyük olması halinde ise, süzölmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörünün yardımıyla deneysel çalışmalar yürütölmektedir. Önceden aklime olmuş çok az miktarda (10-50 mg UAKM/L) biyokütle ilave edilen her üç reaktörde de toplam ayrışabilen substratın tüketilmesi ve tüm biyokütlenin mineralize olması sonucunda, KOİ deneylerinde elde edilen değerler sabit bir eşik değerine ulaşmaktadır; yeni yönteme ilişkin İnert KOİ Profilleri, Şekil 3.1’de verilmiştir (**Orhon ve diğ., 1999a**).

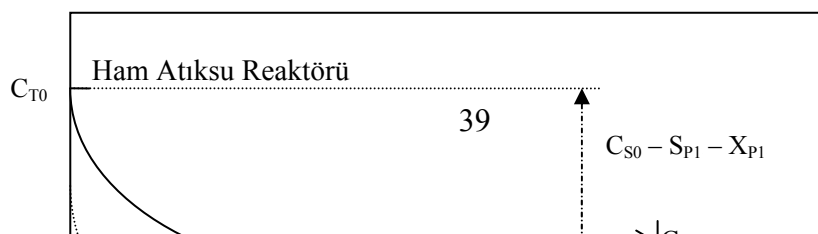
Süzölmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörüne ilişkin KOİ değerleri aracılığıyla aşağıdaki bağıntılar elde edilebilmektedir (**Orhon ve diğ., 1999a**):

$$Y_{SP} = \frac{S_G}{S_{T0}} \quad (3.1)$$

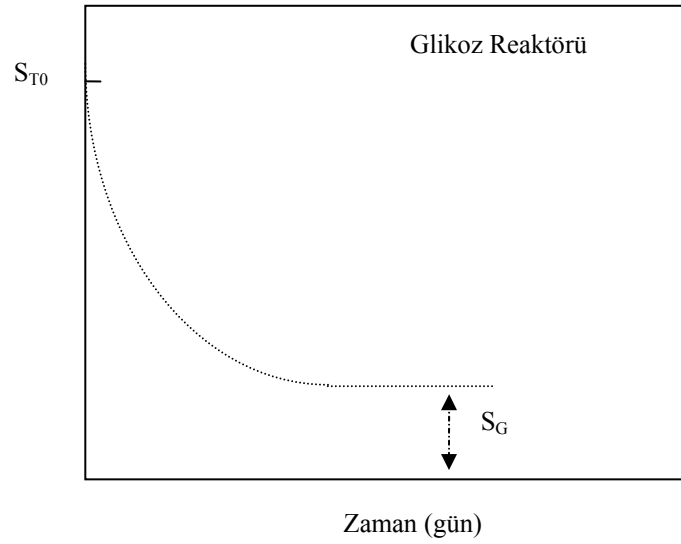
$$Y_{SP} = f_{ES} Y_H \quad (3.2)$$

(3.1) ve (3.2) numaralı bağıntılar aracılığıyla (3.3) numaralı denklem yazılabilmektedir.

$$f_{ES} = \frac{1}{Y_H} \frac{S_G}{S_{T0}} \quad (3.3)$$



(a)Ham Atıksu Reaktörü ile Süzülmüş Atıksu Reaktörü



(b) Glikoz Reaktörü

Şekil 3.1: İnert KOİ Profilleri (Orhon ve diğ., 1999a)

$$S_{T2} = S_{P2} + S_I \quad (3.4)$$

$$S_{P2} = S_{T2} - S_I \quad (3.5)$$

$$S_{P2} = Y_{SP}(S_{T0} - S_I) \quad (3.6)$$

$$S_{P2} = f_{ES}Y_H(S_{T0} - S_I) \quad (3.7)$$

(3.5) ve (3.7) numaralı bağıntıların yardımıyla (3.8) numaralı denklem oluşturulabilmektedir.

$$f_{ES}Y_H(S_{T0} - S_I) = S_{T2} - S_I \quad (3.8)$$

$$f_{ES}Y_H S_{T0} - f_{ES}Y_H S_I = S_{T2} - S_I \quad (3.9)$$

$$S_I - f_{ES}Y_H S_I = S_{T2} - f_{ES}Y_H S_{T0} \quad (3.10)$$

$$S_I(1 - f_{ES}Y_H) = S_{T2} - f_{ES}Y_H S_{T0} \quad (3.11)$$

$$S_I = \frac{S_{T2} - f_{ES}Y_H S_{T0}}{1 - f_{ES}Y_H} \quad (3.12)$$

(3.5) ve (3.7) numaralı bağıntılar aracılığıyla elde edilen S_{P2} değerlerinin birbiriyle karşılaştırılması yoluyla yapılan hesaplamaların doğruluğu kontrol edilebilmektedir.

3.1.2.2 Kolay Ayrışabilen KOİ (S_{S0}) Bileşeninin Belirlenmesi

Kolay ayrışabilen KOİ uçucu yağ asitleri, basit karbonhidratlar, alkoller ve aminoasitlerin aralarında bulunduğu sentez için doğrudan absorbe edilebilen çözülmüş bileşikler kapsamaktadır. Son dönemlerde geliştirilen matematik modellerde, kolay ayrışabilen KOİ fraksiyonu için heterotrofik çoğalmada hız kısıtlayıcı bileşen nitelendirmesi yapılmaktadır. Bu bileşen, girişteki toplam KOİ'nin (C_{T0}) bir fraksiyonu olarak aşağıdaki bağıntı aracılığıyla ifade edilebilmektedir; bu bağıntıda f_{SS} değeri, girişteki toplam KOİ'nin (C_{T0}) kolay ayrışabilen fraksiyonunu simgelemektedir.

$$S_{S0} = f_{SS}C_{T0} \quad (3.13)$$

Kolay ayrışabilen organik maddenin belirlenmesi için önerilen yöntemlerin tümünün esası, sürekli veya kesikli reaktörlerin kullanıldığı aerobik ya da anoksik koşullar altında gerçekleştirilen respirometrik ölçümlere dayanmaktadır. Aerobik kesikli testler mikrobiyal aktiviteler nedeniyle birim zamanda, birim reaktör hacmi başına tüketilen oksijen miktarını simgeleyen oksijen tüketim hızı (OTH) parametresinin ölçümünü amaçlamaktadır. Mikroorganizmaya düşen besi maddesi miktarının (F/M oranının) uygun şekilde seçilmesi halinde **Ekama ve diğ. (1986)**, maksimum çoğalma hızını destekleyen kolay ayrışabilen substratın yeterli konsantrasyonda olduğu 1-3 saatlik süreç içerisinde başlangıç OTH değerinin sabit kaldığını iddia etmektedir. Elektron alıcısı (O_2) tüketim hızı, kolay ayrışabilen organik maddenin tüketilmesinden sonra atıksudaki organik maddenin hidroliz hızına bağlı olarak daha düşük bir düzeye gerilemektedir.

En genel halde e^- alıcısı, aşağıdaki bağıntı yardımıyla ifade edilebilmektedir; söz konusu bağıntının sağ tarafındaki ilk terim çoğalmayı, ikinci terim ise içsel solunumu simgelemektedir.

$$\frac{e^- \text{ alıcısı miktarı}}{\Delta t} = -(1-f_X Y) \frac{(C_{S0}-C_S)}{\Delta t} - (1-f_E).b.f_X.X \quad (3.14)$$

Aerobik koşullar altında oksijenin zamana bağlı olarak değişimi, aşağıdaki bağıntı aracılığıyla gösterilebilmektedir:

$$\frac{\Delta S_0}{\Delta t} = -(1-f_X Y_H) \frac{C_{S0}-C_S}{\Delta t} - (1-f_E)b_{HfX}X_H \quad (3.15)$$

Yukarıda açıklanan teoriden hareketle, **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından aerobik ve anoksik koşullarda, kesikli reaktörlerde zamana karşı oksijen tüketim hızının (OTH) ölçümünü esas alan respirometrik bir yöntem geliştirilmiştir; heterotrofik mikroorganizmaların çoğalmasının kolay ayrışabilen substrat üzerinde gerçekleştiği kabulüyle aşağıdaki bağıntılar yazılabilmektedir:

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_H X_H \quad (3.16)$$

$$\frac{dX_H}{dt} = Y_H \frac{dS_s}{dt} \quad (3.17)$$

(3.16) ve (3.17) numaralı bağıntıların birleştirilmesi sonucunda (3.18) numaralı denklem oluşturulabilmektedir.

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{1}{Y_H} \mu_H X_H \quad (3.18)$$

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{C_{S0} - C_s}{\Delta t} \quad (3.19)$$

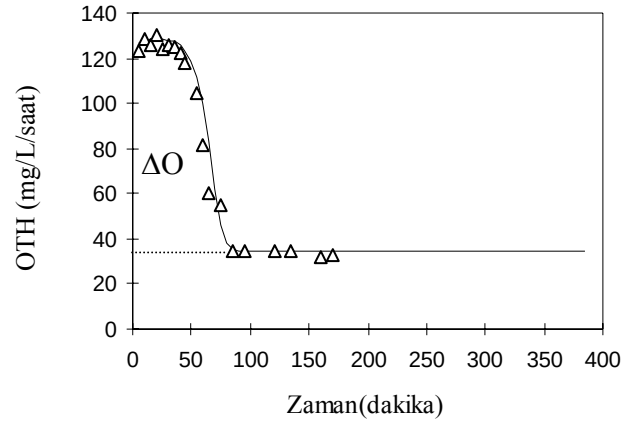
(3.18) ve (3.19) numaralı bağıntıların yardımıyla (3.20) numaralı denklem yazılabilmektedir.

$$\frac{C_{S0} - C_s}{\Delta t} = \frac{1}{Y_H} \mu_H X_H \quad (3.20)$$

(3.15) ve (3.20) numaralı bağıntılar aracılığıyla (3.21) numaralı denklem elde edilmektedir.

$$\frac{\Delta S_o}{\Delta t} = -\frac{(1 - f_X Y_H)}{Y_H} \mu_H X_H - (1 - f_E) \cdot b_H \cdot f_X \cdot X_H \quad (3.21)$$

Bu yöntemde, OTH Profili'nin kolay ayrışabilir KOİ üzerinde çoğalma süresince yatay olarak kaldığı; kolay ayrışabilen KOİ'nin tükenmesine ramak kala azaldığı; hidroliz aşamasında ise ikinci bir plato yaptığı gözlenmektedir (Şekil 3.2).



Şekil 3.2: OTH Profili

Başlangıçta atıksuda mevcut olan kolay ayrışabilir substratın Δt süresince tamamen kullanıldığı kabul edilerek aşağıdaki bağıntılar türetilebilmektedir:

$$\frac{\Delta S_o}{\Delta t} \cong -\frac{(1 - f_x Y_H)}{Y_H} \mu_H X_H \quad (3.22)$$

$$OTH = -\frac{\Delta S_o}{dt} \quad (3.23)$$

(3.22) ve (3.23) numaralı bağıntıların birleştirilmesi sonucunda (3.24) numaralı denklem meydana gelmektedir.

$$OTH \cong (1 - f_x Y_H) \frac{C_{S0} - C_s}{\Delta t} \quad (3.24)$$

$$OTH = \frac{OT}{\Delta t} \quad (3.25)$$

(3.19), (3.24) ve (3.25) numaralı bağıntılar aracılığıyla aşağıdaki denklem yazılabilmektedir:

$$\frac{OT}{\Delta t} = (1 - f_x Y_H) \frac{dS_s}{dt} \quad (3.26)$$

$$OT = (1 - f_X Y_H) \int_0^t \frac{dS_s}{dt} \Delta t \quad (3.27)$$

$$\frac{OT}{1 - f_X Y_H} = \int_0^t \frac{dS_s}{dt} \Delta t \quad (3.28)$$

$$S_{S0} = \frac{\Delta O}{1 - f_X Y_H} \quad (3.29)$$

(3.29) numaralı bağıntıda bulunan ΔO değeri, Şekil 3.2’de gösterilen OTH Profili aracılığıyla hesaplanabilmektedir.

3.1.2.3 Yavaş Ayırışan Çözünmüş KOİ (S_{H0}) Bileşeninin Belirlenmesi

Yavaş ayırışan organik maddenin hidroliz kademesinden geçerek kolay ayırışan substrata dönüşmesi ve bu şekilde çoğalması, günümüz aktif çamur modellerinde kabul gören bir yaklaşımdır. Çözünmüş veya partiküler formda bulunan bazı yüksek moleküler ağırlıklı organik maddeler, yavaş ayırışan madde kapsamında ele alınabilmektedir; bu tanımdan yola çıkılarak yavaş ayırışan organik madde formları, yavaş ayırışan çözünmüş organik madde (S_{H0}) ve yavaş ayırışan partiküler organik madde (X_{S0}) şeklinde ifade edilebilmektedir.

Süzülmüş atıksuda ölçülen organik madde miktarı, sadece çözünmüş bileşenlerden meydana gelmektedir; bu görüşten hareketle aşağıdaki bağıntı oluşturulabilmektedir:

$$S_{T0} = S_{S0} + S_{H0} + S_I \quad (3.30)$$

(3.30) numaralı bağıntının düzenlenmesi sonucunda yavaş ayırışan çözünmüş organik madde bileşeni belirlenebilmektedir (Ubay Çokgör, 1997).

$$S_{H0} = S_{T0} - S_{S0} - S_I \quad (3.31)$$

3.1.3 Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

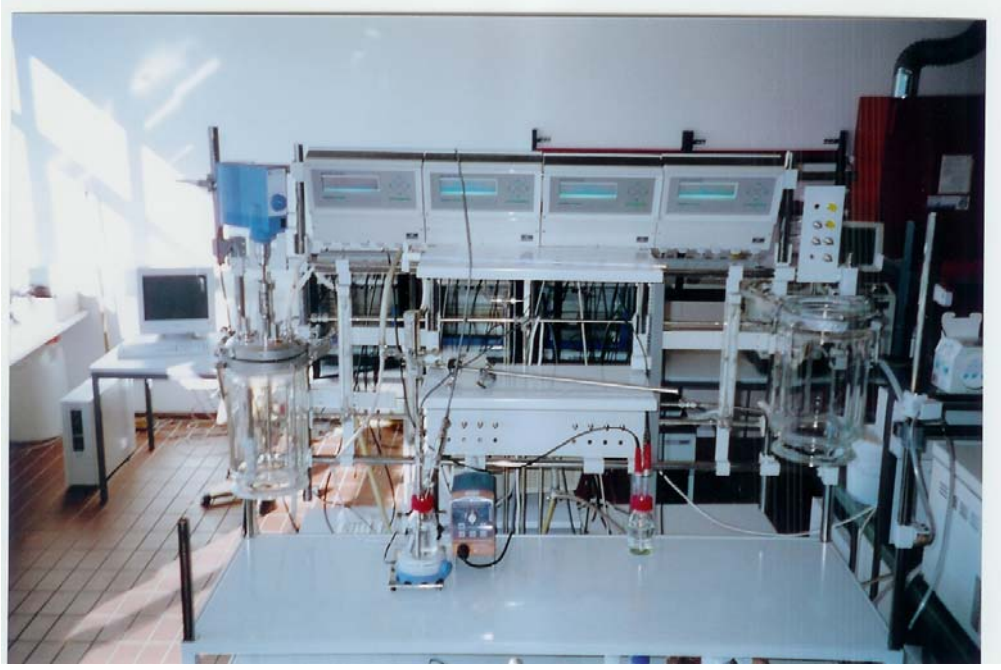
Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde yürütülen deneysel çalışmalarda

yapılan tüm OTH ölçümleri, RA 1000 Respirometre Cihazı'nda gerçekleştirilmiştir. RA 1000 Respirometre Cihazı, pleksiglastan yapılmış beş litre hacmindeki bir ana reaktör ile oksijen tüketim hızının ölçüldüğü bir hücreden meydana gelmektedir. Respirometrenin iç hücresinde tamamıyla kapalı 750 mL hacminde bir hücre, çözünmüş oksijen ölçüm probu, dört adet selonoid vana, bir adet numune pompası ve kontrol ünitesi yer almaktadır.

Rehau'da bulunan Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesis Çıkışı'ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde yürütülen deneysel çalışmalarda yapılan tüm OTH ölçümleri, Mettler Toledo InPro® 6800 marka dijital çözünmüş oksijen sensörü kullanılarak gerçekleştirilmiştir. OTH ölçüm düzeneği, adı geçen dijital çözünmüş oksijen sensörünün yanısıra camdan yapılmış dört litre hacmindeki bir ana reaktör, bir mekanik karıştırıcı, oksijen tüketim hızının ölçüldüğü bir hücre, bir adet numune pompası ve kontrol ünitesinden meydana gelmektedir (Şekil 3.3 – 3.5).

Respirometre cihazının ölçüm esası, tam karışımli havalandırılan ana reaktörden numuneyi yine tam karışımli ve tam dolu bir hücreye alıp giriş ve çıkış oksijen konsantrasyonlarını – birim saatte numunenin birim hacmi başına tüketilen oksijen miktarı cinsinden – belirlemeye dayanmaktadır. Ana reaktörün içindeki havalandırma ve karıştırmanın yeterli seviyede olması, çıkış oksijen konsantrasyonunun 2 mg/L'den büyük olması, respirasyon hücresi içinde hava balonu kalmamış olması, numune pompası üzerindeki devir sayısı, respirasyon hücresine ilişkin sirkülasyon pompasının çalışır konumda olması, pH ve sıcaklık kontrolü respirometrik ölçümler yapılırken göz önünde bulundurulması gereken en önemli faktörler arasında yer almaktadır.

Yürütülen respirometrik deneyler sırasında, olası azot ve fosfor eksikliğini ortadan kaldırmak amacıyla tampon özelliğine sahip Çözelti A ile Çözelti B'den her 1000 mg KOİ başına 10'ar mL eklenmiştir (**O'Connor, 1972**). Atıksu ilavesinden önce reaktörde yapılacak ilk ölçümde ani bir oksijen düşüşü yaşanmaması için, aktif çamur birkaç dakika süreyle havalandırılmıştır. Biyolojik reaktörlerin pH değeri 7.0-8.0 aralığında tutulmuş ve havalandırma işlemi kesintisiz bir biçimde uygulanarak reaktörlerdeki çözünmüş oksijen konsantrasyonunun 6 mg/L'nin altına düşmesi engellenmiştir. OTH ölçümleri boyunca olası bir nitrifikasyon girişimini önlemek amacıyla nitrifikasyon inhibitörü kullanılmıştır (Formula 2533TM, Hach Company).



Şekil 3.3: OTH Ölçüm Düzeneği (önden görünüş)



Şekil 3.4: OTH Ölçüm Düzeneği (yandan görünüş)



Şekil 3.5: OTH Ölçüm Düzeneği (arkadan görünüş)

Bilgisayar bağlantılı respirometre cihazında yapılan respirometrik deneyler kapsamında, ham (süzülmemiş) ve çözünmüş ($0.45 \mu\text{m}$ gözenek çapındaki membran filtreden süzölmüş) deri endüstrisi atıksuyu numuneleri üzerinde OTH ölçümleri yürütölmüştür. Çözönmüş deri endüstrisi atıksuyu numunesinden türetilen OTH Profili aracılığıyla aşğıdaki adımlar uygulanmıştır:

1. **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından önerilen yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiğı zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ (S_{S0}) bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur.
2. Kullanılan biyokütlenin içsel solunum seviyesinden başlayıp biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tümöyle tüketildiğı ana karşılık gelen ikinci içsel solunum seviyesine ulaşılana kadar gözlemlenen OTH ölçümü sonucunda, altta kalan alandan atıksudaki çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ ($S_{S0} + S_{H0}$)

konsantrasyonu hesaplanmıştır. Çözünmüş biyolojik ayrışabilir KOİ ($S_{S0} + S_{H0}$) konsantrasyonu ile kolay ayrışabilir KOİ (S_{S0}) konsantrasyonu arasındaki farktan da yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) bileşeninin konsantrasyonu belirlenmiştir.

3. 0.45 μm gözenek çapındaki membran filtreden süzölmüş atıksuda ölçölen organik madde miktarı, sadece çözönmüş bileşenlerden meydana gelmektedir; bu görüştten hareketle, aşğıdaki bağıntı oluşturularak çözönmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin içeriğı hesaplanabilmiştir:

$$S_I = S_{T0} - (S_{S0} + S_{H0}) \quad (3.32)$$

Ham deri endüstrisi atıksuyu numunesinden (A Numunesi'nden) türetilen OTH Profili aracılığıyla da aşğıda sıralanan KOİ bileşenleri saptanmıştır (**Orhon ve Okutman, 2003**):

1. Ölçüm yapılan biyokütlenin içsel solunum seviyesinden başlayıp tekrar içsel solunum seviyesine gelinceye değin gözlemlenen OTH ölçümü sonucunda, altta kalan alandan atıksudaki toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) konsantrasyonu hesaplanmıştır. Ham atıksuda ölçölen toplam ayrışabilen organik madde (C_{S0}) miktarı sırasıyla kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}), yavaş ayrışan çözönmüş KOİ (S_{H0}) ve yavaş ayrışan partiköler KOİ (X_{S0}) bileşenlerini içermektedir; bu görüştten hareketle aşğıdaki bağıntı oluşturularak toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) konsantrasyonu ile çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ ($S_{S0} + S_{H0}$) konsantrasyonu arasındaki fark hesaplanabilmiş ve yavaş ayrışan partiköler organik madde (X_{S0}) bileşeninin konsantrasyonu elde edilebilmiştir:

$$X_{S0} = C_{S0} - (S_{S0} + S_{H0}) \quad (3.33)$$

2. Toplam KOİ (C_{T0}) konsantrasyonu ile toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) konsantrasyonu arasındaki fark, toplam inert organik madde (C_I) olarak tanımlanmaktadır. Bu tanımdan yola çıkılarak toplam inert organik madde (C_I) konsantrasyonundan çözönmüş inert KOİ (S_I) konsantrasyonunun çıkartılmasıyla partiköler inert KOİ (X_I) içeriğı belirlenmiştir.

$$X_I = C_I - S_I \quad (3.34)$$

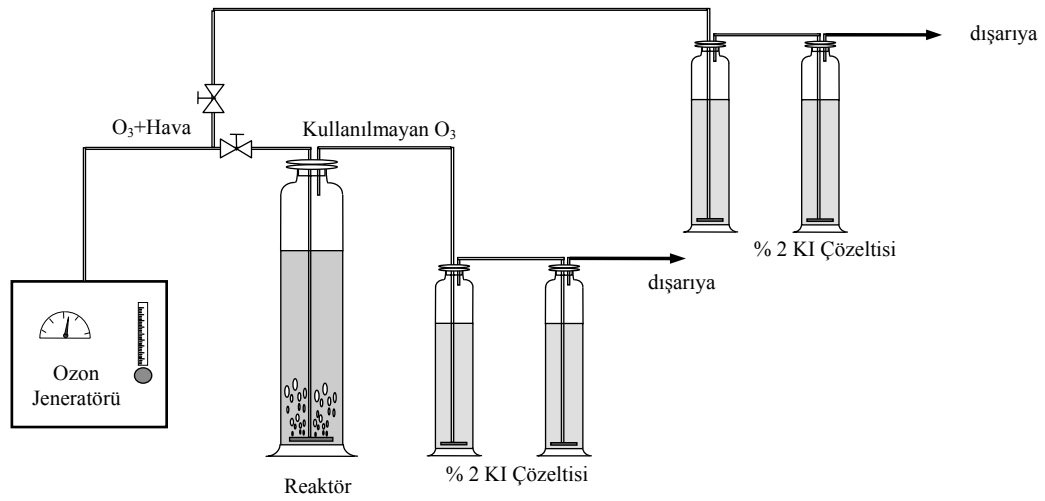
Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, aynı zamanda kolay ayrışabilen organik madde (S_{S0}) ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde (S_{H0}) bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman diliminin saptanması amacıyla da kullanılmıştır. Respirometrik ölçümler aracılığıyla zamana bağlı olarak dört farklı numune tanımlanmıştır; söz konusu dört numuneden A Numunesi ham atıksuyu temsil etmekte, B Numunesi kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi belirtmekte, C Numunesi atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde (S_{H0}) içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte ve son olarak D Numunesi de geriye sadece çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemektedir.

B, C ve D numunelerini elde etmek için 0.2 g KOİ / g UAKM'lik F/M oranında işletilen ve ham atıksu numunesi (A Numunesi) ile beslenen laboratuvar ölçekli doldur-boşalt türü reaktörler kullanılmıştır. Söz konusu F/M oranı, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi'nde uygulanmakta olan F/M oranını simüle etmesi amacıyla 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde ayarlanmıştır. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için gereken zaman dilimleri göz önünde bulundurularak 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazlar (B, C ve D numuneleri) toplanmış ve olası bir biyolojik ayrışmayı önlemek üzere vakit yitirilmeden ozonlanmıştır. Ozonlama prosesinin KOİ bileşenleri üzerindeki etkilerini belirleyebilmek ve KOİ bileşenleri arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu ortaya koyabilmek için optimum ozon akısında kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A, B, C ve D numunelerinde de respirometrik analizler yürütülmüştür.

3.1.4 Ozonlama Deneyleri

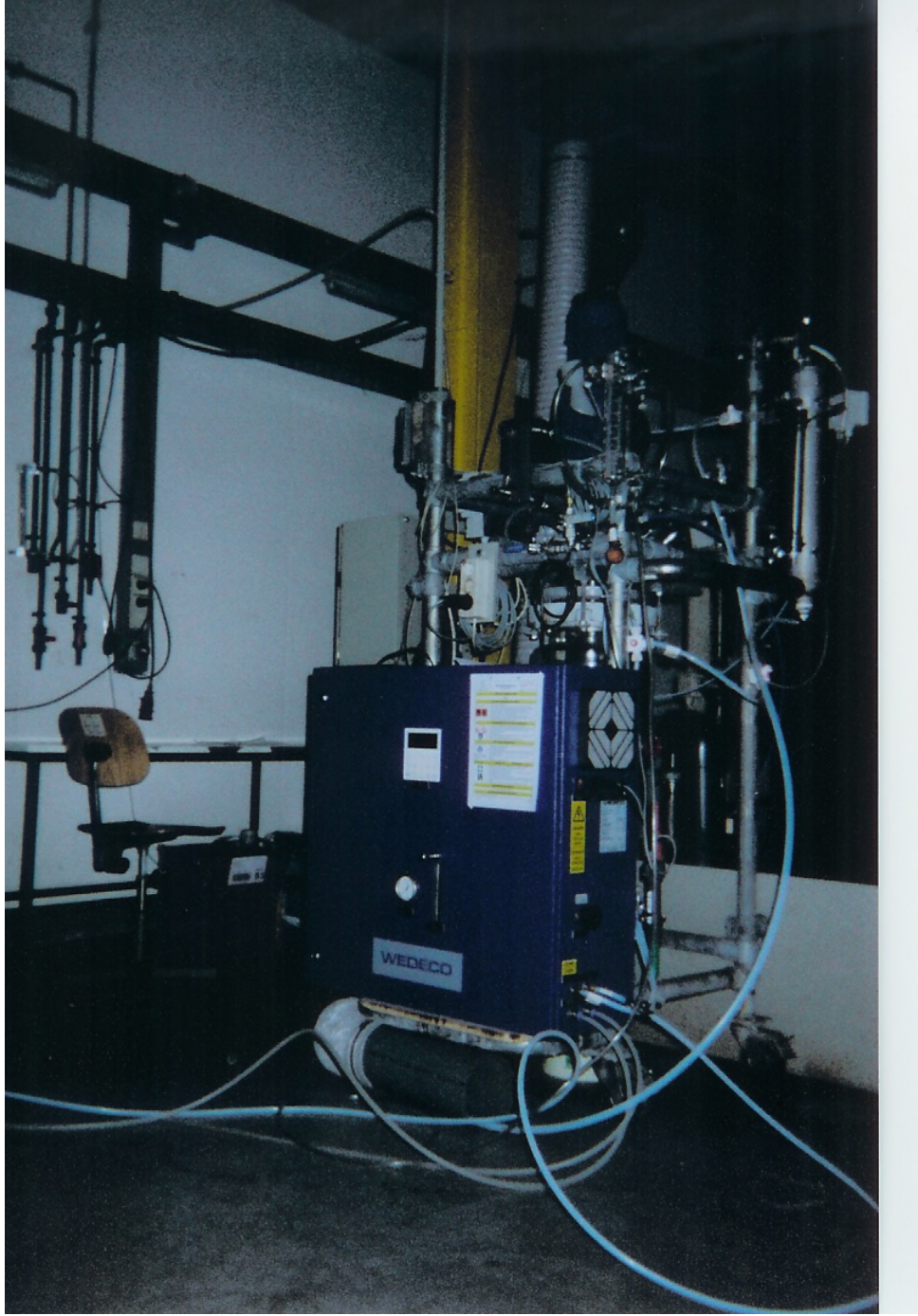
Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde, ozon üretimi PCI GL1 ozon jeneratörü aracılığıyla ve besleme gazı olarak havanın kullanılmasıyla gerçekleştirilmiştir. Deneyler, etkin derinliği 23 cm olan 1.5 litre hacmindeki reaktöre 1 litre atıksu numunesi konarak 103.45 kPa basıncında

yürütülmüştür. Ozon difüzyonu, yukarı akış difüzyonu şeklinde uygulanmıştır; bu yöntem uyarınca ozon gazı, sinterlenmiş cam levha difüzörün yardımıyla reaktör tabanına iletilmiştir. % 2 KI çözeltisi içeren dört adet gaz yıkama şişesinden ikisi ozon akısının belirlenebilmesi amacıyla ozon jeneratörüne, geriye kalan ikisi de kullanılmayan ozon miktarının ölçülebilmesi amacıyla reaktöre bağlanmıştır. PCI GL1 ozon jeneratörü, Şekil 3.6’da gösterilmiştir.



Şekil 3.6: PCI GL1 Ozon Jeneratörü

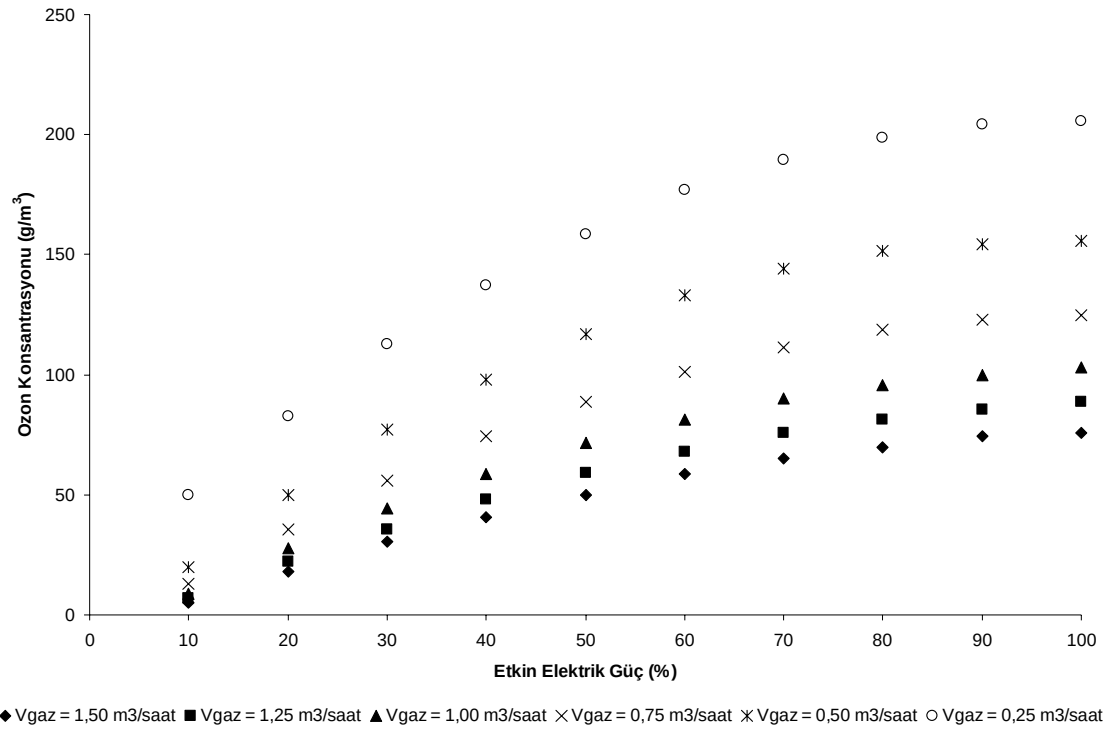
Rehau’da bulunan Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı’ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde, saf oksijenden ozon üretimi WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 marka ozon jeneratörü aracılığıyla gerçekleştirilmiştir. Deneyler, 12 litre hacmindeki reaktöre 8 litre atıksu numunesi konarak 0.5 bar basıncında yürütülmüştür. Ozon difüzyonu, yukarı akış difüzyonu şeklinde uygulanmıştır; bu yöntem uyarınca ozon gazı, difüzörün yardımıyla reaktör tabanına iletilmiştir. Boy-yükseklik-derinlik ölçütleri sırasıyla 800x800x300 mm olan, maksimum 1.1 kW gücünde ve yaklaşık 65 kg ağırlığındaki ozon jeneratörünün ozon üretimi 50~100 g/saat aralığında yer almaktadır. Ozon jeneratörü ile ozon reaktörü Şekil 3.7 ve Şekil 3.8’de, ozon jeneratörüne ilişkin karakteristik eğri ise Şekil 3.9’da gösterilmiştir.



Şekil 3.7: WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 Ozon Jeneratörü



Şekil 3.8: Ozon Reaktörü



Şekil 3.9: WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 Ozon Jeneratörü Karakteristik Eğrisi

3.1.5 Ardışık Filtrasyon / Ultrafiltrasyon Deneyleri

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan birinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen ardışık filtrasyon / ultrafiltrasyon deneylerinde, moleküler ağırlık kesim boyutuna (MAKB) dayalı KOİ fraksiyonasyonu iki aşamalı olarak uygulanmıştır. Birinci aşamada, numuneler cam yünü ve membran filtreler aracılığıyla vakum filtrasyonuna tabi tutulmuştur. İkinci aşamada ise, Millipore karıştırıcılı ultrafiltrasyon hücresinde moleküler filtrasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Volumetrik kapasitesi 400 mL olan ultrafiltrasyon hücresi, 0.4-2.5 barlık işletme basıncı aralığında çalıştırılmıştır. Ultrafiltrasyon deneylerinde, moleküler ağırlık kesim boyutu 1-100 kDa aralığında değişen membranlar kullanılmıştır. Deneysel çalışmalarda kullanılacak olan filtreler ile membranların karakteristikleri Tablo 3.1'de, Millipore karıştırıcılı ultrafiltrasyon hücresinin (Model 8400) spesifikasyonları ise Tablo 3.2'de özetlenmektedir.

Tablo 3.1: Filtreler ile Membranların Karakteristikleri

MARKA	TİP	GÖZENEK ÇAPI (µm)	MAKB (kDa)
Whatman	GF/D	2.7 µm	
Whatman	AP40	1.2 µm	
Millipore	AAWG	0.80 µm	
Millipore	HAWP	0.45 µm	
Millipore	PLHK		100 kDa
Millipore	PLTK		30 kDa
Millipore	PLGC		10 kDa
Millipore	PLBC		3 kDa
Millipore	PLAC		1 kDa

Tablo 3.2: Millipore Karıştırıcı Ultrafiltrasyon Hücresinin (Model 8400) Spesifikasyonları

ÖZELLİK	BİRİM	DEĞER
Hücre kapasitesi	mL	400
Minimum proses hacmi	mL	10
Membran çapı	mm	76
Etkin membran alanı	cm ²	41.8
Geri kazanılamayan hacim	mL	1.5
Ayaklı destek	cm	11x11
Ayaklı desteğin yüksekliği	cm	15.5
Dara	g	610
Maksimum işletme basıncı	atm	3.7

3.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

3.2.1 Çamur Karakterizasyonu

Almanya'nın Hannover kentine yaklaşık olarak 75 km mesafede konumlanan Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numuneleri üzerinde gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kapsamında; KOİ, azot ve fosfor analizleri DIN'de (**Deutsches Institut für Normung e.V., 1997**) belirtildiği şekilde, Macherey-Nagel Nanocolor® küvet testleri aracılığıyla

Nanocolor® Vario 1 marka termoblok ve Nanocolor® 400 D marka fotometre kullanılarak yapılmıştır. Schleicher & Schuell NL17 marka 0.45 µm gözenek çapındaki membran filtre aracılığıyla süzölmüş numuneler elde edilmiştir; söz konusu filtreden süzülen numuneler, çözönmüş form olarak tanımlanmıştır. AKM bazında ölçölen partiköler bileşenler için yaklaşık 2 µm gözenek çapındaki Schleicher & Schuell 589/3 Rundfilter Blauband marka filtre kullanılmıştır. Toplam katı madde (TKM) ve toplam uçucu katı madde (TUKM) tayininde çapı ve yüksekliğı sırasıyla 60 ve 48 mm olan 90 mL hacmindeki porselen krozedden yararlanılmıştır. Çökelebilirlik deneyleri ve çamur hacim indeksi (ÇHİ) tayininin yanı sıra çökelemeyen katı madde parametresinin ölçümü esnasında, çapı ve yüksekliğı sırasıyla 120 ve 460 mm olan 1 litre hacmindeki Imhoff Konisi; filtre edilebilirlik deneyleri sırasında ise, – zamana karşı filtre edilen çamur hacmini belirlemek amacıyla – Schleicher & Schuell 595 Rundfilter marka filtre kullanılmıştır.

3.2.2 Aerobik Biyolojik Ayırşabilirlik Deneyleri

Aerobik biyolojik ayırşabilirlik deneylerinde, aerobik reaktör olarak her birinin çapı 172 mm olan 215 mm yüksekliğindeki 3000 mL’lik on adet beher kullanılmıştır (Şekil 3.10). Farklı ozon besleme sürelerinin çamurun biyolojik ayırşabilirliğı üzerindeki etkilerinin belirlenmesi, aerobik biyolojik ayırşma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi ile ozonlanmış çamur numunesinin ikinci defa ozonlanması prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının saptanması, ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayırşma kombinasyonunu TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiğı noktaya kadar uygulayarak adı geöen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konması amaçları doğrultusunda yürütölen aerobik biyolojik ayırşabilirlik deneyleri sırasında; ozonlanmamış ham çamur numunesi ile farklı sürelerde ozonlanmış çamur numuneleri aerobik reaktörlere konurken, her bir numune tipine dair ikişer litre hacminde en az iki adet paralel reaktör oluşturulmuştur. Her bir reaktördeki havalandırma ve karıştırma koşullarının aerobik biyolojik ayırşma için uygun olmasını sağlamak amacıyla havalandırma debisi 100 L/saat, karıştırma ünitesindeki devir sayısı ise 90 devir/dakika olacak şekilde ayarlanmıştır. Hava hattının girişine bir basınç düşürücü monte edilerek her bir reaktör için havalandırma debisinin sabit tutulması hedeflenmiştir; bu bağlamda, havalandırma hattı öncesinde hava basıncı 3

bar'a düşürülmüştür. Havalandırma hattından gelen hava reaktörlere yönlendirilmeden önce hava musluklarına dağıtılmış ve havalandırma debisi hava musluklarındaki vanalar aracılığıyla 100 L/saat değerinde sabitlenmiştir. Karıştırma işlemi için iki adet motordan faydalanılmıştır; birinci motor ön sıradaki beş reaktörün, ikinci motor ise arka sıradaki beş reaktörün karıştırılması sırasında kullanılmıştır. Ön ve arka sıradaki reaktörler bir lastik sayesinde birbirlerine tutturulmuştur; böylece motorların milleri harekete geçirmesi ve her bir milin kendi hattında bulunan reaktörü karıştırması sağlanmıştır (Şekil 3.11 ve Şekil 3.12). Karıştırma hızı saptanırken çamur numunesini tam karışımında tutacak ve hava kabarcıklarının yeterince küçük olmasını sağlayacak, fakat çamur floklarının parçalanmasına yol açmayacak büyüklükte bir hızın seçilmesi yoluna gidilmiştir; bu değerlendirmelerin ışığı altında karıştırma hızının 90 devir/dak olmasına karar verilmiştir.

Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik ayrışabilirliği üzerindeki etkisini belirleyebilmek için reaktörlerden alınan her bir numunede gün bazında toplam KOİ ve TKM deneyleri yürütülmüştür. Toplam KOİ ve TKM konsantrasyonlarında gözlemlenen değişimin yanısıra aerobik reaktörlerde kontrol amaçlı olarak pH ve sıcaklık ölçümleri de gerçekleştirilmiştir.



Şekil 3.10: Aerobik Biyolojik Ayrışma Deney Düzenegi (önden görünüş)



Şekil 3.11: Aerobik Biyolojik Ayrıştırma Deney Düzeneği (yandan görünüş)



Şekil 3.12: Aerobik Biyolojik Ayrıştırma Deney Düzeneği (üstten görünüş)

3.2.3 Ozonlama Deneyleri

Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numuneleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde, saf oksijenden ozon üretimi – Rehau'da bulunan Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerine benzer şekilde – WEDECO Ozon-Anlage SWO 100 marka ozon jeneratörü aracılığıyla gerçekleştirilmiştir. Deneyler, 12 litre hacmindeki reaktöre 8 litre çamur numunesi konarak 0.5 bar basıncında yürütülmüştür. Ozon difüzyonu, yukarı akış difüzyonu şeklinde uygulanmıştır; bu yöntem uyarınca ozon gazı, difüzörün yardımıyla reaktör tabanına iletilmiştir. Boy-yükseklik-derinlik ölçütleri sırasıyla 800x800x300 mm olan, maksimum 1.1 kW gücünde ve yaklaşık 65 kg ağırlığındaki ozon jeneratörünün ozon üretimi 50~100 g/saat aralığında yer almaktadır. Ozon jeneratörü ile ozon reaktörü Şekil 3.7 ve Şekil 3.8'de, ozon jeneratörüne ilişkin karakteristik eğri ise Şekil 3.9'da gösterilmiştir.

4. İNCELENEN ATIKSU ARITMA TESİSLERİ

4.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

4.1.1 Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi

Türkiye’de yürütülen deneysel çalışmalar, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde gerçekleştirilmiştir. Türkiye’deki deri sanayi kuruluşlarının yaklaşık % 75’inin toplandığı Kazlıçeşme’den ayrılarak kent sınırındaki günümüzdeki yerine taşınan ve Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi adını alan kompleksin toplam alanı 642 hektardır. Organize sanayi bölgesi yan sanayi, arıtma ve geri kazanma tesisleri ve idari, sosyal ve sportif tesisleri de içermektedir; ayrıca 300 hektarlık bir saha da yeşil alanlar için ayrılmıştır. Şu anda yaklaşık 5000~6000 kişinin çalışmakta olduğu Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi’ndeki tüm endüstriler tam kapasiteye ulaştığında yaklaşık 15000~20000 kişinin istihdam edilmesi beklenmektedir.

Tam kapasite üretime geçildiğinde, atıksu debisinin yaklaşık olarak 36000 m³/gün’e ulaşması planlanan Tuzla Deri Sanayi Bölgesi’nde, halihazırda koyun ve büyükbaş hayvan derileri işleyen ve toplam atıksu debisi 12000~15000 m³/gün arasında değişen 110 civarında işletme bulunmaktadır. İSKİ Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi’ni işletmeye alıncaya kadar evsel ve sanayi atıksularını kendi içindeki ön arıtma ve merkezi atıksu arıtma tesislerinden geçiren ve arıtma tesisi çıkış suyunu – İSKİ tarafından arıtılmış sanayi atıksularını taşıması amacıyla döşenmiş 1000 mm çapında, 14 km uzunluğundaki ayrı bir boru hattına vererek – Marmara Denizi’ne deşarj eden Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi, Tuzla Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi işletmeye alındıktan sonra arıtma tesisi çıkış suyunu adı geçen arıtma tesisine bağlamıştır.

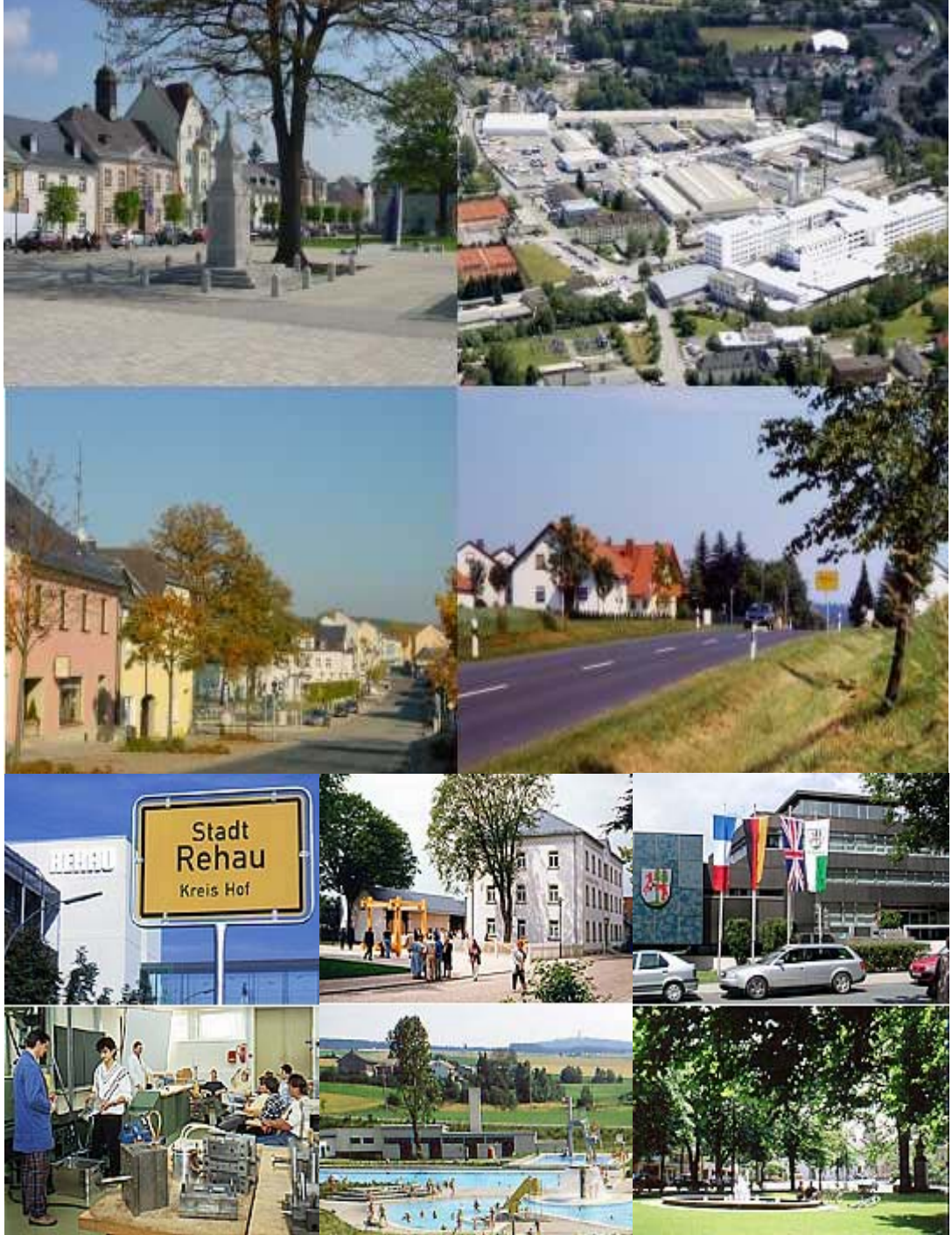
4.1.2 Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi

Almanya’da yürütülen deneysel alışmalar, Rehau’da bulunan Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi ıkışı’ndan alınan atıksu numuneleri üzerinde gerçekleştirilmiştir. 70553 km² yzlm ile Almanya’nın en büyük eyaleti konumundaki Bavyera Eyaleti sınırları içerisinde yer alan ve eyaletin başşehri olan Münih’e yaklaşık olarak 280 km mesafede konumlanan Rehau (Hof), ek Cumhuriyeti sınırına sadece üç kilometre uzaklıkta; 827 m yüksekliğindeki Büyük Kronberg Dağı’nın eteklerinde kurulu 10510 nüfuslu bir endüstri kentidir (şekil 4.1).



şekil 4.1: Rehau ve Harz Bölgesi’nin Konumu – Almanya Haritası

Düzinelerce küçük ve orta ölçekli işletmenin yanısıra dünyaca tanınan Rehau AG + Co isimli plastik işleme firmasına evsahipliği yapan Rehau kentinde plastik, keramik, deri, tekstil, metal ve ağaç endüstrisi faaliyet göstermektedir. Rehau, hayvan ticareti yapılan sıradan bir kentten Bayern Eyaleti'nin deri endüstrisindeki merkezi haline dönüşerek “yeşillikler içerisindeki endüstri şehri” kimliğine bürünmüştür (Şekil 4.2).



Şekil 4.2: Rehau'nun Görünümü

Südleder Firması'nda halihazırda günde 3000'den fazla ham deri işlenmektedir; 270 kişinin çalışmakta olduğu tesis tam kapasite üretime geçtiğinde, atıksu debisinin yaklaşık olarak 3000 m³/gün'e ulaşması planlanmaktadır. Südleder Firması'nda uygulanan üretim proseslerinden kaynaklanan atıksular, atıksu yükü ve kalitesindeki dalgalanmalara karşı yüksek esneklik gösteren arıtma ünitesinde (Şekil 4.3) fiziko-kimyasal ön arıtmaya tabi tutulmaktadır; atıksu arıtma tesisi çıkış suyu ise, Hof / Saale Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi'ne deşarj edilmektedir.



Şekil 4.3: Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi

4.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

4.2.1 Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi

Almanya'da yürütülen deneysel çalışmalar, Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numuneleri üzerinde gerçekleştirilmiştir. 47388 km² yüzölçümü ile Almanya'nın ikinci büyük eyaleti konumundaki Aşağı Saksonya Eyaleti sınırları içerisinde yer alan ve eyaletin başşehri olan Hannover'e yaklaşık olarak 75 km mesafede konumlanan Innerstetal, Clausthal-Zellerfeld kasabasından – her zaman karla kaplı kış sporları alanlarının bulunduğu – Harz Bölgesi'nin kuzey kesimlerine kadar uzanan bir vadidir (Şekil 4.1).

Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi, drenaj bölgesi içerisinde yer alan Clausthal-Zellerfeld (17592 kişi, 3396 ha), Wildemann (1146 kişi, 334 ha) ve Lautental (2333 kişi, 498 ha) kasabalarından kaynaklanan evsel atıksuları arıtmak üzere 50000 nüfus eşdeğeri için boyutlandırılmış ve 1979 yılında hizmete açılmıştır. Drenaj bölgesinden

yaklaşık 30 km uzunluğundaki kanalizasyon ağı yoluyla arıtma tesisine taşınan atıksu, mekanik ve biyolojik arıtmaya tabi tutulmakta; arıtma tesisi çıkış suyu ise, Innerste Irmağı'na deşarj edilmektedir. Meydana gelen çamur kalınlaştırılmakta, çamur susuzlaştırmada kullanılan belt filtre pres aracılığıyla kalınlaştırılmış çamurun suyu giderilmektedir. Atıksu arıtma tesisinde giriş yapısı, pompa istasyonu, kaba ve ince ızgara, havalandırmalı kum tutucu, aktif çamur havalandırma tankı, son çöktürme tankı, çamur yoğunlaştırma tankı ve çamur susuzlaştırma ünitesi bulunmaktadır. 1984, 1993 ve 1999 senelerinde ek ünitelerin yapımıyla yenilenen Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisinde, susuzlaştırma işlemi sonrasında uzaklaştırılması gereken çamur miktarı 800 ton/yıl civarındadır.

5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRME

5.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

5.1.1 Birinci Atıksu Numunesi

5.1.1.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Türkiye’de gerçekleştirilecek deneysel çalışmalar için kullanılacak olan endüstriyel atıksuyun belirlenmesinin ardından numune alma işlemi uygulanmış ve söz konusu atıksu numunesi üzerinde konvansiyonel karakterizasyon çalışması yürütülmüştür. Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’na ilişkin birinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçları, Tablo 5.1’de gösterilmiştir.

5.1.1.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan numunede yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneylerinde; **Orhon ve diğ. (1999a)** tarafından tanımlanan yöntem uyarınca ham atıksu reaktörü, süzölmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörü aracılığıyla atıksu numunesinde bulunan çözünmüş biyolojik olarak ayrışamayan organik madde konsantrasyonu belirlenmiştir. Bu yöntem gereğince toplam ve süzölmüş atıksuyun yanı sıra süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz çözeltisi ile beslenen ve önceden atıksu ile glikoz karışımına aklime olmuş çok az miktarda (50 mg UAKM/L) biyokütle ile aşıl原因an üç litre hacmindeki üç kesikli reaktörden glikoz reaktöründe zamana karşı sadece çözünmüş KOİ; diğer ikisinde ise hem toplam, hem

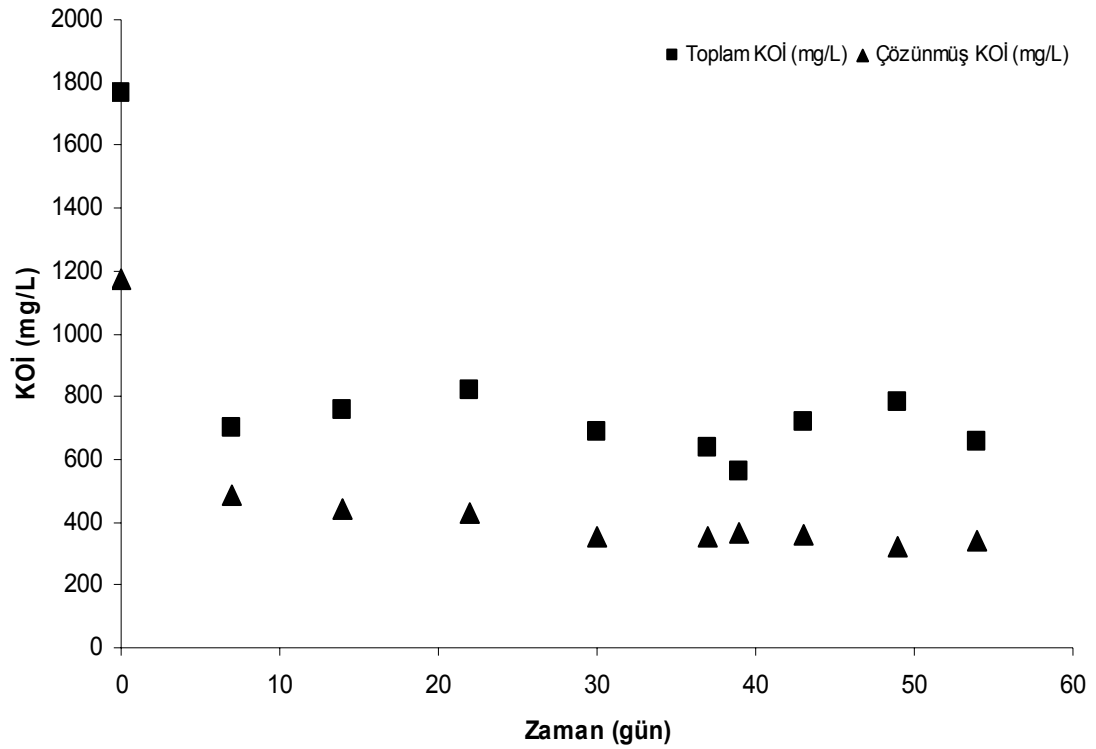
de çözünmüş KOİ konsantrasyonları ölçülmüştür. Her üç reaktörde de toplam ayrışabilen substratın tüketilmesi ve tüm biyokütlenin mineralize olması sonucunda, KOİ deneylerinde elde edilen değerler sabit bir eşik değerine ulaşmıştır. Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan numuneye ilişkin toplam atıksu, süzölmüş atıksu ve süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörlerinde zamana karşı ölçölen toplam ve çözönmüş KOİ değeri Tablo 5.2'de, arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda her üç reaktörde gözlemlenen İnert KOİ Profilleri ise Şekil 5.1 – 5.3'te verilmiştir.

Tablo 5.1: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Birinci Atıksu Numunesi)

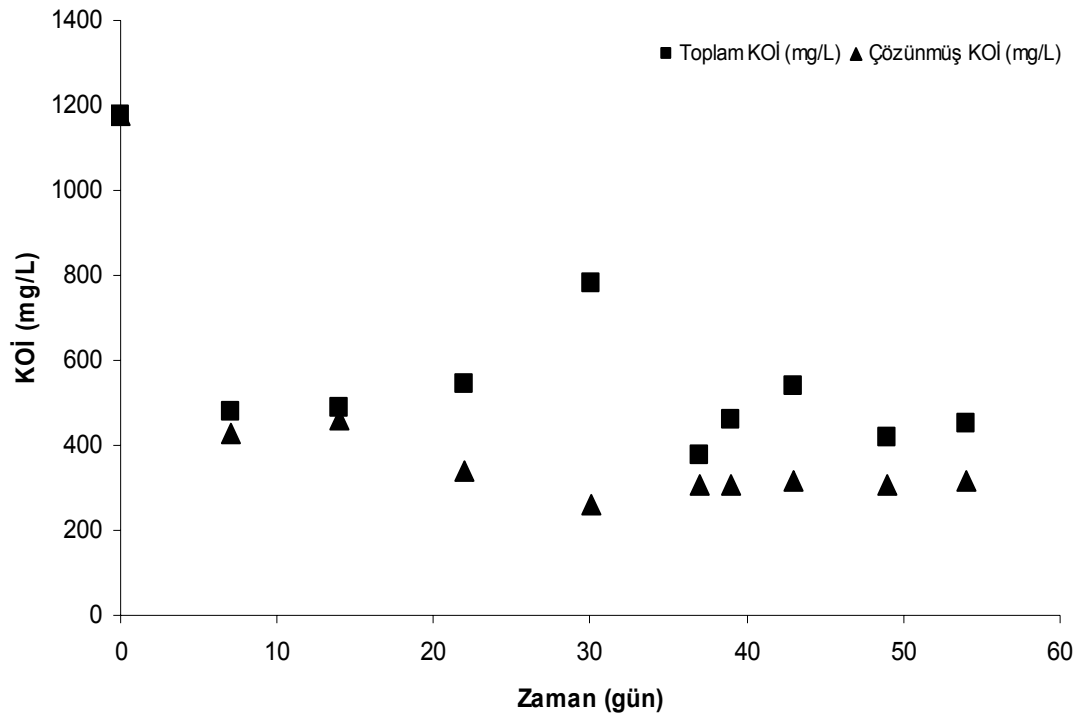
PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	7.99
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	1445
Toplam KOİ	mg/L	1785
Çözönmüş KOİ	mg/L	1205
AKM	mg/L	580
UAKM	mg/L	480
TÇM	mg/L	14600
İletkenlik	µMhos/cm	26200
Klorür	mg/L	6150
Sölfür	mg/L	85
Toplam Fosfor	mg/L	5.5
Çözönmüş Fosfor	mg/L	1.8
Toplam TKN	mg/L	145
Çözönmüş TKN	mg/L	105
NH ₃ -N	mg/L	105
Toplam Krom	mg/L	22

Tablo 5.2: Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Verileri
(Birinci Atıksu Numunesi)

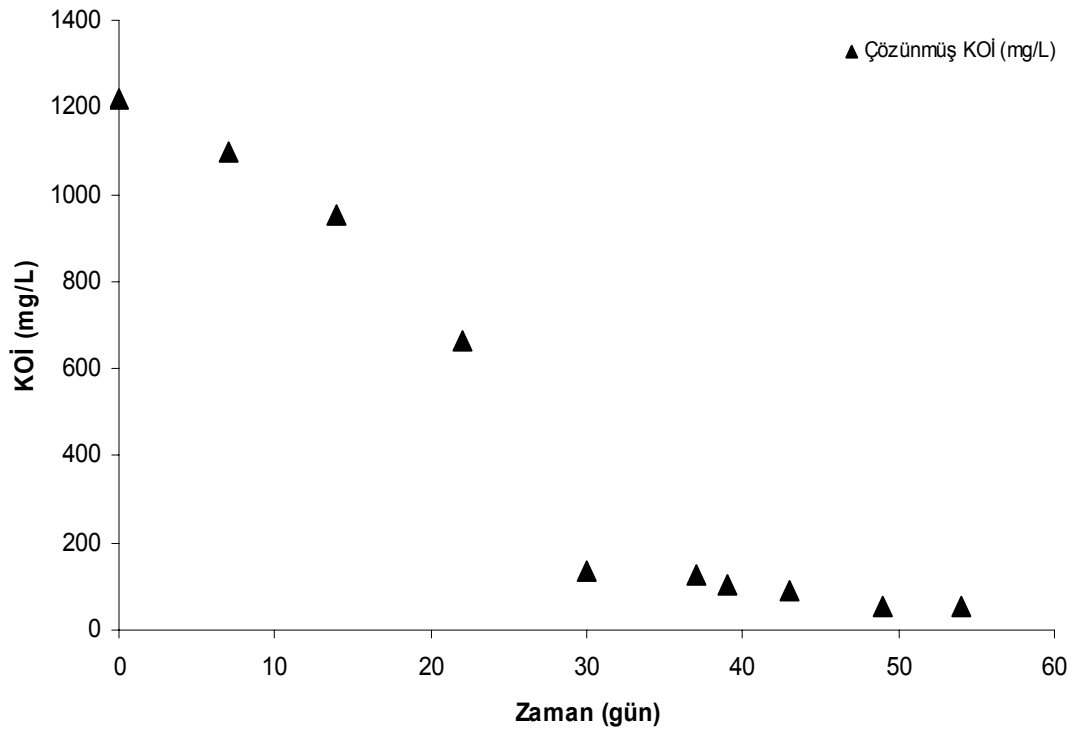
Zaman (gün)	Toplam Atıksu Reaktörü		Süzülmüş Atıksu Reaktörü		Glikoz Reaktörü
	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	1765	1175	1175	1175	1220
7	702	487	481	426	1097
14	756	444	488	462	955
22	820	430	546	340	664
30	690	353	781	260	134
37	636	355	379	305	127
39	560	364	460	306	102
43	719	362	539	315	91
49	783	322	417	309	52
54	658	342	453	316	53
	658	332	453	310	53



Şekil 5.1: Toplam Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili
(Birinci Atıksu Numunesi)



Şekil 5.2: Süzülmüş Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Birinci Atıksu Numunesi)



Şekil 5.3: Glikoz Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Birinci Atıksu Numunesi)

Süzülmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörüne ilişkin KOİ değeri aracılığıyla çözönmüş inert KOİ ile çözönmüş inert mikrobiyal ürünlerin konsantrasyonları hesaplanmıştır (**Orhon ve diğ., 1999a**).

$$Y_{SP} = \frac{S_G}{S_{T0}} = \frac{53}{1220} = 0.04344$$

$$f_{ES} = \frac{1}{Y_H} \frac{S_G}{S_{T0}} = \frac{1}{0.64} \frac{53}{1220} = 0.06788$$

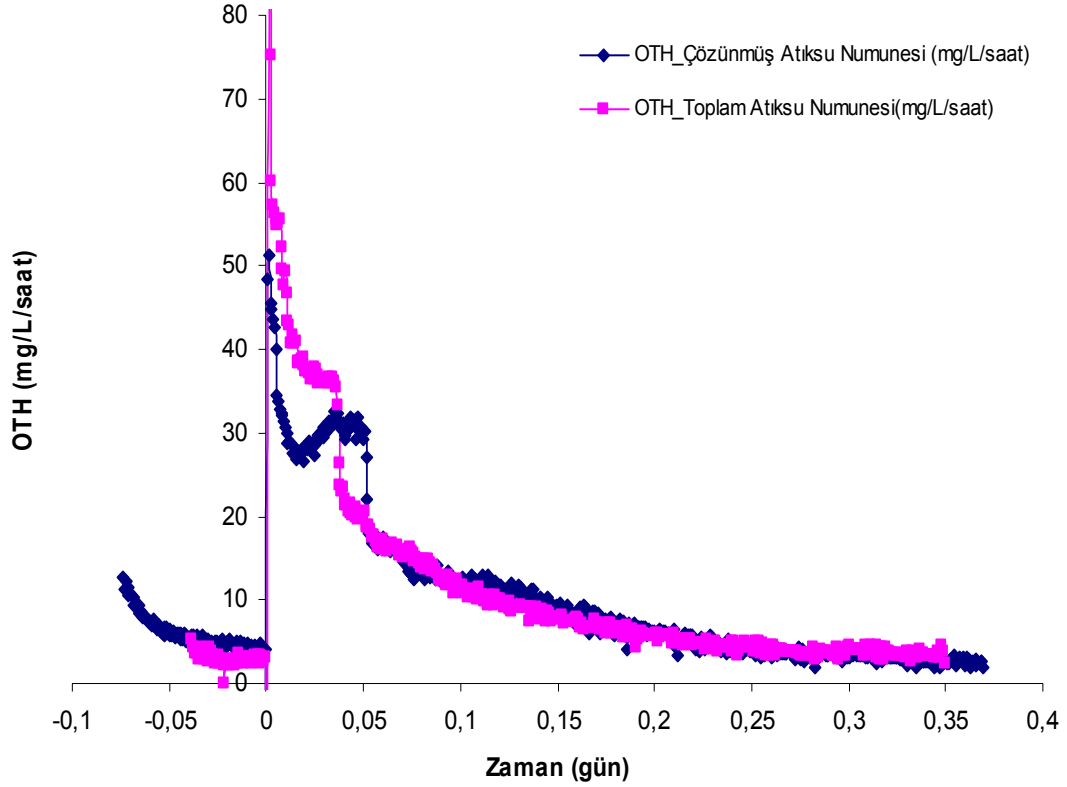
$$S_I = \frac{S_{T2} - f_{ES} Y_H S_{T1}}{1 - f_{ES} Y_H} = \frac{310 - 0.06788 \times 0.64 \times 1175}{1 - 0.06788 \times 0.64} = 271 \approx 270 \text{ mg/L}$$

$$S_{P2} = f_{ES} Y_H (S_{T1} - S_I) = 0.06788 \times 0.64 \times (1175 - 271) = 39 \approx 40 \text{ mg/L}$$

Çözönmüş inert organik madde bileşeninin belirlenmesine yönelik deneyler ile eşzamanlı olarak – kolay ayrışabilir KOİ içeriğinin saptanması amacıyla – respirometrik ölçömler de uygulanmıştır. Respirometrede yapılan tüm OTH ölçömleri, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi'nde uygulanmakta olan F/M oranını simüle etmesi için F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olarak ayarlanan 2 litre hacmindeki aerobik kesikli reaktörlerden alınan numunelerde gerçekleştirilmiştir. Reaktörler, doldur-boşalt türü reaktörlerde atıksuya aktime edilmiş çamurla beslenmiş ve çamur yaşı 10 gün olacak şekilde işletilmiştir. Heterotrofik dönüşüm oranı, Y_H , literatürde ifade edilen veriler uyarınca 0.64 g KOİ / g biyokütle KOİ olarak kabul edilmiştir (**Orhon ve diğ., 1999b; Orhon ve diğ., 1999c**).

Kullanılan biyokütleyle ilişkin içsel solunum hızının saptanması, respirometrik ölçömlerin ilk adımını oluşturmuştur. İçsel solunum hızının yaklaşık olarak yarım saat süreyle sabit bir profil izlemesinin ardından respirometreye ilişkin ana reaktör – F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde – birer kez sırasıyla toplam atıksu ve 0.45 µm membran filtreden süzölmüş atıksu ile beslenmiştir. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tüketimine bağılı olarak başlangıçta oldukça yüksek bir OTH Profili

gözlemlenmiştir. **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin saptanmasında kullanılan yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiği zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur. Toplam ve çözünmüş atıksu numunelerine dair respirometrik ölçümleri içeren OTH Profilleri, Şekil 5.4'te gösterilmiştir.



Şekil 5.4: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri
(Birinci Atıksu Numunesi)

Süzülmüş atıksuda ölçülen organik madde miktarı, sadece çözünmüş bileşenlerden meydana gelmektedir; bu görüşten hareketle yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşeni, toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonundan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu ile çözünmüş inert organik madde konsantrasyonunun çıkartılması yoluyla belirlenebilmektedir (**Ubay Çokgör, 1997**). Arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin numunedeki çözünmüş KOİ bileşenlerinin dağılımı Tablo 5.3'te özetlenmiştir.

Tablo 5.3: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Çözünmüş KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Birinci Atıksu Numunesi)

	C _{T0}	S _{T0}	S _{S0}	S _{H0}	S _I
KOİ (mg/L)	1765	1175	475	430	270
S _{T0} 'ın %'si	-	% 100	% 40	% 37	% 23
C _{T0} 'ın %'si	% 100	% 67	% 27	% 25	% 15

Ardışık Filtrasyon / Ultrafiltrasyon Deneyleri

Ardışık filtrasyon / ultrafiltrasyon deneyleri sırasında, moleküler ağırlık kesim boyutuna dayalı KOİ fraksiyonasyonu iki aşamalı olarak uygulanmıştır. Birinci aşamada, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin numune cam yünü ve membran filtreler aracılığıyla vakum filtrasyonuna tabi tutulmuş; ikinci aşamada ise, sözü edilen numune için Millipore karıştırıcılı ultrafiltrasyon hücresinde moleküler filtrasyon işlemi gerçekleştirilmiştir.

Literatür verileri, günümüze değin tek bir partikül boyutu dağılımı tanımlaması üzerinde görüş birliğine varılamadığını ortaya koymaktadır. Partikül boyutu dağılımının üniform bir birim aracılığıyla gösterilmesi aşamasında yaşanan güçlük, **Sophonsiri ve Morgenroth (2004)** tarafından yürütülen çalışmada da irdelenmiştir; adı geçen araştırmacılar, çalışmalarında partikül boyutu dağılımına dayalı fraksiyonasyonda kullanılan moleküler ağırlık kesim boyutlarındaki varyasyonu ele almışlardır. Bu bağlamda, çalışma kapsamında **Cheryan (1986)** ve **McGregor (1986)** tarafından tanımlanan yaklaşım uygulanmış; aşağıdaki bağıntı yardımıyla Da cinsinden ifade edilen ultrafiltrasyon membran disklerinin moleküler ağırlık kesim boyutları – söz konusu moleküler ağırlık kesim boyutlarına karşılık gelen – nm cinsinden partikül boyutu değerlerine dönüştürülmüştür.

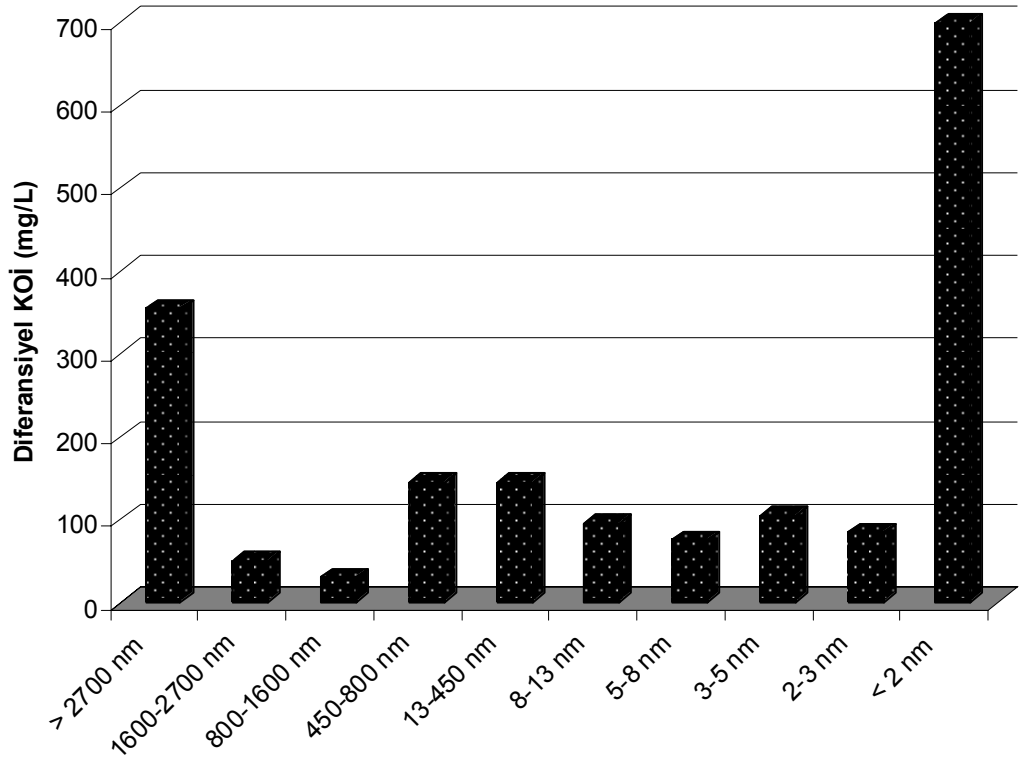
$$\log (\text{\AA}) = -0.0985 + 0.4459 \times \log (\text{moleküler ağırlık kesim boyutu [Da]}) \quad (5.1)$$

Tablo 5.4 ile Şekil 5.5'te, söz konusu numunede ardışık filtrasyon / ultrafiltrasyon deneyleri aracılığıyla elde edilen moleküler ağırlık kesim boyutuna dayalı KOİ fraksiyonasyonu verileri derlenmiştir. Moleküler ağırlık kesim boyutuna dayalı KOİ fraksiyonasyonu incelendiğinde, 1785 mg/L'lik toplam KOİ içeriğinin % 39'unun <1 kDa (< 2 nm) aralığında yer aldığı gözlemlenmektedir. **Dülekürgen ve diğ. (2006)**

tekstil endüstrisi atıksuyuna ilişkin biyolojik arıtma girişi ve çıkışı numunelerinde yürüttükleri deneylerde, partikül boyutuna dayalı fiziksel kategorizasyonda çözünmüş forma karşılık gelen <2 nm boyut aralığının biyolojik arıtma girişi için kolay ayrışabilen KOİ (S₀) bileşeni ile çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşenini; biyolojik arıtma çıkışı için ise çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni ile mikrobiyal metabolik aktivitenin sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) içermekte olduğunu ortaya koymuşlardır. Yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin numunenin kolay ayrışabilen KOİ konsantrasyonu ile çözünmüş inert KOİ konsantrasyonunun sırasıyla 475 mg/L ve 270 mg/L olarak belirlendiği göz önünde bulundurulduğunda, adı geçen iki bileşene dair toplam KOİ içeriğinin <2 nm boyut aralığındaki KOİ içeriği ile büyük oranda örtüştüğü dikkati çekmektedir.

Tablo 5.4: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Moleküler Ağırlık Kesim Boyutuna Dayalı KOİ Fraksiyonasyonu (Birinci Atıksu Numunesi)

Ayrırma Tekniği	Partikül Boyutu (nm)	Kümülatif KOİ (mg/L)	Boyut Dağılımı (nm)	Diferansiyel KOİ (mg/L)	Diferansiyel KOİ (%)
Toplam		1785			
<i>Filtrasyon</i>					
Whatman GF/D cam elyafı filtre	2700	1430	> 2700	355	20
Whatman AP40 cam elyafı filtre	1200~1600	1380	> 1600	50	3
Millipore AAWG membran filtre	800	1350	450 – 1600	30	2
Millipore HAWP membran filtre	450	1205	220 – 450	145	8
<i>Ultrafiltrasyon</i>					
100 kDa	13	1060	13 – 220	145	8
30 kDa	8	965	8 – 13	95	5
10 kDa	5	890	5 – 8	75	4
3 kDa	3	785	3 – 5	105	6
1 kDa	2	700	2 – 3	85	5
			< 2	700	39



Şekil 5.5: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin Moleküler Ağırlık Kesim Boyutuna Dayalı KOİ Fraksiyonasyonu (Birinci Atıksu Numunesi)

5.1.2 İkinci Atıksu Numunesi

5.1.2.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için iki aşamada yürütülecek olan ozonlama deneyleri öncesinde ilk işlem olarak yeniden numune alınmıştır. Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin ikinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçları, Tablo 5.5'te gösterilmiştir.

Tablo 5.5: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (İkinci Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	7.81
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	870
Toplam KOİ	mg/L	1785
Çözünmüş KOİ	mg/L	1155
AKM	mg/L	460
UAKM	mg/L	310
TÇM	mg/L	14825
İletkenlik	µMhos/cm	21000
Klorür	mg/L	6440
Sülfür	mg/L	70
Toplam Fosfor	mg/L	4.3
Çözünmüş Fosfor	mg/L	1.6
Toplam TKN	mg/L	115
Çözünmüş TKN	mg/L	105
NH ₃ -N	mg/L	85
Toplam Krom	mg/L	55

Birinci ve ikinci atıksu numunesinin Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan on sekiz aylık zaman dilimi boyunca alınan atıksu numuneleri için derlenen konvansiyonel karakterizasyon verileri ile karşılaştırılması, Tablo 5.6'da özetlenmiştir.

Tablo 5.6'daki veriler, Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan her iki numunenin de 1785 mg/L'lik toplam KOİ içeriği, ortalama 0.66'lık çözünmüş KOİ / toplam KOİ ve 0.75'lik UAKM / AKM oranlarıyla kuvvetli birer atıksu numunesi olduğunu gözler önüne sermiştir. Yüksek TKN, NH₃-N ve alkalitenin yanısıra oldukça düşük fosfor konsantrasyonları deri endüstrisi atıksuyu numunelerinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır. Tablo 5.6'da, aynı zamanda Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan on sekiz aylık zaman dilimi boyunca alınan atıksu numunelerine dair anlamlı parametrelerin konsantrasyonları da derlenmiştir (**Orhon ve diğ., 1999b**); adı geçen tablo, her iki

atıksu numunesine ilişkin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçlarının literatür verileriyle uyum içerisinde olduğunu ortaya koymuştur.

Tablo 5.6: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonlarının Literatürdeki Verilerle Karşılaştırılması (Birinci ve İkinci Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	NUMUNE_I	NUMUNE_II	Orhon ve diğ., 1999b	
				ARALIK	ORTALAMA
pH	---	7.99	7.81	7.3 – 8.6	7.9
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	1445	870	885 – 1875	1415
Toplam KOİ	mg/L	1785	1785	1600 – 2745	2255
Çözünmüş KOİ	mg/L	1205	1155	980 – 1660	1290
AKM	mg/L	580	460	560 – 1310	770
UAKM	mg/L	480	310	40 – 680	465
TÇM	mg/L	14600	14825		
İletkenlik	µMhos/cm	26200	21000		
Klorür	mg/L	6150	6440		
Sülfür	mg/L	85	70	4 – 80	37
Toplam Fosfor	mg/L	5.5	4.3	1.8 – 11.5	5.9
Çözünmüş Fosfor	mg/L	1.8	1.6		
Toplam TKN	mg/L	145	115	145 – 275	215
Çözünmüş TKN	mg/L	105	105	115 – 220	180
NH ₃ -N	mg/L	105	85	115 – 195	165
Toplam Krom	mg/L	22	55	15 – 65	40

5.1.2.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

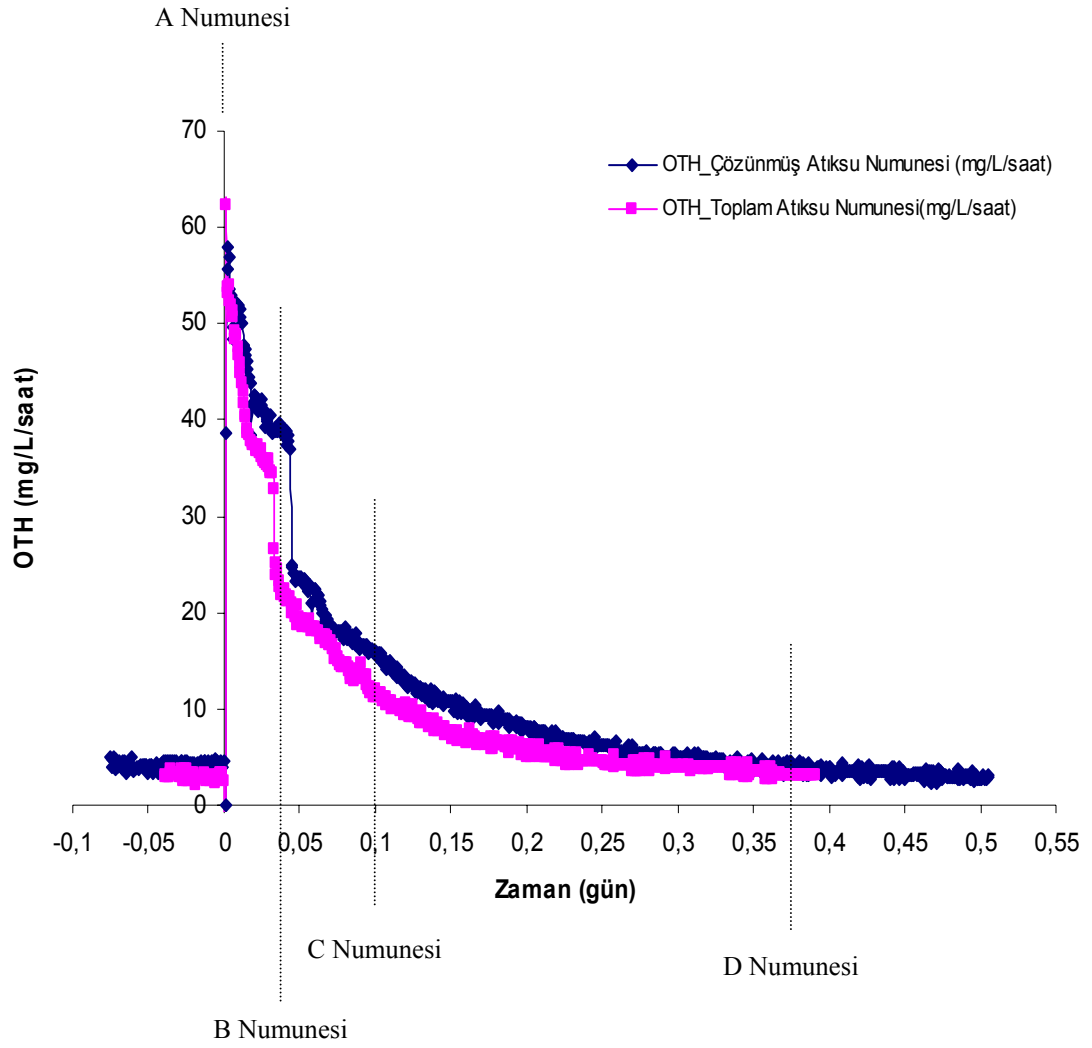
0.45 µm membran filtreden süzölmüş atıksu numunesi üzerinde yürütölen respirometrik deneyler sırasında – kullanılan biyokötleinin içsel solunum seviyesinden başlanıp biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tümöyle tüketildiğı ana karşılık gelen ikinci içsel solunum seviyesine ulaşılana kadar gözlemlenen – OTH ölçümü sonucu altta kalan alandan atıksudaki çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ ($S_{S0} + S_{H0}$) konsantrasyonu hesaplanmıştır. **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin saptanmasında kullanılan yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiğı zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur; çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ konsantrasyonu ile kolay ayrışabilir KOİ bileşeni

arasındaki farktan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşeni belirlenmiştir. Yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderilmesi için gereken zaman diliminin ($t=t_2$) saptanmasında da, kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$) ile geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı anın ($t=t_3$) belirlenmesinde uygulanan yaklaşımdan yararlanılmıştır.

Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, kolay ayrışabilen organik madde ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman diliminin saptanması amacıyla kullanılmıştır. Respirometrik ölçümler aracılığıyla zamana bağlı olarak dört farklı numune tanımlanmıştır; söz konusu dört numuneden A Numunesi ham atıksuyu temsil etmekte, B Numunesi kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi belirtmekte, C Numunesi atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte ve son olarak D Numunesi de geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemektedir.

B, C ve D numunelerini elde etmek için F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde işletilen kesikli reaktörler kullanılmıştır. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için gereken zaman dilimleri göz önünde bulundurularak 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazlar (B, C ve D numuneleri) toplanmış ve olası bir biyolojik ayrışmayı önlemek üzere vakit yitirilmeden ozonlanmıştır.

Toplam ve çözünmüş atıksu numunelerine dair respirometrik ölçümleri içeren OTH Profilleri, Şekil 5.6'da gösterilmiştir. Şekil 5.6'da sunulan respirometrik veriler uyarınca; kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderilmesi, bir başka deyişle B Numunesi'nin elde edilmesi için 50 dakikalık bir süreye ihtiyaç olduğu belirlenmiştir. Şekil 5.6'da gösterilen OTH Profilleri aracılığıyla başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarısını ve çözünmüş inert KOİ bileşenini içeren C Numunesi'nin oluşturulması için 144 dakikaya, bünyesinde sadece çözünmüş inert KOİ bileşenini barındıran D Numunesi'nin hazırlanması için de 540 dakikaya gereksinim duyulduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 5.6: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (İkinci Atıksu Numunesi)

Respirometrik ölçümler sonucunda – OTH Profilleri aracılığıyla saptanan zaman dilimleri göz önünde bulundurularak – oluşturulan atıksu numunelerine ilişkin ozonlama deneylerine başlamadan önce her bir atıksu numunesi için konvansiyonel atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Söz konusu numunelerin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu, Tablo 5.7’de verilmiştir.

Tablo 5.7: Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (İkinci Atıksu Numunesi)

Numune	Reaksiyon Süresi (dak)	pH	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çözünmüş/Toplam KOİ	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	Partiküler KOİ/UAKM
A*	0	7.81	1785	1155	0.65	460	310	2.03
B**	50	7.51	835	655	0.78	350	150	1.20
C**	144	7.64	665	520	0.78	390	170	0.85
D**	540	7.34	540	415	0.77	425	160	0.78

* Ham atıksu

** 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından toplanan üst faz (süpernatant)

Tablo 5.7’de gösterilen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu verileri, biyolojik arıtma prosesine dair reaksiyon süresi arttıkça çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranının 0.65’ten 0.78 değerine ulaştığını ve yaklaşık olarak bu değerde sabitlendiğini ortaya koymuştur. Çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranındaki artışa paralel olarak biyolojik reaksiyon süresi uzadıkça partiküler KOİ (X_T) / UAKM oranının azaldığı saptanmıştır. Bu gözlem, biyokimyasal prosesler sırasında gerçekleşen hidroliz ve solubilizasyon mekanizmalarına dayalı olarak açıklanabilmektedir.

Ozonlama Deneyleri

Atıksu numunesinde ozonlama deneyleri başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için iki aşamada yürütülmüştür. Birinci aşamada, ozon besleme süresi sabit tutulmuş ($t'=5$ dakika) ve artan ozon akısının KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanmıştır; KOİ giderme verimine ve kullanılan ozon miktarına bağlı olarak ikinci aşamaya ışık tutacak optimum ozon akısı her bir t anı için ayrı ayrı belirlenmiştir. Ozonlama deneylerinin ikinci aşamasında ise, her bir t anı için birinci aşamada belirlenen optimum ozon akısı sabit tutularak artan ozon besleme süresinin ($t'=10, 15$ ve 30 dakika) KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanmıştır.

Birinci aşama olarak nitelenen birincil ozonlama deneylerinde, ozon besleme süresi 5 dakika olarak seçilmiş ve sabit tutulmuştur. Ozon akısı arttırılarak toplam KOİ konsantrasyonlarındaki değişim izlenmiştir. Tablo 5.8’de derlenen deneysel sonuçlar, kullanılan ozon miktarındaki artışa paralel olarak ozon akısının arttırılmasının KOİ giderme verimini iyileştirdiğini ortaya koymuştur. B, C ve D numunelerinde

gerçekleştirilen birincil ozonlama deneyleri % 21-38 arasında değişen KOİ giderme verimleri sağlamıştır; buna karşın ham atıksu numunesi için benzer giderim oranlarına ulaşamamıştır. Ozon akısının 21.6 mg/dak'dan 93.6 mg/dak'ya çıkartılması durumunda bile, A Numunesi için KOİ giderme verimi % 4'ten sadece % 10'a artmıştır.

Tablo 5.8: Birincil Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (İkinci Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözülmüş KOİ		Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
			(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)	(mg/L)	Giderim (%)	
A	0	0	0	0	7.81	1785	0	1155	0	0
	21.6	5	108	100	7.76	1715	4	1090	6	1.54
	42.8	5	202	94	7.60	1685	6	1060	8	2.02
	59.9	5	235	78	7.77	1645	8	1025	11	1.68
	76.8	5	264	69	7.63	1620	9	1065	8	1.60
	93.6	5	301	64	7.48	1610	10	1055	9	1.72
B	0	0	0	0	7.51	835	0	655	0	0
	21.6	5	51	47	7.51	625	25	485	26	0.24
	42.8	5	103	48	7.49	560	33	465	29	0.37
	59.9	5	140	47	7.50	560	33	465	29	0.51
	76.8	5	174	45	7.44	560	33	505	23	0.63
	93.6	5	230	49	7.41	555	34	505	23	0.82
C	0	0	0	0	7.64	665	0	520	0	0
	21.6	5	53	49	7.63	445	33	345	34	0.24
	42.8	5	105	49	7.61	430	35	335	36	0.45
	59.9	5	142	47	7.58	430	35	345	34	0.60
	76.8	5	179	47	7.66	420	37	335	36	0.73
	93.6	5	221	47	7.58	415	38	335	36	0.88
D	0	0	0	0	7.34	540	0	415	0	0
	21.6	5	51	47	7.36	425	21	325	22	0.44
	42.8	5	122	57	7.37	410	24	315	24	0.94
	59.9	5	167	56	7.37	405	25	310	25	1.24
	76.8	5	207	54	7.36	380	30	290	30	1.29
	93.6	5	262	56	7.36	375	31	290	30	1.59

A Numunesi'nde gözlemlenen sınırlı KOİ giderimine rağmen, kullanılan ozon oranı diğer numunelerinkine oranla daha yüksektir. B, C ve D numunelerinde ozon akısından bağımsız olarak % 50 mertebesinde seyreden ozon kullanım oranı A Numunesi'nde ise ozon akısının 21.6 mg/dak'dan 93.6 mg/dak'ya arttırılması sonucunda % 100'den % 64'e gerilemiştir. A Numunesi'ndeki ozon kullanım oranının yüksek oluşu, KOİ fraksiyonları arasındaki – belirgin bir KOİ giderimine yol açmayan – dönüşümleri gözler önüne sermiştir. Tablo 5.8'deki deneysel veriler,

ozon akısının 42.8 mg/dak'dan daha büyük değerlere çıkartılmasının B, C ve D numuneleri için toplam ve çözünmüş KOİ gideriminde ilave bir iyileşme yaratmadığını ortaya koymuştur. Bununla birlikte A Numunesi için 42.8 mg/dak'lık ozon akısında dahi oldukça yüksek oranda ozon kullanımı söz konusudur. Tüm bu verilerin ışığında, 42.8 mg/dak'lık ozon akısı optimum ozon akısı olarak kabul edilmiştir. Seçilen optimum ozon akısında, B ve C numuneleri için ortalama 255 mg/L'lik bir toplam KOİ giderimi elde edilmiştir; söz konusu değer, A ve D numunelerinde gözlemlenen miktarın yaklaşık olarak iki katına eşittir.

İkinci aşama olarak tanımlanan optimum ozon akısındaki ozonlama deneylerinde ise, atıksu numuneleri seçilen optimum ozon akısında 5, 10, 15 ve 30 dakikalık ozon besleme süreleri boyunca ozonlanmıştır; bu uygulamanın sonuçları, Tablo 5.9'da verilmiştir.

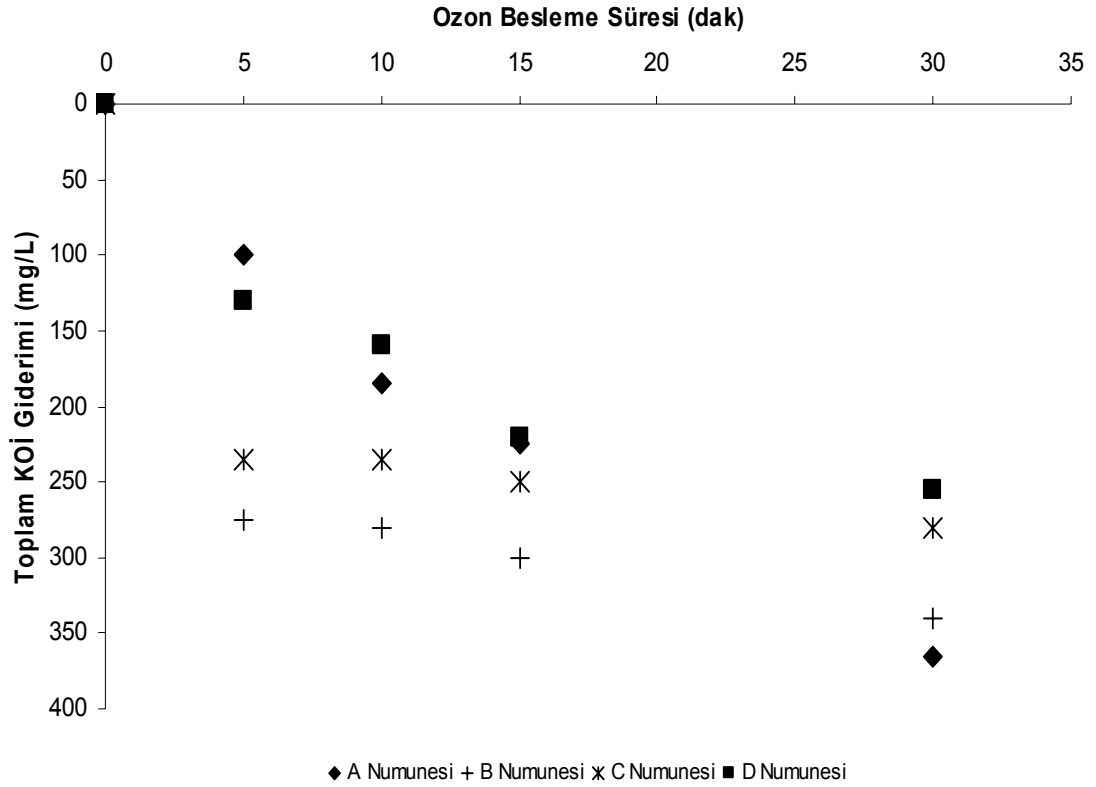
Tablo 5.9: Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları
(İkinci Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ			Çözünmüş KOİ		Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
			(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)	Giderim Hızı (mg/L/dak)	(mg/L)	Giderim (%)	
A	0	0	0	0	7.81	1785	0	0	1155	0	0
	42.8	5	202	94	7.60	1685	6	20	1060	8	2.02
	42.8	10	336	79	7.95	1600	10	19	975	16	1.82
	42.8	15	578	90	7.82	1560	13	15	940	19	2.57
	42.8	30	775	60	8.04	1420	20	12	815	29	2.12
B	0	0	0	0	7.51	835	0	0	655	0	0
	42.8	5	103	48	7.49	560	33	55	465	29	0.37
	42.8	10	324	76	7.47	555	34	28	520	21	1.16
	42.8	15	433	67	7.52	535	36	20	505	23	1.44
	42.8	30	1073	84	7.50	495	41	11	465	29	3.16
C	0	0	0	0	7.64	665	0	0	520	0	0
	42.8	5	105	49	7.61	430	35	47	335	36	0.45
	42.8	10	182	43	7.57	430	35	24	335	36	0.77
	42.8	15	253	39	7.55	415	38	17	320	38	1.01
	42.8	30	758	59	7.54	385	42	9	290	44	2.71
D	0	0	0	0	7.34	540	0	0	415	0	0
	42.8	5	122	57	7.37	410	24	26	315	24	0.94
	42.8	10	328	77	7.33	380	30	16	310	25	2.05
	42.8	15	383	60	7.35	320	41	15	285	31	1.74
	42.8	30	1024	80	7.40	285	47	9	275	34	4.02

Tablo 5.9'dan da görülebileceği gibi ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya arttırılması, A Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini % 6'dan % 20'ye; D Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini ise % 24'ten % 47'ye yükseltmiştir. B ve C numuneleri içinse toplam KOİ gideriminde, ozon besleme süresinden bağımsız olarak birbirine yakın verimler elde edilmiştir. Bununla birlikte her bir numuneye ilişkin toplam KOİ giderim hızları irdelendiğinde; 5 dakikalık ozon besleme süresi zarfında gözlemlenen tepkimenin, daha büyük ozon besleme sürelerinde gözlemlenen tepkimelere oranla belirgin bir biçimde daha hızlı olduğu saptanmıştır. Tablodaki deneysel sonuçlar yakından incelendiğinde, 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda toplam KOİ giderim hızının 10 mg O₃/L/dak civarında eşik değerine eriştiği anlaşılmaktadır; bu nedenle pratikte de pek uygulanmayan 30 dakikalık ozon besleme süresi üst sınır olarak tanımlanmıştır. Tablodaki verilerin arasında ilgiye değer bir diğer durum ise, ozonlama prosesi sonucunda gözlemlenen çözünmüş KOİ giderme verimi oranlarının B Numunesi'nde sergilediği dalgalanmadır; çözünmüş KOİ giderme verimi oranlarında yaşanan bu salınım, söz konusu numuneye dair partiküler KOİ konsantrasyonlarının – ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak – solubilizasyon mekanizması uyarınca düşüş göstermesinden kaynaklanmaktadır.

Optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde, ozon besleme süresinin toplam KOİ giderimi üzerindeki etkisinin açıklanması amacıyla Şekil 5.7 hazırlanmıştır. Birincil ozonlama deneylerinin aksine, 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda A Numunesi'nde diğer numunelere oranla daha yüksek bir KOİ giderimi elde edilmiştir. A Numunesi için ozon besleme süresinin 30 dakika olması durumunda toplam KOİ içeriği 365 mg/L'lik bir düşüşle 1785 mg/L'den 1420 mg/L'ye inmiştir. Şekil 5.7'den de anlaşılabileceği üzere ozon besleme süresinin 15 dakikadan 30 dakikaya arttırılması işlemi B, C ve D numunelerine ilişkin toplam KOİ giderme verimlerinde belirgin bir değişime yol açmamıştır. Adı geçen her üç numune için de toplam KOİ giderim hızı yaklaşık olarak 10 mg O₃/L/dak'lık eşik değerine ulaşmış ve 30 dakikalık reaksiyon süresinin ardından toplam KOİ gideriminin pratikte sona erdiği gözlemlenmiştir. Bunun yanı sıra çalışılan ozon besleme sürelerinin toplam KOİ giderim hızına etkisi irdelendiğinde, A Numunesi'nin diğer numunelere oranla daha farklı bir durum sergilediği göze çarpmaktadır. A Numunesi'ne dair toplam KOİ giderim hızı, reaksiyon süresinin

değiştirilmesinden pek fazla etkilenmemekte ve 30 dakikalık ozon besleme süresinin sonrasında 12 mg O₃/L/dak değerini almaktadır. A Numunesi'nde üst sınır olarak tanımlanan 30 dakikalık ozon besleme süresinde dahi toplam KOİ giderim hızı açısından bir eşik değerine ulaşılmamış olması, ozon besleme süresinin daha büyük değerlere arttırılmasının daha yüksek toplam KOİ giderme verimleriyle sonuçlanacağı izlenimini uyandırmaktadır. Bu bakımdan birincil ozonlama prosesi olarak da isimlendirilebilecek olan A Numunesi'nin ozonlanması prosesinin, özellikle ozon besleme süresinin 30 dakikanın üzerine çıkartılması halinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışacağı sonucuna varılabilmektedir. Diğer bir deyişle A Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonu, atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeyi giderebilmekte ve parçalanarak kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen inert madde üzerinde bir etki göstermemektedir. Tabakhane atıksularının ozonlanması konusunu ele alan **Jochimsen ve Jekel (1997)** ile **Jochimsen ve diğ. (1997)** de, artan ozon kullanım miktarının biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerin oksidasyonuna neden olduğunu saptamışlardır. Şekil 5.7'de yer alan veriler bir başka bakış açısıyla ele alındığında ise, tüm numuneler içerisinde B Numunesi'nin 30 dakika dışındaki bütün ozon besleme süreleri için mg/L cinsinden KOİ giderimi bazında en iyi sonuçları verdiği gözlemlenmiştir. Biyolojik arıtmanın içindeki ozonlama uygulaması, yüksek moleküler ağırlığa sahip organik maddelerin parçalanmasına bağlı olarak (**Lu ve diğ., 2001**) daha çözünmüş ve yüksek olasılıkla biyolojik açıdan daha ayrışabilir bir numune yaratmaktadır. B Numunesi'nde uygulanan arıtma biçemi, ham atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girerek biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına izin vermediğinden; bir yandan da yavaş ayrışan organik maddelerin ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddeleri kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürmesinden ötürü önerilmektedir.



Şekil 5.7: Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (İkinci Atıksu Numunesi)

Oksidasyona dayalı kimyasal arıtmanın biyolojik arıtmı destekleyici olabilmesi için kimyasal oksidasyon prosesinin atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmaları kapsamında uygun bir konumda biyolojik arıtma sistemine dahil edilmesi gerekmektedir. Diğer bir deyişle ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının saptanması, kimyasal ve biyolojik oksidasyon sistemlerinin birbiri ardı sıra uygulanması durumunda büyük bir önem taşımaktadır. Ozonlama prosesinin optimizasyonunda, ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeleri gidermesinin engellenmesi; yani ozonlama prosesinin biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışmasının önlenmesi dikkate alınması gereken başlıca kriterlerdir.

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin ikinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen ozonlama deneyleri sonucunda, biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında farklı oksidasyon ürünlerinin oluşumuna bağlı olarak değişik arıtma verimleri elde edilmiştir. Kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından

ozonlama prosesinin uygulanması, diğer uygulamalar ile karşılaştırıldığında en iyi alternatif olarak dikkati çekmektedir. 42.8 mg/dak'lık optimum ozon akısında yürütülen adı geçen uygulama aracılığıyla düşük ozon besleme sürelerinde bile yüksek KOİ giderme verimi elde edilmiştir; bu prosedür, yavaş ayrışan çözünmüş organik maddenin ve / veya çözünmüş inert organik maddenin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesini sağlayarak biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmektedir. Bunun yanı sıra KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde respirometrik analizlerin de gerçekleştirilmesi önerilmektedir.

5.1.3 Üçüncü Atıksu Numunesi

5.1.3.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde ilk işlem olarak üçüncü kez numune alınmıştır. Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin üçüncü atıksu numunesi üzerinde yürütülen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçları, Tablo 5.10'da gösterilmiştir.

Tablo 5.10: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Üçüncü Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	7.56
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	880
Toplam KOİ	mg/L	2420
Çözünmüş KOİ	mg/L	1465
AKM	mg/L	635
UAKM	mg/L	425
TÇM	mg/L	14230
İletkenlik	µMhos/cm	23400
Klorür	mg/L	5970
Sülfür	mg/L	110
Toplam Fosfor	mg/L	5.0
Çözünmüş Fosfor	mg/L	4.0
Toplam TKN	mg/L	140
Çözünmüş TKN	mg/L	105
NH ₃ -N	mg/L	95
Toplam Krom	mg/L	90

Birinci, ikinci ve üçüncü atıksu numunesinin Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan on sekiz aylık zaman dilimi boyunca alınan atıksu numuneleri için derlenen konvansiyonel karakterizasyon verileri ile karşılaştırılması, Tablo 5.11'de özetlenmiştir. Tablo 5.11'deki veriler, Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan her üç numunenin de yüksek organik madde içeriğine bağlı olarak kuvvetli birer atıksu numunesi olduğunu gözler önüne sermiştir. Üç numuneye ilişkin ortalama çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranı 0.64, ortalama UAKM / AKM oranı ise 0.72 olarak belirlenmiştir. Yüksek TKN, NH₃-N ve alkalinitenin yanısıra oldukça düşük fosfor konsantrasyonları deri endüstrisi atıksuyu numunelerinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır. Tablo 5.11'de, aynı zamanda Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan on sekiz aylık zaman dilimi boyunca alınan atıksu numunelerine dair anlamlı parametrelerin konsantrasyonları da derlenmiştir (**Orhon ve diğ., 1999b**); adı geçen tablo, ilk iki atıksu numunesine ilişkin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçlarının literatür verileriyle uyum içerisinde olduğunu

ortaya koymuştur. Toplam ve çözünmüş KOİ konsantrasyonları literatürde tanımlanan aralığın üst sınırlarına yakın olan üçüncü atıksu numunesinin sülfür ve toplam krom içerikleri ise, literatürde belirtilen değer aralığının oldukça üzerindedir. Bu durum, üçüncü tur numune alımı döneminde kireçlik (kimyasal yöntemlerle, genellikle alkali ortamda sülfürle indirgeme yapılarak derideki kıl diplerinin eritilerek giderilmesi adımı) ve sepileme (krom [III] tuzlarının kullanılması sonucunda derideki kalojen elyafın kararlı ayrışmaya, çözünmeye, aşınmaya dayanıklı hale getirilmesi adımı) işlemlerinin uygulanmasına bağlı olarak açıklanabilmektedir.

Tablo 5.11: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonlarının Literatürdeki Verilerle Karşılaştırılması (Birinci, İkinci ve Üçüncü Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	NUMUNE_I	NUMUNE_II	NUMUNE_III	Orhon ve diğ., 1999b	
					ARALIK	ORTALAMA
pH	---	7.99	7.81	7.56	7.3 – 8.6	7.9
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	1445	870	880	885 – 1875	1415
Toplam KOİ	mg/L	1785	1785	2420	1600 – 2745	2255
Çözünmüş KOİ	mg/L	1205	1155	1465	980 – 1660	1290
AKM	mg/L	580	460	635	560 – 1310	770
UAKM	mg/L	480	310	425	40 – 680	465
TÇM	mg/L	14600	14825	14230		
İletkenlik	µMhos/cm	26200	21000	23400		
Klorür	mg/L	6150	6440	5970		
Sülfür	mg/L	85	70	110	4 – 80	37
Toplam Fosfor	mg/L	5.5	4.3	5.0	1.8 – 11.5	5.9
Çözünmüş Fosfor	mg/L	1.8	1.6	4.0		
Toplam TKN	mg/L	145	115	140	145 – 275	215
Çözünmüş TKN	mg/L	105	105	105	115 – 220	180
NH ₃ -N	mg/L	105	85	95	115 – 195	165
Toplam Krom	mg/L	22	55	90	15 – 65	40

5.1.3.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

0.45 µm membran filtreden süzölmüş atıksu numunesi üzerinde yürütölen respirometrik deneyler sırasında – kullanılan biyokötlölen içşel solunum seviyesinden başlanıp biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tümöyle tüketildiğı ana karşılık gelen ikinci içşel solunum seviyesine ulaşılana kadar gözlemlenen – OTH ölçümü sonucu altta kalan alandan atıksudaki çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ (S_{S0} + S_{H0}) konsantrasyonu hesaplanmıştır. **Ekama ve diğ.**

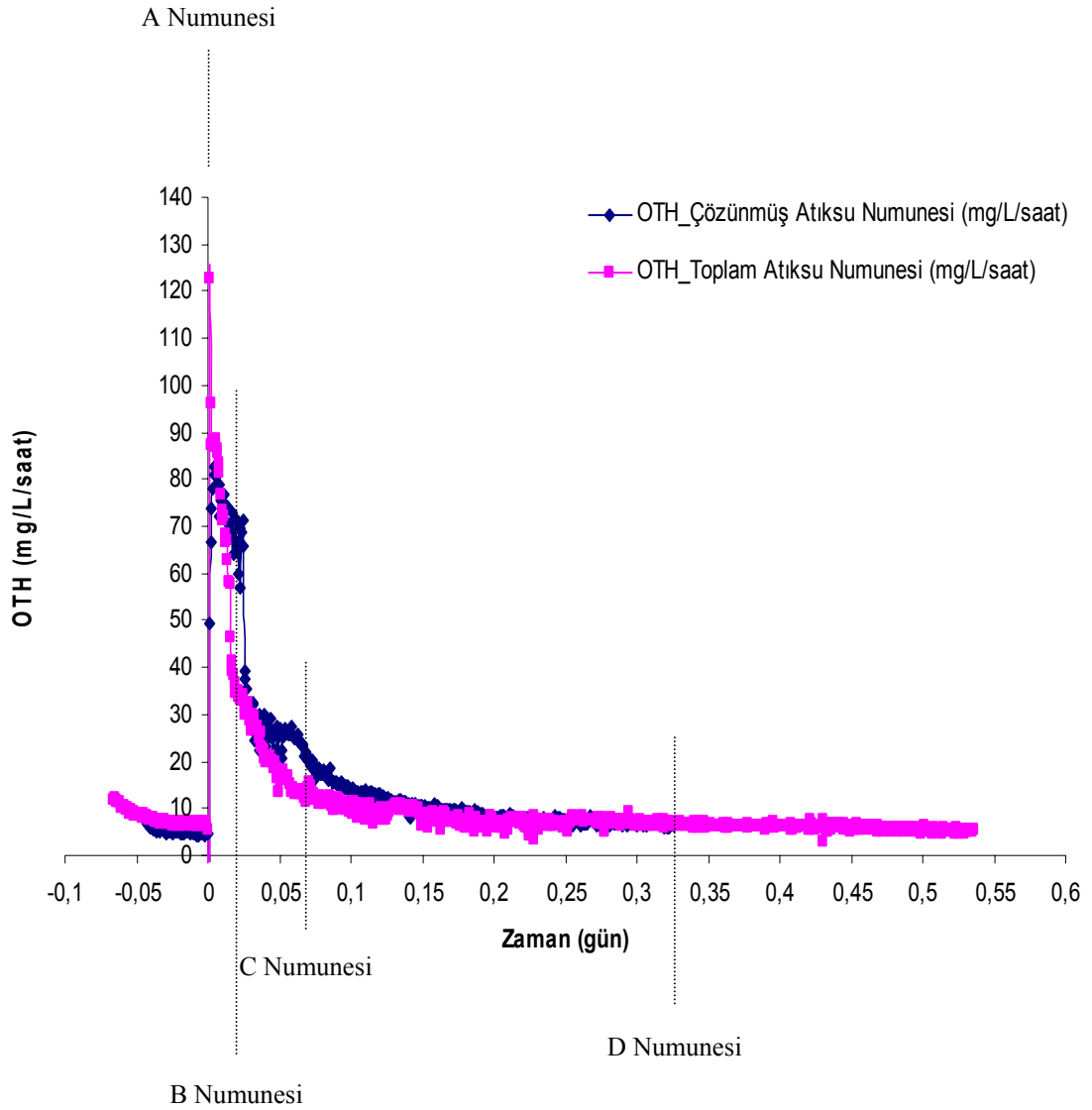
(1986) tarafından kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin saptanmasında kullanılan yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiği zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur; çözünmüş biyolojik ayrışabilir KOİ konsantrasyonu ile kolay ayrışabilir KOİ bileşeni arasındaki farktan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşeni belirlenmiştir. Yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderilmesi için gereken zaman diliminin ($t=t_2$) saptanmasında da, kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$) ile geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı anın ($t=t_3$) belirlenmesinde uygulanan yaklaşımdan yararlanılmıştır.

Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, kolay ayrışabilen organik madde ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman diliminin saptanması amacıyla kullanılmıştır. Respirometrik ölçümler aracılığıyla zamana bağlı olarak dört farklı numune tanımlanmıştır; söz konusu dört numuneden A Numunesi ham atıksuyu temsil etmekte, B Numunesi kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi belirtmekte, C Numunesi atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte ve son olarak D Numunesi de geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemektedir.

B, C ve D numunelerini elde etmek için F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde işletilen kesikli reaktörler kullanılmıştır. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için gereken zaman dilimleri göz önünde bulundurularak 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazlar (B, C ve D numuneleri) toplanmış ve olası bir biyolojik ayrışmayı önlemek üzere vakit yitirilmeden ozonlanmıştır.

Toplam ve çözünmüş atıksu numunelerine dair respirometrik ölçümleri içeren OTH Profilleri, Şekil 5.8’de gösterilmiştir. Şekil 5.8’de sunulan respirometrik veriler uyarınca; kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderilmesi, bir başka deyişle B Numunesi’nin elde edilmesi için yaklaşık 30 dakikalık bir süreye ihtiyaç olduğu belirlenmiştir. Şekil 5.8’de gösterilen OTH Profilleri aracılığıyla başlangıçtaki yavaş

ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarısını ve çözünmüş inert KOİ bileşenini içeren C Numunesi'nin oluşturulması için 95 dakikaya, bünyesinde sadece çözünmüş inert KOİ bileşenini barındıran D Numunesi'nin hazırlanması için de 470 dakikaya gereksinim duyulduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 5.8: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri
(Üçüncü Atıksu Numunesi)

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin numunedeki KOİ bileşenleri, OTH Profilleri'nden türetilen sonuçlar aracılığıyla belirlenmiştir. Adı geçen numunedeki KOİ bileşenlerinin dağılımı, Tablo 5.12'de özetlenmiştir.

Tablo 5.12: Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'na ilişkin KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Üçüncü Atıksu Numunesi)

	C _{T0}	C _{S0}	C _I	S _{T0}	S _{S0}	S _{H0}	S _I	X _{T0}	X _{S0}	X _I
KOİ (mg/L)	2420	1880	540	1465	600	635	230	955	645	310
S _{T0} 'ın %'si	-	-	-	% 100	% 41	% 43	% 16	-	-	-
X _{T0} 'ın %'si	-	-	-	-	-	-	-	% 100	% 68	% 32
C _{T0} 'ın %'si	% 100	% 78	% 22	% 60	% 25	% 26	% 9	% 40	% 27	% 13

Doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde; havalandırma havuzu karışım sıvısı, atıksudan kaynaklanan ve biyokimyasal tepkimelerden etkilenmeden sistemden ayrılan çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni ile mikrobiyal metabolik aktivite sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) kapsamaktadır. Söz konusu çözünmüş inert mikrobiyal ürünler, çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) kavramı aracılığıyla atıksudaki toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) içeriğinin bir fraksiyonu olarak ifade edilebilmektedir (**Germirli ve diğ., 1993**):

$$S_P = Y_{SP}C_{S0} \quad (5.2)$$

Literatürdeki veriler, ön çöktürme işlemine tabi tutulmuş deri endüstrisi atıksularına ilişkin çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranlarının 0.044~0.096 aralığında yer aldığını ortaya koymaktadır (**Orhon ve diğ., 1999b**). Adı geçen çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranları deneysel çalışmaya konu edilen deri endüstrisi atıksuyu numunesine uyarlandığında, çözünmüş inert mikrobiyal ürünlere dair konsantrasyonun 85~180 mg/L arasında olması gerektiği sonucuna varılabilmektedir. Biyolojik arıtmadan değişime uğramadan ayrılan atıksudaki çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin dışında çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) de bünyesinde barındıran toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonu, varsayılan çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranlarına bağlı olarak doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde bile deri endüstrisi atıksularının alıcı ortama deşarj standartlarında (**Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 2004**) tanımlanan değerin altına çekilemeyecektir. Bu durum, 300 mg/L'lik deşarj standardının sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin entegrasyonu uygulamasının gerekliliğini gözler önüne sermektedir.

Respirometrik ölçümler sonucunda – OTH Profilleri aracılığıyla saptanan zaman dilimleri göz önünde bulundurularak – oluşturulan atıksu numunelerine ilişkin ozonlama deneylerine başlamadan önce her bir atıksu numunesi için konvansiyonel atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Söz konusu numunelerin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu, Tablo 5.13’te verilmiştir.

Tablo 5.13: Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Üçüncü Atıksu Numunesi)

Numune	Reaksiyon Süresi (dak)	pH	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çözünmüş/Toplam KOİ	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	Partiküler KOİ/UAKM
A*	0	7.56	2420	1465	0.61	635	425	2.25
B**	30	7.37	900	750	0.83	425	200	0.75
C**	95	7.70	635	495	0.78	360	165	0.85
D**	470	7.60	365	330	0.90	165	70	0.50

* Ham atıksu

** 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından toplanan üst faz (süpernatant)

Tablo 5.13’te gösterilen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu verileri, biyolojik arıtma prosesine dair reaksiyon süresi arttıkça çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranının 0.61’den ortalama 0.84 değerine ulaştığını ortaya koymuştur. Çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranındaki artışa paralel olarak partiküler KOİ (X_T) / UAKM oranının azaldığı saptanmıştır. Bu gözlem, biyokimyasal prosesler sırasında gerçekleşen hidroliz ve solubilizasyon mekanizmalarına dayalı olarak açıklanabilmektedir.

Ozonlama Deneyleri

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’na ilişkin üçüncü atıksu numunesinde ozonlama deneyleri başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için yürütülmüştür. Söz konusu numunedeki ozonlama deneylerinde, her bir t anı için ikinci atıksu numunesinde belirlenen optimum ozon akısı (42.8 mg/dak) sabit tutularak artan ozon besleme süresinin ($t'=5, 10, 15$ ve 30 dakika) KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanmıştır. 42.8 mg/dak olarak tanımlanan optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde elde edilen sonuçlar, Tablo 5.14’te verilmiştir.

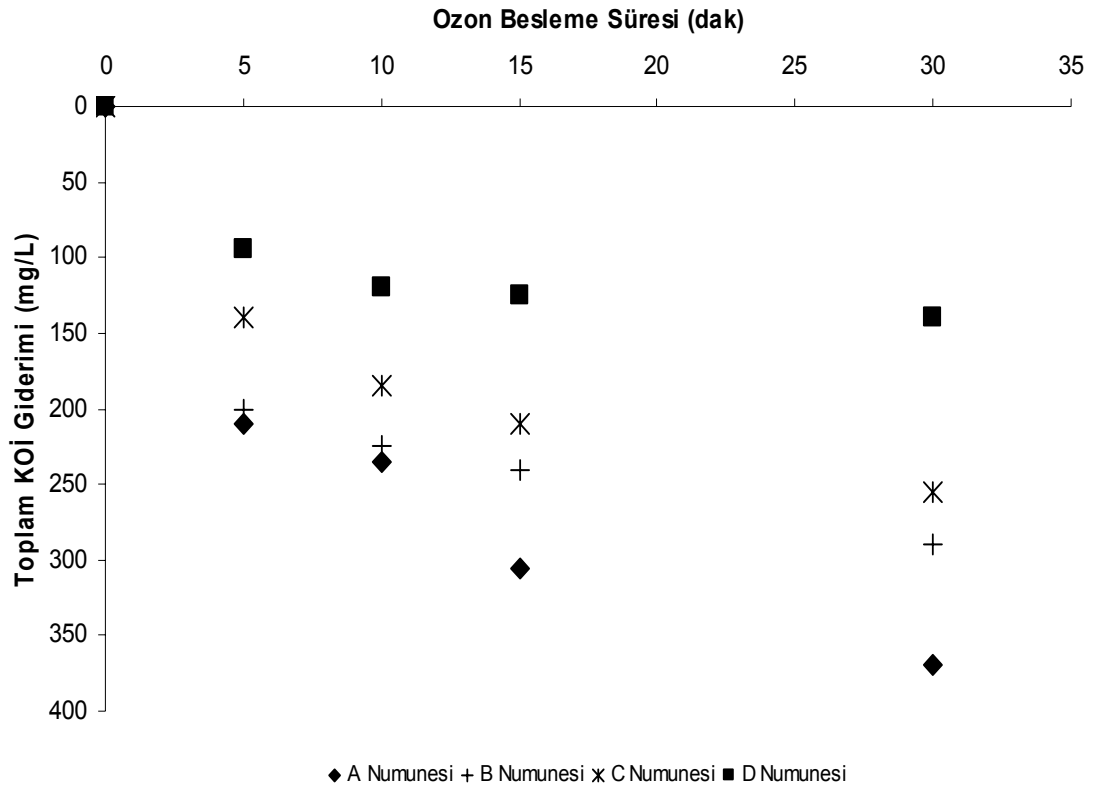
Tablo 5.14: Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları
(Üçüncü Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözülmüş KOİ		Kullanılan O ₃ / Toplam KOİ Giderimi
			(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)	(mg/L)	Giderim (%)	
A	0	0	0	0	7.56	2420	0	1465	0	0
	42.8	5	163	76	8.20	2210	9	1285	12	0.78
	42.8	10	221	49	7.91	2185	10	1275	13	0.90
	42.8	15	385	60	8.34	2115	13	1250	15	1.26
	42.8	30	770	60	8.52	2050	15	1215	17	2.08
B	0	0	0	0	7.37	900	0	750	0	0
	42.8	5	87	41	7.43	700	22	550	27	0.44
	42.8	10	204	48	7.46	675	25	535	29	0.91
	42.8	15	289	45	7.55	660	27	525	30	1.20
	42.8	30	873	68	7.59	610	32	525	30	3.67
C	0	0	0	0	7.70	635	0	495	0	0
	42.8	5	86	40	7.94	495	22	370	25	0.61
	42.8	10	119	28	8.07	450	29	335	32	0.64
	42.8	15	178	28	7.77	425	33	315	36	0.85
	42.8	30	743	58	7.81	380	40	335	32	2.91
D	0	0	0	0	7.60	365	0	330	0	0
	42.8	5	100	47	7.76	270	26	245	26	1.05
	42.8	10	206	48	7.81	245	33	220	33	1.72
	42.8	15	251	39	7.89	240	34	215	35	2.01
	42.8	30	829	65	7.70	225	38	210	36	7.16

Tablo 5.14'ten de görülebileceği gibi ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya arttırılması, A Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini % 9'dan % 15'e; B Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini % 22'den % 32'ye; C Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini % 22'den % 40'a; D Numunesi'ne ilişkin KOİ giderme verimini ise % 26'dan % 38'e yükseltmiştir. Bununla birlikte her bir numuneye ilişkin toplam KOİ giderim hızları irdelendiğinde; 5 dakikalık ozon besleme süresi zarfında gözlemlenen tepkimenin, daha büyük ozon besleme sürelerinde gözlemlenen tepkimelere oranla belirgin bir biçimde daha hızlı olduğu saptanmıştır. Tablodaki deneysel sonuçlar yakından incelendiğinde; 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda elde edilen toplam KOİ giderim hızının, 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda elde edilen toplam KOİ giderim hızının yaklaşık dörtte birine gerilediği anlaşılmaktadır. Tablodaki verilerin arasında ilgiye değer bir diğer durum ise, her bir numuneye ilişkin partiküler KOİ konsantrasyonunun ozonlama prosesi sırasında ozon besleme süresi arttıkça azalma göstermesidir. Ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya arttırılması, başlangıçta 955 mg/L olan A Numunesi'ne dair

partiküler KOİ içeriğini 925 mg/L'den 835 mg/L'ye; başlangıçta 150 mg/L olan B Numunesi'ne dair partiküler KOİ içeriğini 150 mg/L'den 85 mg/L'ye; başlangıçta 140 mg/L olan C Numunesi'ne dair partiküler KOİ içeriğini 125 mg/L'den 45 mg/L'ye; son olarak – 470 dakikalık biyolojik arıtma prosesinin sonrasında – başlangıçta 35 mg/L olan D Numunesi'ne dair partiküler KOİ içeriğini ise 25 mg/L'den 15 mg/L'ye düşürmüştür. Partiküler KOİ konsantrasyonunda gözlemlenen bu azalma, söz konusu numunelere dair partiküler KOİ konsantrasyonlarının – ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak – solubilizasyon mekanizması uyarınca düşüş göstermesinden kaynaklanmaktadır.

Optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde, ozon besleme süresinin toplam KOİ giderimi üzerindeki etkisinin açıklanması amacıyla Şekil 5.9 hazırlanmıştır.



Şekil 5.9: Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (Üçüncü Atıksu Numunesi)

Şekil 5.9'dan da görülebileceği gibi tüm numuneler içerisinde A Numunesi – ozonlama deneylerinde çalışılan bütün ozon besleme süreleri için – mg/L cinsinden KOİ giderimi bazında en yüksek verimi sağlamıştır. A Numunesi için ozon besleme süresinin 30 dakika olması durumunda toplam KOİ içeriği 370 mg/L'lik bir düşüşle 2420 mg/L'den 2050 mg/L'ye inmiştir. Şekil 5.9'dan da anlaşılabileceği üzere ozon besleme süresinin 10 dakikanın üzerine çıkarılması işlemi D Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ giderme veriminde belirgin bir değişime yol açmamıştır. D Numunesi için toplam KOİ giderimi, 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda 140 mg/L'lik eşik değerine ulaşmıştır; 10 dakikalık reaksiyon süresinin ardından D Numunesi'ne dair toplam KOİ gideriminin pratikte sona erdiği belirlenmiştir. Şekil 5.9'da yer alan veriler bir başka bakış açısıyla ele alındığında ise, ozon besleme süresi arttıkça C Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ gideriminin giderek artan oranda B Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ giderimine yaklaştığı gözlemlenmiştir. Bunun yanı sıra ilk 10 dakikalık zaman diliminde A ve B numunelerine dair toplam KOİ giderimi birbirine neredeyse eşit konumdayken, ozon besleme süresinin arttırılması sonucunda toplam KOİ giderimi A Numunesi'nin lehine bozulmuştur. A Numunesi'nde üst sınır olarak tanımlanan 30 dakikalık ozon besleme süresinde dahi toplam KOİ giderim hızı açısından bir eşik değerine ulaşılmamış olması, ozon besleme süresinin daha büyük değerlere arttırılmasının daha yüksek toplam KOİ giderme verimleriyle sonuçlanacağı izlenimini uyandırmaktadır. Bu bakımdan ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi'nde – KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için – yürütülecek olan respirometrik ölçümler öncesinde; birincil ozonlama prosesi olarak da isimlendirilebilecek olan A Numunesi'nin ozonlanması prosesinin, özellikle ozon besleme süresinin 30 dakikanın üzerine çıkartılması halinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışacağı sonucuna varılabilmektedir. Diğer bir deyişle, sadece optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde elde edilen konsantrasyon bazındaki toplam KOİ giderim değerleri ele alındığında; A Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonu, atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeyi giderebileceği ve parçalanarak kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen inert madde üzerinde bir etki göstermeyeceği öngörüsünü doğrulamaktadır. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B Numunesi'nde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde; tüm numuneler içerisinde – A Numunesi ile birlikte – 5 ve 10 dakikalık kısa ozon besleme süreleri için mg/L cinsinden KOİ

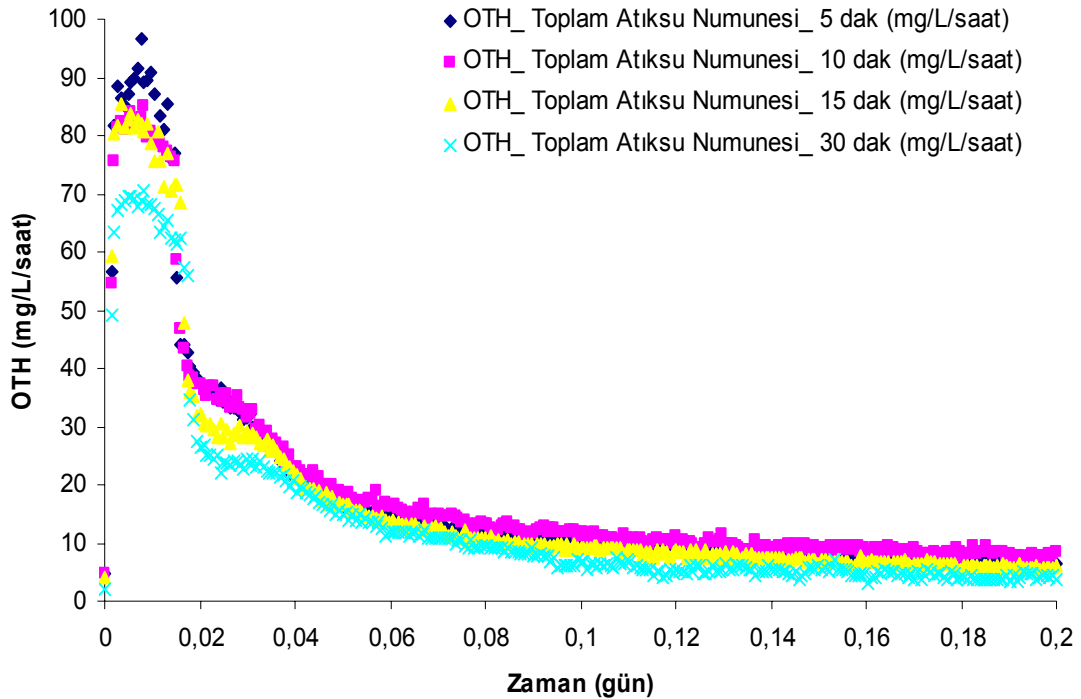
giderimi bazında en iyi sonuçları vermesinin yanısıra ham atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girerek biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına izin vermediğinden, bir yandan da yavaş ayrışan çözünmüş organik maddelerin ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddeleri kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürmesinden ötürü – kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesi sonucunda elde edilen – B Numunesi’ne ozonlama prosesinin uygulanması biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının saptanması aşamasında en uygun arıtma biçimi olarak belirmektedir.

Ozonlama Deneyleri Sonrasında Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

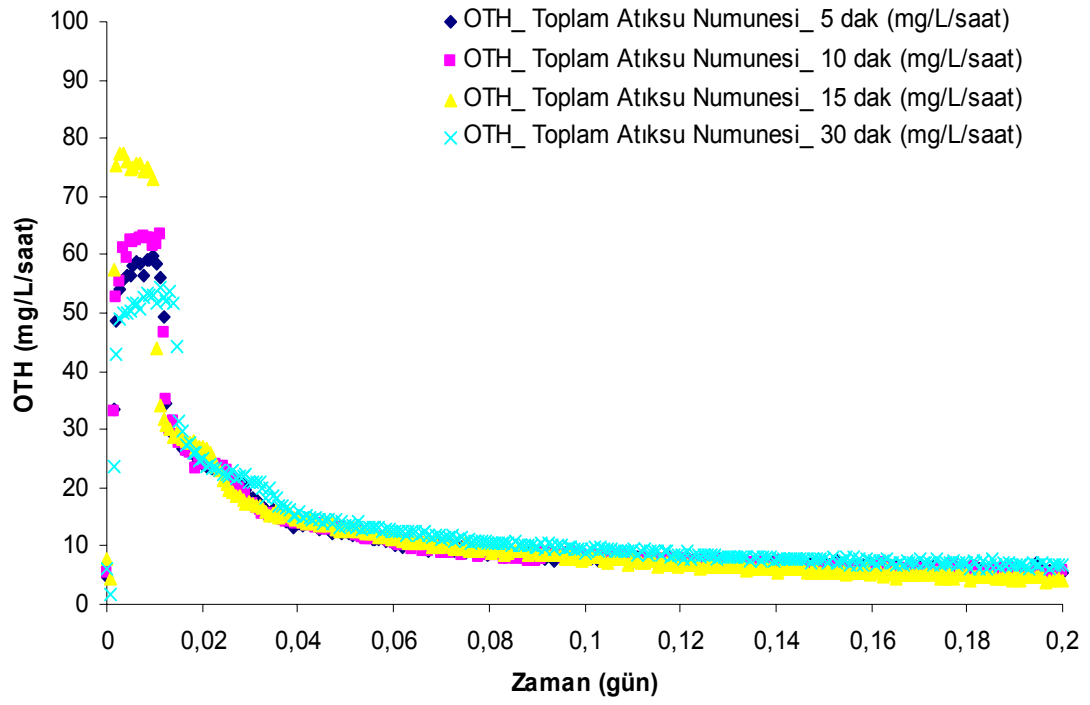
Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’na ilişkin üçüncü atıksu numunesi üzerinde yürütülen ozonlama deneyleri sonucunda, biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında farklı oksidasyon ürünlerinin oluşumuna bağlı olarak değişik arıtma verimleri elde edilmiştir. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde; kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından ozonlama prosesinin uygulanması, kısa süreli ozon besleme süreleri için yüksek KOİ giderimi sağlamanın yanısıra biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği ve ozonun – adı geçen arıtma biçimi çerçevesinde – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmadığı öngörülerinden hareketle diğer uygulamalar ile karşılaştırıldığında en iyi alternatif olarak görünmektedir. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketilmesi sonrasında, 42.8 mg/dak’lık optimum ozon akısında yürütülen uygulama aracılığıyla düşük ozon besleme sürelerinde yüksek KOİ giderme verimi elde edilmiştir; bu prosedürün yavaş ayrışan çözünmüş organik maddenin ve / veya çözünmüş inert organik maddenin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesini sağlayarak biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği öngörülmüştür. Bu aşamada, – ikinci atıksu numunesinden farklı olarak – Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan üçüncü atıksu

numunesinde KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde respirometrik analizler de gerçekleştirilmiştir.

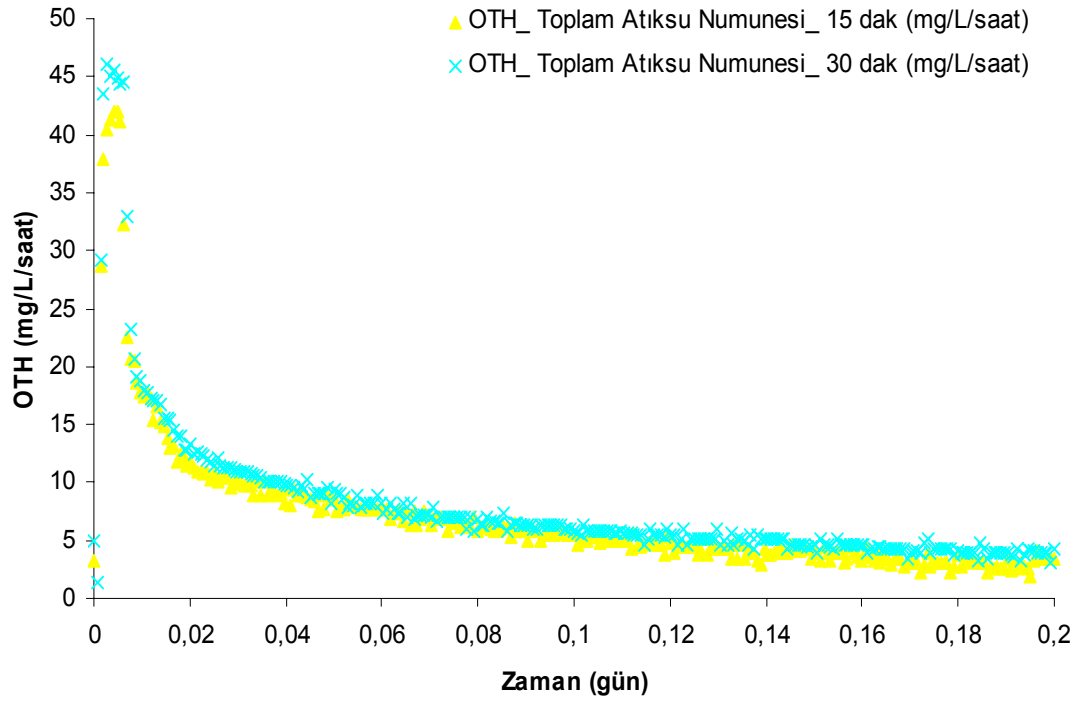
Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan üçüncü atıksu numunesinde, ozonlama prosesinin KOİ bileşenleri üzerindeki etkilerini belirleyebilmek ve KOİ bileşenleri arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu ortaya koyabilmek için 42.8 mg/dak olarak tanımlanan optimum ozon akısında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A, B, C ve D numunelerinde yürütülen respirometrik analizlere dair bulgular Şekil 5.10'da derlenmiştir.



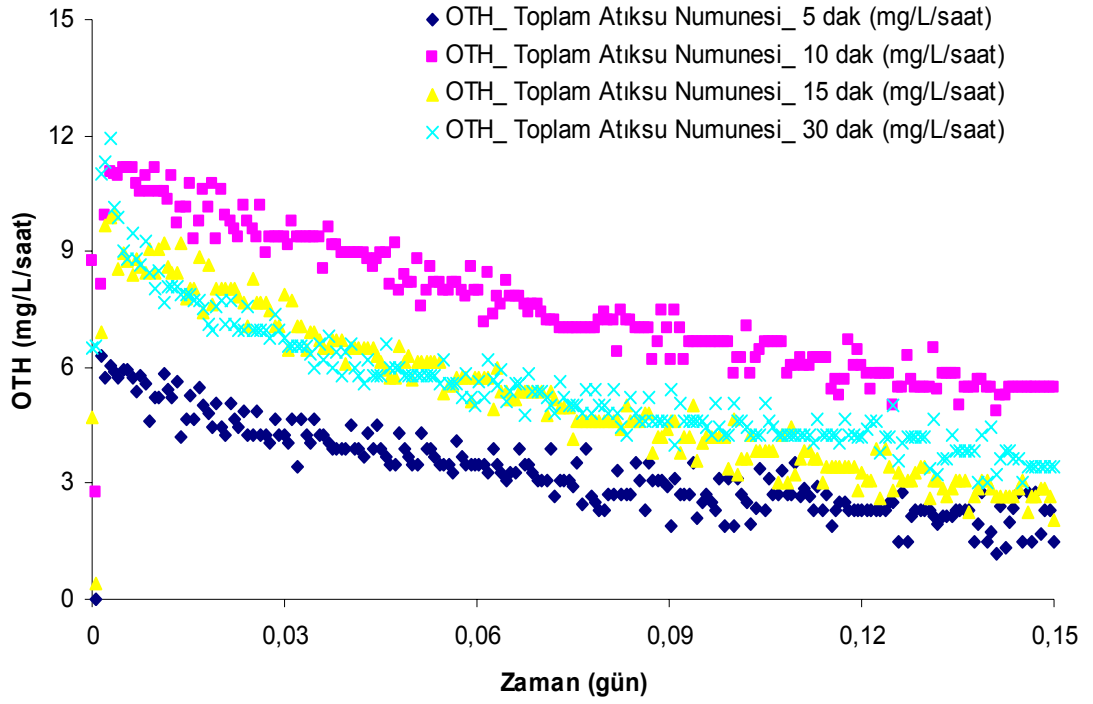
(a) Numune A



(b) Numune B



(c) Numune C



(d) Numune D

Şekil 5.10: Ozonlanmış A, B, C ve D Numunelerine ilişkin OTH Profilleri
(Üçüncü Atıksu Numunesi)

Ozonlanmış A, B, C ve D numunelerine ilişkin OTH Profilleri aracılığıyla elde edilen sonuçlar, Tablo 5.15'te özetlenmiştir. Söz konusu tabloda derlenen KOİ içeriklerinin – ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının KOİ bileşenleri üzerindeki etkisinin irdelenmesi yönünde – yorumlanması öncesinde, ozonlama prosesi sırasında biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi (çözünmüş inert organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilir forma dönüştürülmesi), solubilizasyon (yavaş ayrışan partiküler KOİ bileşeninin çözünmüş formdaki ayrışabilen KOİ bileşenlerine dönüştürülmesi) ve oksidasyon (kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyon son ürünlerine dönüştürülmesi) mekanizmalarının eşzamanlı olarak gözlemlendiği gerçeği mutlaka göz önünde bulundurulmalıdır. Bu nedenle, deneysel veriler aracılığıyla ozonlanmış numunelere ilişkin KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin ne oranda gerçekleştiğini saptamak ve / veya adı geçen mekanizmalardan hangisinin diğerlerine oranla baskın olduğunu ortaya koymak genellikle pek mümkün olamamaktadır.

Tablo 5.15: Ozonlanmış Numunelere ilişkin KOİ Bileşenleri (Üçüncü Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Besleme Süresi (dak)	C _T (mg/L)	C _S (mg/L)	C _I (mg/L)	S _T (mg/L)	S _S (mg/L)	S _H +X _S (mg/L)	C _T Giderimi / Kullanılan O ₃ (mg KOİ/mg O ₃)	C _I Giderimi / Kullanılan O ₃ (mg KOİ/mg O ₃)
A	0	2420	1880	540	1465	600	1280	0	0
	5	2210	1670	540	1285	595	1075	1.29	0
	10	2185	1645	540	1275	570	1075	1.11	0
	15	2115	1575	540	1250	605	970	0.79	0
	30	2050	1510	540	1215	545	965	0.48	0
B	0	900	635	265	750	0	635	0	0
	5	700	480	220	550	130	350	2.30	0.52
	10	675	460	215	535	125	335	1.10	0.25
	15	660	465	195	525	135	330	0.83	0.24
	30	610	415	195	525	120	295	0.33	0.08
C	0	635	335	300	495	0	335	0	0
	15	425	200	225	315	60	140	1.18	0.42
	30	380	205	175	335	65	140	0.34	0.17
D	0	365	35	330	330	0	35	0	0
	5	270	50	220	245	0	50	0.95	1.10
	10	245	80	165	220	0	80	0.58	0.80
	15	240	90	150	215	0	90	0.50	0.72
	30	225	75	150	210	0	75	0.17	0.22

Ozonlama prosesi sırasında gözlemlenen mekanizmaların KOİ bileşenlerinin dağılımı üzerinde yarattığı etkileri tanımlayan Tablo 5.15'teki veriler, kolay ayrışabilen KOİ bileşeni konsantrasyonunda saptanan salınımları ortaya koymaktadır; bu durum, ozonla kimyasal oksidasyon sırasında eşzamanlı olarak gerçekleşen mekanizmaların varlığını belgelemektedir. Bu bağlamda, kolay ayrışabilen KOİ bileşeni bir yandan oksidasyona uğrayarak tükenmekte; bir yandan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde, yavaş ayrışan partiküler organik madde ve / veya toplam inert organik maddenin kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesi sonucunda artmaktadır.

Tablo 5.15'teki bulgulardan da görülebileceği gibi deneysel çalışmaya konu edilen deri endüstrisi atıksuyu numunesine dair KOİ içeriği, sadece biyolojik arıtmanın uygulanması durumunda deşarj standartlarında tanımlanan değerin altına çekilememektedir; bu yüzden 300 mg/L'lik deşarj standardının sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin eklenmesine gereksinim duyulmaktadır. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi, biyorekalsitrant özellik gösteren veya hücrenin içindeki enzimler tarafından bütünüyle biyolojik olarak ayrıştırılamayan organik maddelerin başlangıça oranla daha küçük ve biyolojik olarak daha kolay ayrışabilir ara ürünlere dönüştürülmesinin hedeflendiği biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle ön ozonlama prosesini simgelemektedir. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi'nde yürütülen – OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, ham atıksu numunesinde gerçekleştirilen ozonlama prosesinin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş ve partiküler inert organik madde üzerinde herhangi bir etki göstermediğini ortaya koymuştur. Bu bağlamda, A Numunesi için uygulanan ozonlama prosesinin biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmede ve ön ozonlama prosesinin incelenen atıksu örneği için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı sonucuna varılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B ve C numuneleri, atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girmesine izin verilmemesinin yanısıra yavaş ayrışan çözünmüş organik maddelerin

ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddelerin kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürülmesinin hedeflendiği biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle ara ozonlama prosesini simgelemektedir. Birinci biyolojik arıtma adımıyla biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin giderildiği, ara ozonlama prosesi olarak uygulanan kimyasal arıtma fazında ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin biyolojik olarak ayrışabilirliğinin iyileştirildiği biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan söz konusu kombine arıtma düzeninde; kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi simgelemekte olan B Numunesi’nde, 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranları elde edilmiştir. Bu bağlamda, biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan kombine arıtma düzeninde “kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 42.8 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 5 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin en uygun arıtma biçimi olduğu sonucuna varılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış D Numunesi, biyolojik arıttıktan sonra bir son arıtma adımı olarak ilave KOİ gideriminin hedeflendiği biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle son ozonlama prosesini simgelemektedir. Geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını temsil etmekte olan D Numunesi’nin ozonla kimyasal oksidasyonu sonucunda – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ bileşeni içeren bir atıksu numunesi üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişilmiştir. Böylece son ozonlama prosesi aracılığıyla ozonun çözünmüş inert KOİ bileşenini giderme konusunda daha amaca yönelik ve daha etkin bir şekilde kullanımı sağlanmıştır. Tablo 5.15’teki veriler uyarınca; D Numunesi’nde uygulanan 5 dakikalık ozonlama prosesi, son ozonlama prosesine ilişkin tüm ozon besleme süreleri içerisinde en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ giderimi /

kullanılan ozon oranlarının elde edilmesine olanak tanımıştır. Bu bağlamda, biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasında “kolay ayrışabilen KOİ ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşenlerinin tümüyle giderildiği, bir başka deyişle geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 42.8 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 5 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi” şeklindeki son ozonlama prosesinin en uygun arıtma biçemi olduğu sonucuna varılmıştır.

Doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde; havalandırma havuzu karışım sıvısı, atıksudan kaynaklanan ve biyokimyasal tepkimelerden etkilenmeden sistemden ayrılan çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni ile mikrobiyal metabolik aktivite sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) kapsamaktadır. Biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan kombine arıtma düzeninde uygulanacak olan ikinci biyolojik arıtma adımı sonucunda, toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonunun çözünmüş inert organik madde bileşeni ile çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) 0.096’ya karşılık gelen çözünmüş inert mikrobiyal ürünler bileşenini içereceği kabulü yapılmıştır. Bu abartılı yaklaşımın uyarlanması durumunda bile, hem biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını temsil eden ara ozonlama prosesi (biyolojik arıtma + ozonlama + biyolojik arıtma) sonunda; hem de biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen son ozonlama prosesi (biyolojik arıtma + ozonlama) sonunda 300 mg/L’lik deşarj standardının rahatlıkla sağlanabildiği gözlemlenmiştir.

Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi Ön Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan üçüncü atıksu numunesi üzerinde yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneylerinde; kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}), yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) ve yavaş ayrışan partiküler KOİ (X_{S0}) bileşenlerinin toplam KOİ (C_{T0}) içerisindeki oranlarının sırasıyla % 25, % 26 ve % 27 olduğu belirlenmiştir. Partiküler inert organik madde (X_I) konsantrasyonunun toplam organik madde (C_{T0}) konsantrasyonu içerisindeki oranı % 13 olarak gözlemlenirken, çözünmüş inert organik madde (S_I) konsantrasyonunun toplam organik madde (C_{T0}) konsantrasyonu içerisindeki payı ise % 9 olarak bulunmuştur. Biyolojik arıtmadan

değişime uğramadan ayrılan atıksudaki çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşenine mikrobiyal metabolik aktivitenin sonucunda üretilen ve çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) 0.096'ya karşılık gelen çözünmüş inert mikrobiyal ürünler (S_P) bileşeni de eklendiği takdirde, doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde bile arıtma çıkışındaki toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonunun deşarj standartlarında tanımlanan değerin altına çekilemeyeceği sonucuna ulaşılmıştır. Bu durum, 300 mg/L'lik deşarj standardının sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin entegrasyonu uygulamasının gerekliliğini ortaya koymuştur.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi'nde yürütülen – OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, ön ozonlama prosesinin toplam KOİ (C_{T0}) ve toplam inert organik madde (C_I) giderimleri açısından etkili olmadığını göstermiştir. Biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen ön ozonlama prosesinde; biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş ve partiküler inert organik madde (S_I ve X_I) üzerinde herhangi bir etki gözlemlenmezken, ozonlama prosesinin – atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeler (C_{S0}) üzerinde etkili olarak – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalıştığı saptanmıştır. Bu bağlamda, ham atıksu numunesindeki ozonlama prosesi uygulamasının – ozonun adı geçen arıtma biçemi çerçevesinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına bağlı olarak – biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmede ve incelenen atıksu örneği için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı sonucuna ulaşılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B ve C numunelerinde yürütülen – OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, “kolay ayrışabilir KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle tüketildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 42.8 mg/dak'lık optimum ozon akısında ve 5 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin en uygun arıtma biçemi olduğunu ortaya koymuştur. Birinci biyolojik arıtma adımında biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin giderildiği, ara ozonlama prosesi olarak uygulanan kimyasal arıtma fazında ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin

biyolojik olarak ayrışabilirliğinin iyileştirildiği biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan söz konusu kombine arıtma düzeninde; kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi simgelemekte olan B Numunesi’nde, 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranları elde edilmiştir.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış D Numunesi’nde yürütülen – OTH Profilleri’nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, son ozonlama prosesinde – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni içeren bir atıksu numunesi üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişildiğini gözler önüne sermiştir. Biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen son ozonlama prosesinde; 5 dakikalık ozonlama prosesi uygulaması, son ozonlama prosesine ilişkin tüm ozon besleme süreleri içerisinde en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesiyle sonuçlanmıştır. Bu bağlamda, geriye sadece çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını temsil etmekte olan D Numunesi’nin ozonla kimyasal oksidasyonunda “kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) bileşenlerinin tümüyle giderildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 42.8 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 5 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi” şeklindeki son ozonlama prosesinin en uygun arıtma biçemi olduğu sonucuna varılmıştır.

Biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulaması ile biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının hangisinin en uygun çözüm olduğunun belirlenmesi aşamasında, adı geçen her iki arıtma biçiminin de 300 mg/L’lik deşarj standardını sağlayabildiği gözlemlenmiştir. Son ozonlama prosesi, en yüksek toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesine olanak tanımıştır; en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon oranlarına ise ara ozonlama prosesi aracılığıyla erişilmiştir. “Kolay ayrışabilir KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle tüketildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının

uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 42.8 mg/dak'lık optimum ozon akısında ve 5 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması" şeklindeki ara ozonlama prosesinin pratiğe dökülmesi noktasında, aralarında teknik (arıtma verimi; tesisin basitliği, esnekliği, güvenilirliği) ve ekonomik (yatırım ve işletme maliyetleri, kimyasal madde ve enerji tüketimi, çamurun uzaklaştırılması, bakım maliyetleri vb.) etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır.

5.1.4 Dördüncü Atıksu Numunesi

5.1.4.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Almanya'da gerçekleştirilecek deneysel çalışmalar için kullanılacak olan endüstriyel atıksuyun belirlenmesinin ardından numune alma işlemi uygulanmış ve söz konusu atıksu numunesi üzerinde konvansiyonel karakterizasyon çalışması yürütülmüştür. Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin birinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçları, Tablo 5.16'da gösterilmiştir.

Tablo 5.16: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Dördüncü Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	9.74
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	600
Toplam KOİ	mg/L	2020
Çözünmüş KOİ	mg/L	1960
AKM	mg/L	85
UAKM	mg/L	55
TÇM	mg/L	13120
Klorür	mg/L	6150
Toplam Fosfor	mg/L	5.0
Çözünmüş Fosfor	mg/L	4.3
Toplam TKN	mg/L	142
Çözünmüş TKN	mg/L	128
NH ₃ -N	mg/L	118

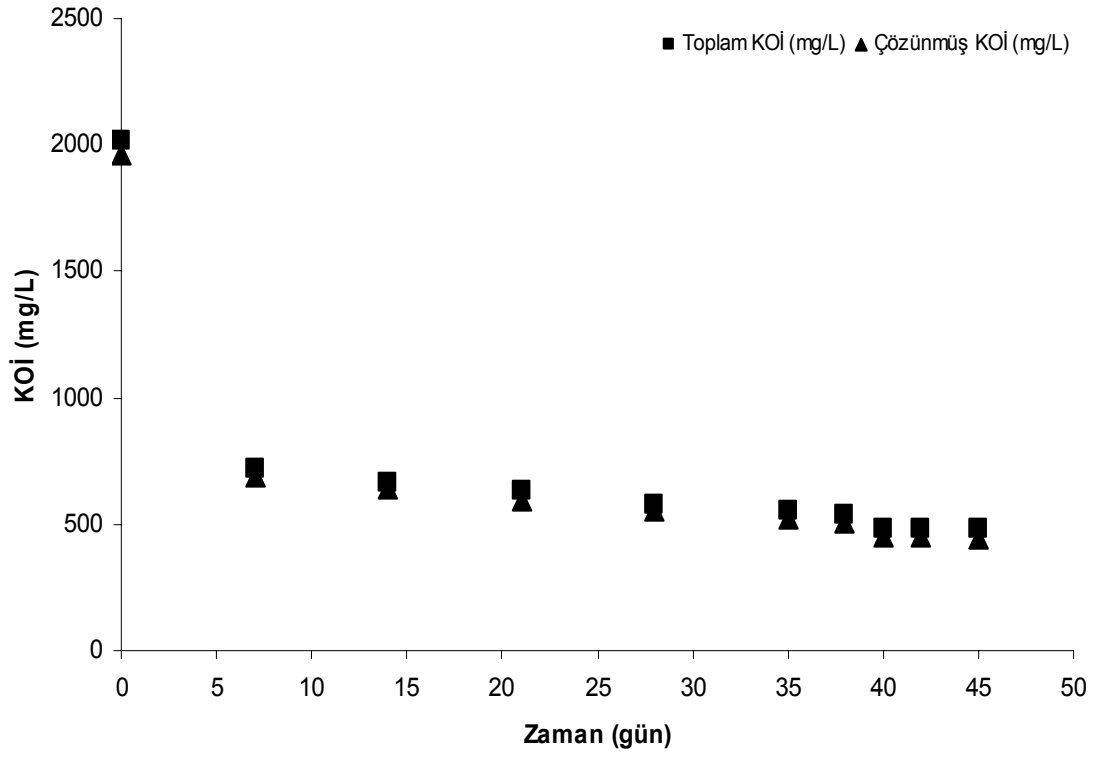
5.1.4.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu

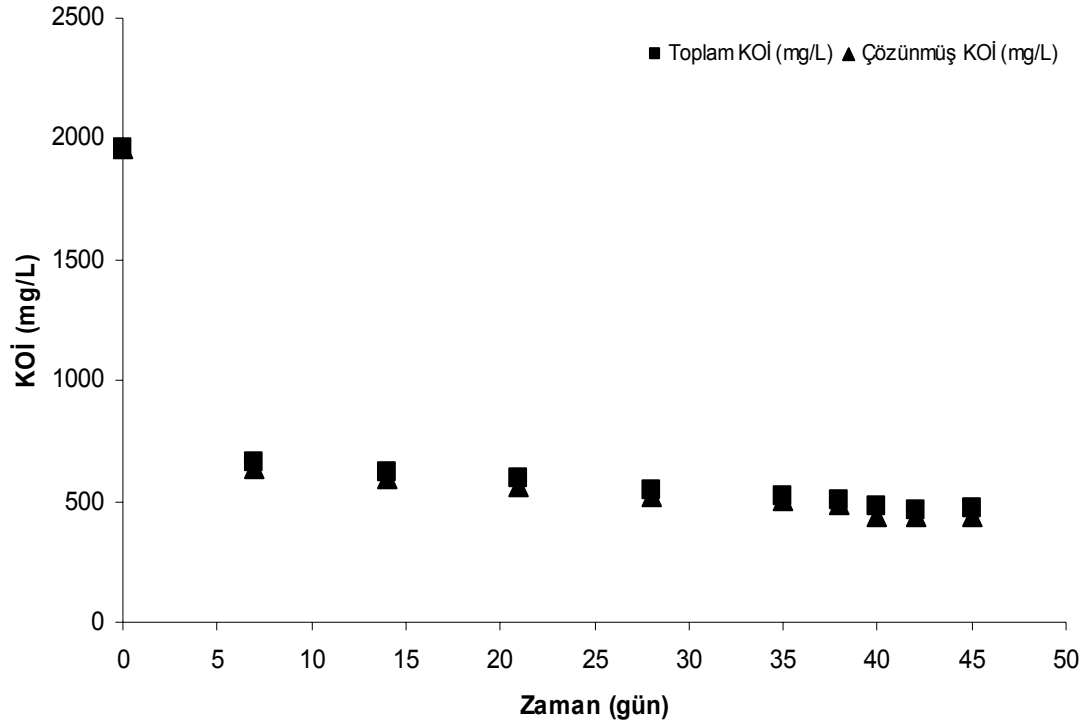
Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan numunede yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneylerinde; **Orhon ve diğ. (1999a)** tarafından tanımlanan yöntem uyarınca ham atıksu reaktörü, süzölmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörü aracılığıyla atıksu numunesinde bulunan çözönmüş biyolojik olarak ayrışamayan organik madde konsantrasyonu belirlenmiştir. Bu yöntem gereğince toplam ve süzölmüş atıksuyun yanısıra süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz çözeltisi ile beslenen ve önceden atıksu ile glikoz karışımına aklime olmuş çok az miktarda (50 mg UAKM/L) biyokütle ile aşıl原因an üç litre hacmindeki üç kesikli reaktörden glikoz reaktöründe zamana karşı sadece çözönmüş KOİ; diğeri ikisinde ise hem toplam, hem de çözönmüş KOİ konsantrasyonları ölçölmüştür. Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan numuneye ilişkin toplam atıksu, süzölmüş atıksu ve süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörlerinde zamana karşı ölçölen toplam ve çözönmüş KOİ değeri Tablo 5.17'de, arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda her üç reaktörde gözlemlenen İnert KOİ Profilleri ise Şekil 5.11 – 5.13'te verilmiştir.

Tablo 5.17: Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Verileri
(Dördüncü Atıksu Numunesi)

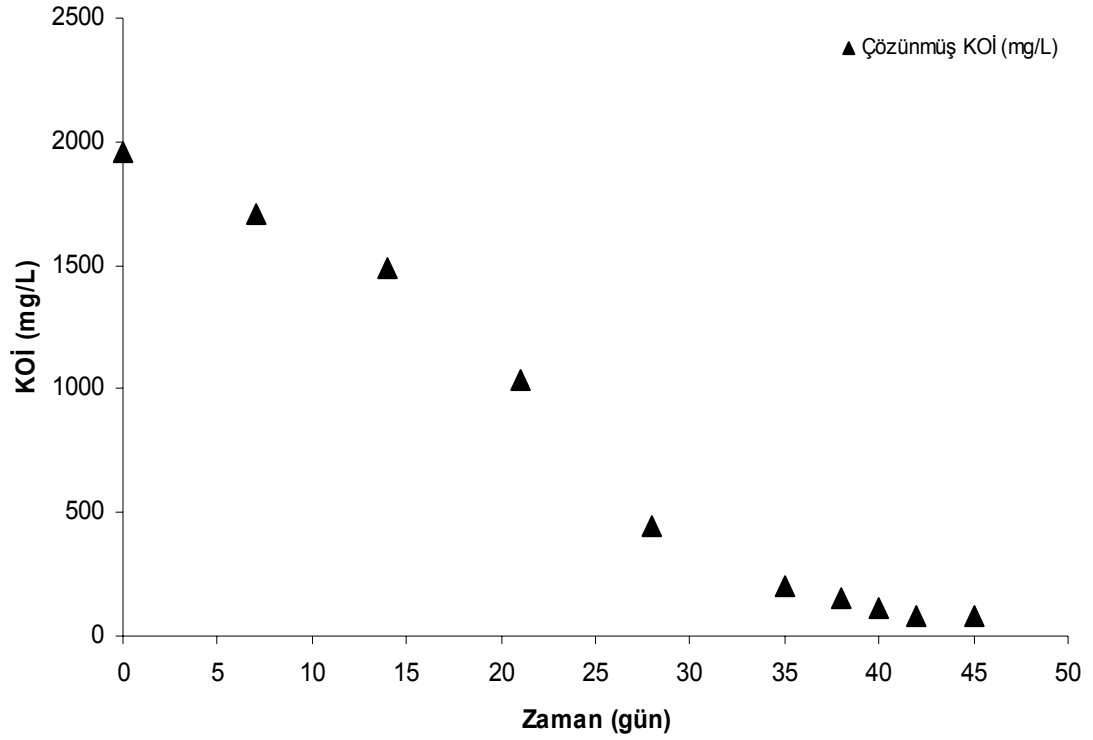
Zaman (gün)	Toplam Atıksu Reaktörü		Süzölmüş Atıksu Reaktörü		Glikoz Reaktörü
	Toplam KOİ (mg/L)	Çözönmüş KOİ (mg/L)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözönmüş KOİ (mg/L)	Çözönmüş KOİ (mg/L)
0	2020	1960	1960	1960	1960
7	718	688	664	634	1706
14	667	640	622	598	1490
21	630	593	592	562	1038
28	579	550	543	524	448
35	556	522	523	502	206
38	539	503	509	489	157
40	485	451	478	442	112
42	480	448	465	439	79
45	483	446	472	439	80
	483	448	472	440	80



Şekil 5.11: Toplam Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi)



Şekil 5.12: Süzölmüş Atıksu Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi)



Şekil 5.13: Glikoz Reaktörü'ne ilişkin İnert KOİ Profili (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Süzülmüş atıksu reaktörü ile süzölmüş atıksuya eşdeğer konsantrasyonda KOİ içeren glikoz reaktörüne ilişkin KOİ değerleri aracılığıyla çözönmüş inert KOİ ile çözönmüş inert mikrobiyal ürünlerin konsantrasyonları hesaplanmıştır (**Orhon ve diğ., 1999a**).

$$Y_{SP} = \frac{S_G}{S_{T0}} = \frac{80}{1960} = 0.04082$$

$$f_{ES} = \frac{1}{Y_H} \frac{S_G}{S_{T0}} = \frac{1}{0.64} \frac{80}{1960} = 0.06378$$

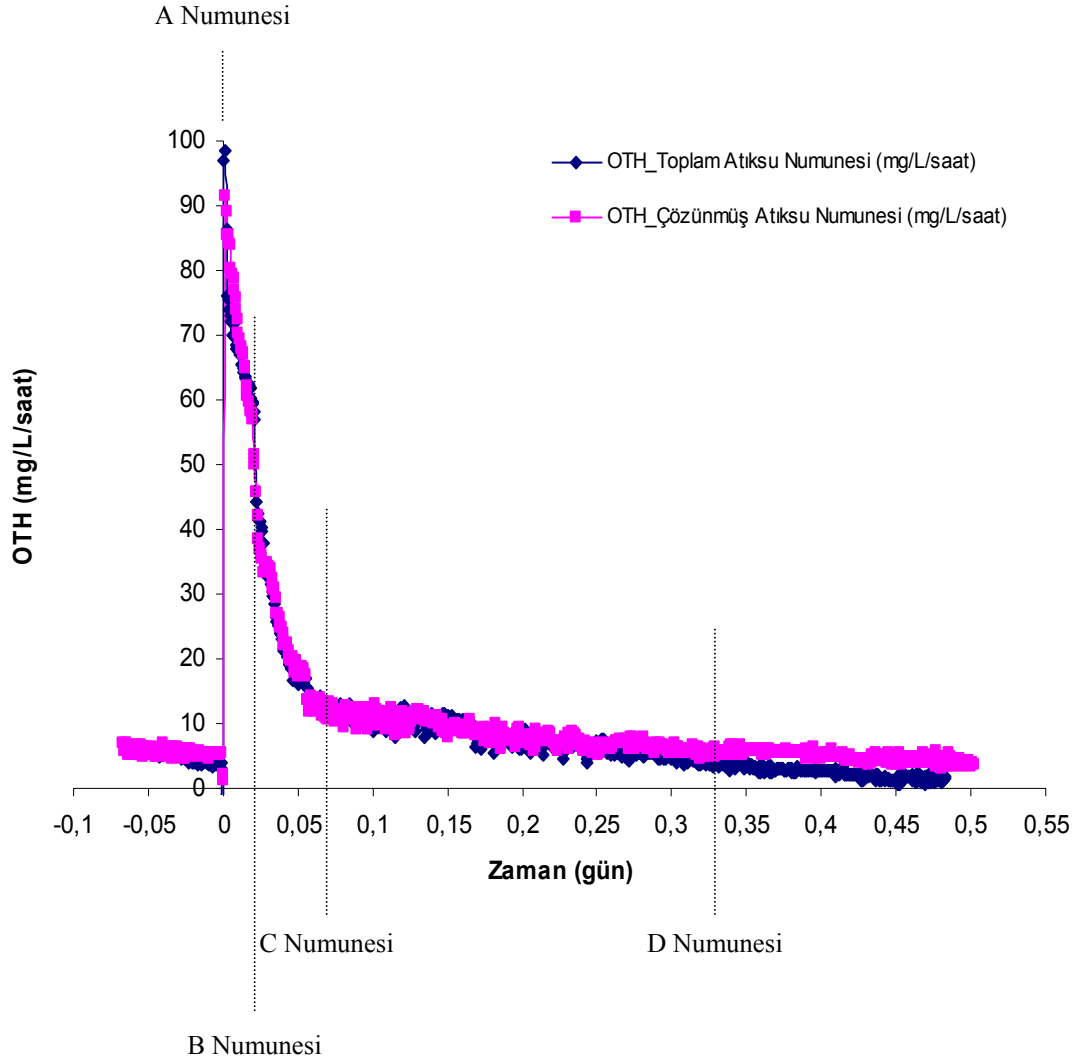
$$S_I = \frac{S_{T2} - f_{ES} Y_H S_{T1}}{1 - f_{ES} Y_H} = \frac{440 - 0.06378 \times 0.64 \times 1960}{1 - 0.06378 \times 0.64} = 375 \text{ mg/L}$$

$$S_{P2} = f_{ES} Y_H (S_{T1} - S_I) = 0.06378 \times 0.64 \times (1960 - 375) = 65 \text{ mg/L}$$

Çözünmüş inert organik madde bileşeninin belirlenmesine yönelik deneyler ile eşzamanlı olarak – kolay ayrışabilir KOİ içeriğinin saptanması amacıyla – respirometrik ölçümler de uygulanmıştır. Respirometrede yapılan tüm OTH ölçümleri, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi'nde uygulanmakta olan F/M oranına benzer şekilde, F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olarak ayarlanan 2 litre hacmindeki aerobik kesikli reaktörlerden alınan numunelerde gerçekleştirilmiştir. Reaktörler, doldur-boşalt türü reaktörlerde atıksuya aktime edilmiş çamurla beslenmiş ve çamur yaşı 10 gün olacak şekilde işletilmiştir. Heterotrofik dönüşüm oranı, Y_H , literatürde ifade edilen veriler uyarınca 0.64 g KOİ / g biyokütle KOİ olarak kabul edilmiştir (**Orhon ve diğ., 1999b; Orhon ve diğ., 1999c**). Toplam ve çözünmüş atıksu numunelerine dair respirometrik ölçümleri içeren OTH Profilleri, Şekil 5.14'te gösterilmiştir.

0.45 µm membran filtreden süzölmüş atıksu numunesi üzerinde yürütölen respirometrik deneyler sırasında – kullanılan biyokütlenin içsel solunum seviyesinden başlayıp biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tümüyle tüketildiğı ana karşılık gelen ikinci içsel solunum seviyesine ulaşılana kadar gözlemlenen – OTH ölçümü sonucu altta kalan alandan atıksudaki çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ konsantrasyonu ($S_{S0}+S_{H0}$) hesaplanmıştır. **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin saptanmasında kullanılan yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiğı zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur; çözönmüş biyolojik ayrışabilir KOİ konsantrasyonu ile kolay ayrışabilir KOİ bileşeni arasındaki farktan da yavaş ayrışan çözönmüş organik madde bileşeni belirlenmiştir. Bir başka yaklaşım uyarınca; süzölmüş atıksuda ölçölen organik madde miktarı, sadece çözönmüş bileşenlerden meydana gelmektedir. Bu görüşten hareketle; yavaş ayrışan çözönmüş organik madde bileşeni, toplam çözönmüş KOİ konsantrasyonundan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu ile çözönmüş inert organik madde konsantrasyonunun çıkartılması yoluyla belirlenebilmektedir (**Ubay Çokgör, 1997**). Deneysel bulgular, respirometrede yapılan OTH ölçümleri aracılığıyla elde edilen yavaş ayrışan çözönmüş organik madde bileşeni konsantrasyonu ile kütle dengesi uyarınca hesaplanan yavaş ayrışan çözönmüş organik madde bileşeni konsantrasyonunun birbiriyle çok büyük oranda örtüştüğünü ortaya koymuştur. Arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda

Sütleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin numunedeki çözünmüş KOİ bileşenlerinin dağılımı Tablo 5.18'de özetlenmiştir.



Şekil 5.14: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Tablo 5.18: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin Çözünmüş KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Dördüncü Atıksu Numunesi)

	C_{T0}	S_{T0}	S_{S0}	S_{H0}	S_I
KOİ (mg/L)	2020	1960	655	930	375
S_{T0} 'ın %'si	-	% 100	% 33	% 48	% 19
C_{T0} 'ın %'si	% 100	% 97	% 32	% 46	% 19

Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, kolay ayrışabilen organik madde ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman diliminin saptanması amacıyla da kullanılmıştır. Respirometrik ölçümler aracılığıyla zamana bağlı olarak dört farklı numune tanımlanmıştır; söz konusu dört numuneden A Numunesi ham atıksuyu temsil etmekte, B Numunesi kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi belirtmekte, C Numunesi atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılacağı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte ve son olarak D Numunesi de geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemektedir (Şekil 5.14).

B, C ve D numunelerini elde etmek için F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde işletilen kesikli reaktörler kullanılmıştır. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için gereken zaman dilimleri göz önünde bulundurularak 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazlar (B, C ve D numuneleri) toplanmış ve olası bir biyolojik ayrışmayı önlemek üzere vakit yitirilmeden ozonlanmıştır.

Şekil 5.14'te sunulan respirometrik veriler uyarınca; kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderilmesi, bir başka deyişle B Numunesi'nin elde edilmesi için 31 dakikalık bir süreye ihtiyaç olduğu belirlenmiştir. Şekil 5.14'te gösterilen OTH Profilleri aracılığıyla başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarısını ve çözünmüş inert KOİ bileşenini içeren C Numunesi'nin oluşturulması için 100 dakikaya, bünyesinde sadece çözünmüş inert KOİ bileşenini barındıran D Numunesi'nin hazırlanması için de 483 dakikaya gereksinim duyulduğu gözlemlenmiştir.

Respirometrik ölçümler sonucunda – OTH Profilleri aracılığıyla saptanan zaman dilimleri göz önünde bulundurularak – oluşturulan atıksu numunelerine ilişkin ozonlama deneylerine başlamadan önce her bir atıksu numunesi için konvansiyonel atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Söz konusu numunelerin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu, Tablo 5.19'da verilmiştir.

Tablo 5.19: Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Numune	Reaksiyon Süresi (dak)	pH	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çözünmüş/Toplam KOİ	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	Partiküler KOİ/UAKM
A*	0	9.74	2020	1960	0.97	85	55	1.09
B**	31	7.52	1370	1330	0.97	70	40	1.00
C**	100	7.72	910	885	0.97	60	35	0.71
D**	483	7.55	455	440	0.97	50	25	0.60

* Ham atıksu

** 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından toplanan üst faz (süpernatant); pH değerinin 7.50'ye indirilmesi sırasında, 1 L hacmindeki atıksu numunesi için 6.75 mL 1 N H₂SO₄ çözeltisi kullanılmıştır.

Tablo 5.19'da gösterilen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu verileri, biyolojik arıtma prosesine dair reaksiyon süresinin arttırılmasının çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranında bir değişikliğe yol açmadığını ve söz konusu oranın 0.97 değerinde sabitlendiğini ortaya koymuştur. Çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranının sabit bir seyir izlemesine ve UAKM konsantrasyonunun azalmasına paralel olarak biyolojik reaksiyon süresi uzadıkça partiküler KOİ / UAKM oranının azaldığı saptanmıştır. Bu gözlem, biyokimyasal prosesler sırasında gerçekleşen hidroliz ve solubilizasyon mekanizmalarına dayalı olarak açıklanabilmektedir.

Ozonlama Deneyleri

Atıksu numunesinde ozonlama deneyleri başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için yürütülmüştür. Ozonlama deneylerinde, artan ozon besleme süresinin ($t'=5, 10, 15$ ve 30 dakika) ve artan ozon akısının ($20, 40, 60, 80, 100$ mg O₃/dakika/L atıksu) KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanmıştır; KOİ giderme verimine ve kullanılan ozon miktarına bağlı olarak biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonuna ışık tutacak optimum ozon besleme süresi ve optimum ozon akısı her bir t anı için ayrı ayrı belirlenmiştir.

Biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının, diğer bir deyişle başlangıç anındaki ön ozonlama prosesinin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla A Numunesi'nde yürütülen ozonlama deneylerine ilişkin sonuçlar Tablo 5.20'de derlenmiştir.

Tablo 5.20: A Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözünmüş KOİ (mg/L)	$k_{KOİ}$ (1/dak)	Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
		(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)			
20	0	0	0	9.74	2020	0	1960	0	0
	5	87	92	9.77	1935	4	1880	0.0086	1.02
	10	167	88	9.75	1885	7	1830	0.0069	1.24
	15	245	86	9.77	1855	8	1805	0.0057	1.48
	30	449	79	9.78	1775	12	1725	0.0043	1.83
40	0	0	0	9.74	2020	0	1960	0	0
	5	178	90	9.86	1890	6	1830	0.0133	1.37
	10	333	84	9.79	1825	10	1775	0.0102	1.71
	15	475	80	9.88	1780	12	1735	0.0084	1.98
	30	774	65	9.92	1665	18	1620	0.0064	2.18
60	0	0	0	9.74	2020	0	1960	0	0
	5	263	88	9.76	1850	8	1800	0.0176	1.54
	10	473	79	9.75	1750	13	1705	0.0143	1.75
	15	652	73	9.77	1690	16	1645	0.0119	1.98
	30	937	52	9.77	1530	24	1490	0.0093	1.91
80	0	0	0	9.74	2020	0	1960	0	0
	5	334	84	9.84	1815	10	1765	0.0214	1.63
	10	591	74	9.86	1695	16	1655	0.0175	1.82
	15	789	66	9.89	1620	20	1580	0.0147	1.97
	30	1012	42	9.78	1430	29	1390	0.0115	1.72
100	0	0	0	9.74	2020	0	1960	0	0
	5	408	82	9.82	1805	11	1760	0.0225	1.90
	10	687	69	9.93	1680	17	1635	0.0184	2.02
	15	877	59	9.96	1600	21	1560	0.0155	2.09
	30	1072	36	10.02	1400	31	1360	0.0122	1.73

Tablo 5.20'den de görülebileceği gibi 20-100 mg/dak aralığında uygulanan ozon akıları için ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya artırılması – konsantrasyon bazında 85-620 mg/L'lik KOİ düşüşüne karşılık gelen – % 4-31 arasında değişen oranlarda KOİ giderimi sağlamıştır. Tablodaki veriler, ozon akısının 80 mg/dak değerine kadar yükseltilmesinin KOİ giderme veriminde belirgin bir iyileşme sağladığını; ozon akısının 80 mg/dak'dan daha büyük değerlere çıkartılmasının ise A Numunesi için toplam KOİ gideriminde ilave bir iyileşme yaratmadığını ortaya koymuştur. Partiküler KOİ konsantrasyonu ise, ozon besleme süresinden ve ozon akısından pek fazla etkilenmeyerek 40-60 mg/L aralığında sabit bir seyir izlemiştir. Elde edilen bulgular, gözlemlenen sınırlı KOİ giderimine rağmen, 20 mg/dak'lık ozon akısında kullanılan ozon oranının diğer ozon akılarında kullanılan ozon oranlarına göre daha yüksek olduğunu gözler önüne sermiştir. A

Numunesi'nde ozon akısının 40 mg/dak'dan daha büyük değerlere çıkartılması, 15 dakikayı aşkın ozon besleme sürelerinde kullanılan ozon oranının belirgin bir biçimde düşmesine neden olmuştur. Tablo 5.20'deki veriler, ozon akısının arttırılmasının – beklenildiği üzere – KOİ giderim hız sabitini (k_{KOI}) iyileştirdiğini; ozon besleme süresinin ise KOİ giderim hız sabiti ve kullanılan ozon oranı ile ters orantılı olduğunu ortaya koymuştur.

Biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının, diğer bir deyişle kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği andaki ara ozonlama prosesinin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla B Numunesi'nde yürütülen ozonlama deneylerine ilişkin sonuçlar Tablo 5.21'de derlenmiştir.

Tablo 5.21'deki veriler, B Numunesi'nin ozonlanması prosesinin 40 mg/dak'lık ozon akısına kadar KOİ giderimini iyileştirdiğini; daha büyük ozon akılarında ise KOİ gideriminde belirgin bir değişikliğe yol açmadığını göstermiştir. Deneysel çalışmalardan elde edilen bulgular, KOİ giderim oranının işletme koşullarına bağlı olarak % 20-44 aralığında yer aldığını gözler önüne sermiştir. Ham atıksu numunesinde gerçekleştirilen ozonlama prosesi uygulaması (ön ozonlama prosesi) ile karşılaştırıldığında; kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından uygulanan ozonlama prosesinin ham atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girerek biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına izin vermediği, bir yandan da yavaş ayrışan organik maddelerin ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddeleri kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürdüğü sonucuna varılmıştır. Biyolojik arıtma sırasındaki ozonlama uygulaması (ara ozonlama prosesi), diğer bir deyişle B Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonu yüksek KOİ giderimi sağlamasının yanı sıra yüksek moleküler ağırlığa sahip organik maddelerin parçalanmasına bağlı olarak büyük bir olasılıkla biyolojik açıdan daha ayrışabilir bir numune yaratmıştır.

Tablo 5.21: B Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözünmüş KOİ (mg/L)	$k_{KOİ}$ (1/dak)	Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
		(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)			
20	0	0	0	7.52	1370	0	1330	0	0
	5	51	54	7.53	1090	20	1060	0.0457	0.18
	10	99	52	7.54	1060	23	1030	0.0257	0.32
	15	142	50	7.55	1035	24	1010	0.0187	0.42
	30	259	46	7.57	980	28	955	0.0112	0.66
40	0	0	0	7.52	1370	0	1330	0	0
	5	100	50	7.54	980	28	950	0.0670	0.26
	10	187	47	7.55	960	30	930	0.0356	0.46
	15	262	44	7.58	930	32	900	0.0258	0.59
	30	438	37	7.59	860	37	835	0.0155	0.86
60	0	0	0	7.52	1370	0	1330	0	0
	5	146	49	7.60	970	29	940	0.0691	0.37
	10	264	44	7.58	935	32	905	0.0382	0.61
	15	358	40	7.65	890	35	860	0.0288	0.75
	30	533	30	7.68	815	41	790	0.0173	0.96
80	0	0	0	7.52	1370	0	1330	0	0
	5	187	47	7.53	955	30	925	0.0722	0.45
	10	327	41	7.57	920	33	890	0.0398	0.73
	15	428	36	7.56	875	36	850	0.0299	0.87
	30	603	25	7.54	795	42	775	0.0181	1.05
100	0	0	0	7.52	1370	0	1330	0	0
	5	224	45	7.64	935	32	910	0.0764	0.51
	10	386	39	7.58	895	35	870	0.0426	0.81
	15	476	32	7.56	850	38	830	0.0318	0.92
	30	646	22	7.66	770	44	750	0.0192	1.08

Biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının, diğer bir deyişle kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği andaki ara ozonlama prosesinin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla C Numunesi'nde yürütülen ozonlama deneylerine ilişkin sonuçlar Tablo 5.22'de derlenmiştir.

Tablo 5.22: C Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözünmüş KOİ (mg/L)	$k_{KOİ}$ (1/dak)	Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
		(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)			
20	0	0	0	7.72	910	0	885	0	0
	5	49	52	7.75	730	20	710	0.0441	0.27
	10	89	47	7.74	690	24	670	0.0277	0.40
	15	130	46	7.73	665	27	650	0.0209	0.53
	30	237	42	7.73	625	31	610	0.0125	0.83
40	0	0	0	7.72	910	0	885	0	0
	5	96	48	7.82	680	25	665	0.0583	0.42
	10	167	42	7.88	645	29	630	0.0344	0.63
	15	236	40	7.75	610	33	595	0.0267	0.79
	30	396	33	7.77	560	38	550	0.0162	1.13
60	0	0	0	7.72	910	0	885	0	0
	5	139	47	7.85	665	27	650	0.0627	0.57
	10	242	40	7.93	620	32	605	0.0384	0.83
	15	334	37	7.76	580	36	565	0.0300	1.01
	30	465	26	7.79	525	42	515	0.0183	1.21
80	0	0	0	7.72	910	0	885	0	0
	5	180	45	7.73	645	29	630	0.0688	0.68
	10	296	37	7.75	605	34	590	0.0408	0.97
	15	395	33	7.74	560	38	550	0.0324	1.13
	30	496	21	7.73	505	45	500	0.0196	1.22
100	0	0	0	7.72	910	0	885	0	0
	5	220	44	7.76	635	30	620	0.0720	0.80
	10	349	35	7.73	590	35	580	0.0433	1.09
	15	444	30	7.78	545	40	535	0.0342	1.22
	30	527	18	7.74	485	47	480	0.0210	1.24

C Numunesi'ne dair ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulaması, B Numunesi'nde yürütülen ozonlama deneyi sırasında elde edilen bulgulara benzer sonuçlar ortaya koymuştur; ozon akısının 40 mg/dak'dan daha büyük değerlere çıkartılması, atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrılan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte olan C Numunesi için KOİ gideriminde belirgin bir iyileşme meydana getirmemiştir. 40 mg/dak'lık ozon akısında yürütülen ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasında ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya çıkartılması, KOİ gideriminin % 25'ten % 38'e yükselmesiyle sonuçlanmıştır. KOİ giderme verimi, numunenin KOİ kompozisyonuna ve numunedeki organik bileşikler ile ozon arasındaki reaksiyon hızına bağlı olarak değişiklik göstermiştir; biyolojik arıtma öncesinde ve sırasında farklı oksidasyon ürünleri oluşumuna bağlı olarak ara

ozonlama proseslerinde ön ozonlama prosesinden değişik arıtma verimleri elde edilmiştir.

Biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının, diğer bir deyişle geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı andaki son ozonlama prosesinin KOİ giderimi üzerindeki etkilerini saptamak amacıyla D Numunesi'nde yürütülen ozonlama deneylerine ilişkin sonuçlar Tablo 5.23'te derlenmiştir.

Tablo 5.23: D Numunesi'ne ilişkin Ozonlama Deneyleri (Dördüncü Atıksu Numunesi)

Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözünmüş KOİ (mg/L)	$k_{KOİ}$ (1/dak)	Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
		(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)			
20	0	0	0	7.55	455	0	440	0	0
	5	45	48	7.72	365	20	355	0.0441	0.50
	10	82	43	7.79	340	25	330	0.0291	0.71
	15	119	42	7.74	320	30	310	0.0235	0.88
	30	220	39	7.71	300	34	295	0.0139	1.42
40	0	0	0	7.55	455	0	440	0	0
	5	87	44	7.64	345	24	335	0.0554	0.79
	10	155	39	7.67	325	29	315	0.0336	1.19
	15	226	38	7.71	300	34	290	0.0278	1.46
	30	364	31	7.61	275	40	270	0.0168	2.02
60	0	0	0	7.55	455	0	440	0	0
	5	128	43	7.69	340	25	335	0.0583	1.12
	10	214	36	7.67	310	32	305	0.0384	1.48
	15	306	34	7.77	285	37	280	0.0312	1.80
	30	441	25	7.70	255	44	250	0.0193	2.21
80	0	0	0	7.55	455	0	440	0	0
	5	168	42	7.66	330	27	325	0.0642	1.35
	10	274	34	7.69	300	34	295	0.0417	1.76
	15	371	31	7.74	270	41	265	0.0348	2.01
	30	474	20	7.68	240	47	240	0.0213	2.20
100	0	0	0	7.55	455	0	440	0	0
	5	203	41	7.69	325	29	320	0.0673	1.56
	10	320	32	7.67	290	36	285	0.0450	1.94
	15	417	28	7.71	260	43	260	0.0373	2.14
	30	467	16	7.62	230	49	230	0.0227	2.08

Tablo 5.23'ten de görülebileceği gibi ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış D Numunesi'nde yürütülen KOİ ölçümleri, geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemekte olan numunede gerçekleştirilen ozonlama prosesinin % 20-49 arasında değişen KOİ

giderme verimleri sağladığını ortaya koymuştur. Ozon kullanım oranı % 16-48 aralığında yer alan son ozonlama prosesinin, ozonlama prosesinin daha konsantre çözülmüş inert KOİ bileşeni içeren bir atıksu numunesi üzerinde uygulanması gerekçesiyle çözülmüş inert KOİ giderimini çok daha verimli hale getireceği; diğer bir deyişle biyolojik arıtmadan sonra bir son arıtma adımı olarak – ilave KOİ giderimi amacı doğrultusunda – D Numunesi’ne ozonla kimyasal oksidasyon prosesinin uygulanmasının, ozonun çözülmüş inert KOİ bileşenini giderme ve / veya çözülmüş inert organik maddeyi ayrışabilir forma dönüştürme konusunda daha amaca yönelik ve daha etkin bir şekilde kullanımına olanak tanıyacağı izlenimi edinilmiştir.

Deneysel veriler, ara ve son ozonlama prosesi uygulamalarında ozonlama prosesinin 40 mg/dak’lık ozon akısına kadar KOİ giderimini iyileştirdiğini; daha büyük ozon akılarında ise KOİ gideriminde belirgin bir değişikliğe yol açmadığını göstermiştir. Ön ozonlama prosesi olarak da isimlendirilebilen A Numunesi’nin ozonlanması prosesinde ise, ozon akısının 80 mg/dak değerine kadar yükseltilmesi KOİ giderme veriminde belirgin bir iyileşme sağlamış ve ozon akısının 80 mg/dak’dan daha büyük değerlere çıkartılması A Numunesi için toplam KOİ gideriminde ilave bir iyileşme yaratmamıştır; aynı zamanda ozon akısının 40 mg/dak’dan daha büyük değerlere çıkartılması, 15 dakikayı aşkın ozon besleme süreleri için kullanılan ozon oranında belirgin bir biçimde düşüşe yol açmıştır. Tüm bu verilerin ışığında, 40 mg/dak’lık ozon akısı optimum ozon akısı olarak kabul edilmiştir.

Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı’na ilişkin birinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde, biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında farklı oksidasyon ürünlerinin oluşumuna bağlı olarak değişik arıtma verimleri elde edilmiştir. Biyolojik olarak arıtılmış numunelerdeki KOİ giderim hız sabitlerinin ($k_{KOİ}$), ön ozonlama prosesinde gözlemlenen KOİ giderim hız sabitlerine oranla daha büyük olduğu saptanmıştır; bununla birlikte ozon akısının arttırılmasının – beklenildiği üzere – KOİ giderim hız sabitini iyileştirdiği, ozon besleme süresinin ise KOİ giderim hız sabiti ve kullanılan ozon oranı ile ters orantılı olduğu belirlenmiştir. Kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından ozonlama prosesinin uygulanması, tüm numuneler içerisinde – uygulanan beş ozon akısı ve dört ozon besleme süresi için de – mg/L cinsinden KOİ giderimi bazında en iyi sonuçları vermiştir. Ön ve son ozonlama prosesi olarak

nitelendirilen biyolojik oksidasyon öncesinde ve sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamalarıyla karşılaştırıldığında; kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından uygulanan ozonlama prosesi, diğer bir deyişle kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği andaki ara ozonlama prosesi biyolojik arıtmaya ozonlama prosesinin entegrasyonu açısından en uygun seçenek olarak belirlemektedir. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketilmesi sonrasında, 40 mg/dak'lık optimum ozon akısında yürütülen uygulama aracılığıyla düşük ozon besleme sürelerinde yüksek KOİ giderme verimi elde edilmiştir; bu prosedürün yavaş ayrışan çözünmüş organik maddenin ve / veya çözünmüş inert organik maddenin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesini sağlayarak biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği öngörülmektedir. Bunun yanı sıra KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde respirometrik analizlerin de gerçekleştirilmesi önerilmektedir.

5.1.5 Beşinci Atıksu Numunesi

5.1.5.1 Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu

Başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde ilk işlem olarak ikinci kez numune alınmıştır. Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin ikinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu sonuçları, Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan birinci atıksu numunesine dair konvansiyonel karakterizasyon verileri ile karşılaştırmalı olarak Tablo 5.24'te gösterilmiştir.

Tablo 5.24: Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu Verilerinin Karşılaştırılması
(Dördüncü ve Beşinci Atıksu Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	NUMUNE_IV	NUMUNE_V
pH	---	9.74	9.48
Alkalinite	mg CaCO ₃ /L	600	665
Toplam KOİ	mg/L	2020	1880
Çözünmüş KOİ	mg/L	1960	1845
AKM	mg/L	85	55
UAKM	mg/L	55	35
TÇM	mg/L	13120	12610
Klorür	mg/L	6150	5900
Toplam Fosfor	mg/L	5.0	4.8
Çözünmüş Fosfor	mg/L	4.3	4.0
Toplam TKN	mg/L	142	154
Çözünmüş TKN	mg/L	128	140
NH ₃ -N	mg/L	118	132

Tablo 5.24'teki veriler, Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan her iki numunenin de ortalama 1950 mg/L'lik toplam KOİ içeriğiyle kuvvetli birer atıksu numunesi olduğunu gözler önüne sermiştir. Atıksu arıtma tesisi çıkış suyundaki ortalama 0.98'lik çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranı ve % 64'ü uçucu askıda katı madde içeriğine karşılık gelen ortalama 70 mg/L'lik AKM konsantrasyonu, Südleder Firması'ndaki üretim proseslerinden kaynaklanan atıksulara fiziko-kimyasal ön arıtmanın uygulanması sonucunda proses atıksularındaki partiküler organik maddenin neredeyse tümüyle giderildiğini ortaya koymuştur. Yüksek TKN ve NH₃-N içeriğinin yanısıra oldukça düşük fosfor konsantrasyonları deri endüstrisi atıksuyu numunelerinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır.

5.1.5.2 Arıtılabilirlik Çalışmaları

Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

0.45 µm membran filtreden süzölmüş atıksu numunesi üzerinde yürütülen respirometrik deneyler sırasında – kullanılan biyokütlenin içsel solunum seviyesinden başlayıp biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tümüyle

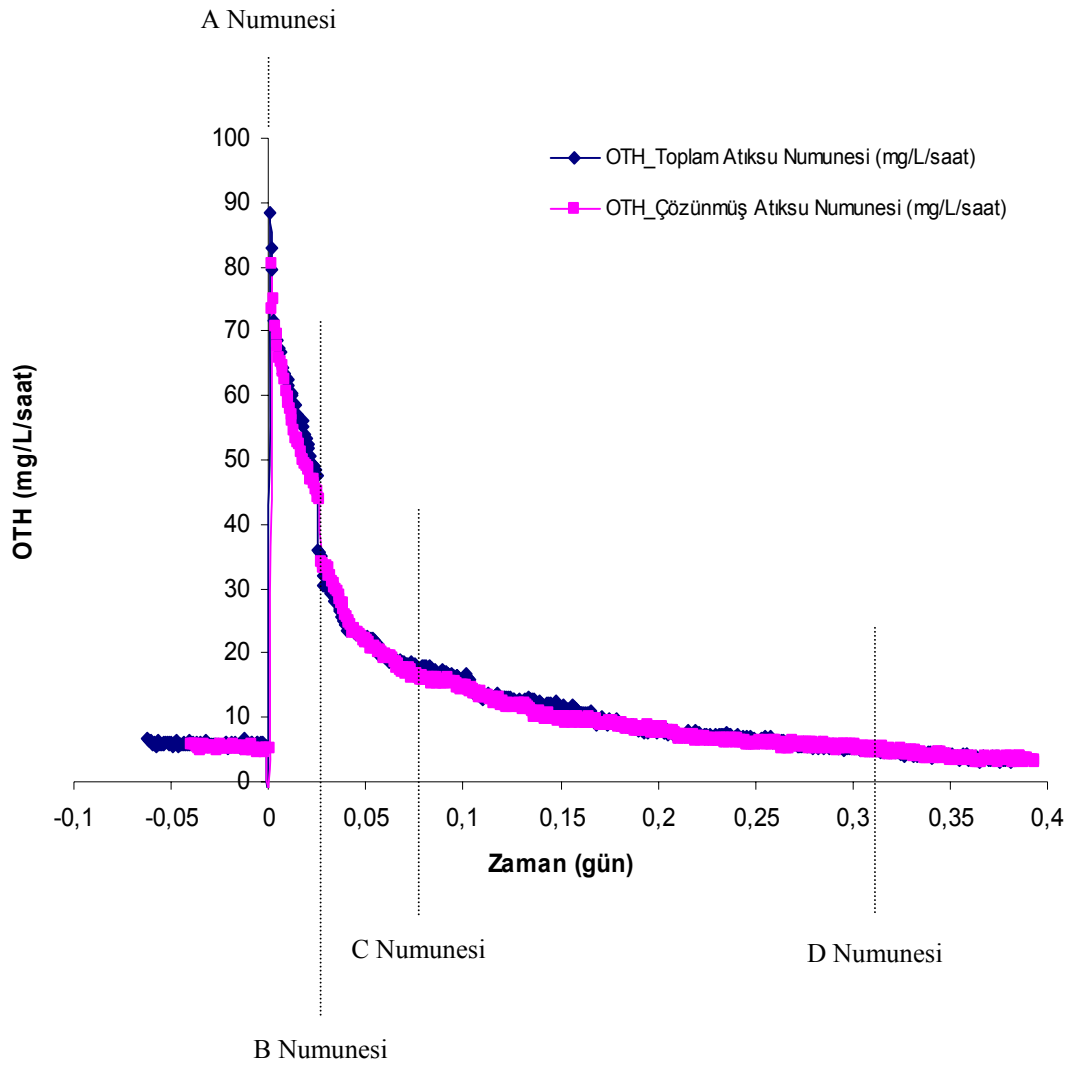
tüketildiği ana karşılık gelen ikinci içsel solunum seviyesine ulaşılan kadar gözlemlenen – OTH ölçümü sonucu altta kalan alandan atıksudaki çözünmüş biyolojik ayrışabilir KOİ ($S_{S0} + S_{H0}$) konsantrasyonu hesaplanmıştır. **Ekama ve diğ. (1986)** tarafından kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin saptanmasında kullanılan yöntem uyarınca, belirgin ve ani azalmanın gözlemlendiği zaman dilimine kadar elde edilen alandan kolay ayrışabilir KOİ bileşeninin konsantrasyonu bulunmuştur; çözünmüş biyolojik ayrışabilir KOİ konsantrasyonu ile kolay ayrışabilir KOİ bileşeni arasındaki farktan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşeni belirlenmiştir. Yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderilmesi için gereken zaman diliminin ($t=t_2$) saptanmasında da, kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$) ile geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı anın ($t=t_3$) belirlenmesinde uygulanan yaklaşımdan yararlanılmıştır.

Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, kolay ayrışabilen organik madde ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman diliminin saptanması amacıyla kullanılmıştır. Respirometrik ölçümler aracılığıyla zamana bağlı olarak dört farklı numune tanımlanmıştır; söz konusu dört numuneden A Numunesi ham atıksuyu temsil etmekte, B Numunesi kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi belirtmekte, C Numunesi atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte ve son olarak D Numunesi de geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını simgelemektedir.

B, C ve D numunelerini elde etmek için F/M oranı 0.2 g KOİ / g UAKM olacak şekilde işletilen kesikli reaktörler kullanılmıştır. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için gereken zaman dilimleri göz önünde bulundurularak 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazlar (B, C ve D numuneleri) toplanmış ve olası bir biyolojik ayrışmayı önlemek üzere vakit yitirilmeden ozonlanmıştır.

Toplam ve çözünmüş atıksu numunelerine dair respirometrik ölçümleri içeren OTH Profilleri, Şekil 5.15'te gösterilmiştir. Şekil 5.15'te sunulan respirometrik veriler

uyarınca; kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderilmesi, bir başka deyişle B Numunesi'nin elde edilmesi için yaklaşık 36 dakikalık bir süreye ihtiyaç olduğu belirlenmiştir. Şekil 5.15'te gösterilen OTH Profilleri aracılığıyla başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarısını ve çözünmüş inert KOİ bileşenini içeren C Numunesi'nin oluşturulması için 112 dakikaya, bünyesinde sadece çözünmüş inert KOİ bileşenini barındıran D Numunesi'nin hazırlanması için de 442 dakikaya gereksinim duyulduğu gözlemlenmiştir.



Şekil 5.15: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin OTH Profilleri (Beşinci Atıksu Numunesi)

Süddeder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin numunedeki KOİ bileşenleri, OTH Profilleri'nden türetilen sonuçlar aracılığıyla belirlenmiştir. Adı geçen numunedeki KOİ bileşenlerinin dağılımı, Tablo 5.25'te özetlenmiştir.

Tablo 5.25: Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin KOİ Bileşenlerinin Dağılımı (Beşinci Atıksu Numunesi)

	C _{T0}	C _{S0}	C _I	S _{T0}	S _{S0}	S _{H0}	S _I	X _{T0}	X _{S0}	X _I
KOİ (mg/L)	1880	1585	295	1845	620	930	295	35	35	0
S _{T0} 'ın %'si	-	-	-	% 100	% 34	% 50	% 16	-	-	-
X _{T0} 'ın %'si	-	-	-	-	-	-	-	% 100	% 100	% 0
C _{T0} 'ın %'si	% 100	% 84	% 16	% 98	% 33	% 49	% 16	% 2	% 2	% 0

Doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde; havalandırma havuzu karışım sıvısı, atıksudan kaynaklanan ve biyokimyasal tepkimelerden etkilenmeden sistemden ayrılan çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni ile mikrobiyal metabolik aktivite sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) kapsamaktadır. Söz konusu çözünmüş inert mikrobiyal ürünler, çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) kavramı aracılığıyla atıksudaki toplam ayrışabilen KOİ (C_{S0}) içeriğinin bir fraksiyonu olarak ifade edilebilmektedir (Germirli ve diğ., 1993):

$$S_P = Y_{SP} C_{S0} \quad (5.3)$$

Literatürdeki veriler, ön arıtma prosesine tabi tutulmuş deri endüstrisi atıksularına ilişkin çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranlarının 0.033~0.097 aralığında yer aldığını ortaya koymaktadır (Orhon ve diğ., 1999b). Adı geçen çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranları deneysel çalışmaya konu edilen deri endüstrisi atıksuyu numunesine uyarlandığında, çözünmüş inert mikrobiyal ürünlere dair konsantrasyonun 50~155 mg/L arasında olması gerektiği sonucuna varılabilmektedir. Biyolojik arıtmadan değişime uğramadan ayrılan atıksudaki toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonu, çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin dışında çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) de bünyesinde barındırmaktadır. Doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde – çözünmüş inert mikrobiyal ürünler (S_P) oluşumu göz ardı edilse bile – çözünmüş inert KOİ konsantrasyonunun 295 mg/L olarak belirlendiği dikkate alındığında, 250 mg/L'lik deşarj standardının (Anhang 25 der Rahmen-Abwasser-

VwV, 2002) sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin entegre edilmesi gerektiği sonucuna ulaşılmaktadır.

Respirometrik ölçümler sonucunda – OTH Profilleri aracılığıyla saptanan zaman dilimleri göz önünde bulundurularak – oluşturulan atıksu numunelerine ilişkin ozonlama deneylerine başlamadan önce her bir atıksu numunesi için konvansiyonel atıksu karakterizasyonu yapılmıştır. Söz konusu numunelerin konvansiyonel atıksu karakterizasyonu, Tablo 5.26’da verilmiştir.

Tablo 5.26: Respirometrik Ölçümler Sonucunda Elde Edilen Numunelerin Konvansiyonel Atıksu Karakterizasyonu (Beşinci Atıksu Numunesi)

Numune	Reaksiyon Süresi (dak)	pH	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çözünmüş/Toplam KOİ	AKM (mg/L)	UAKM (mg/L)	Partiküler KOİ/UAKM
A*	0	9.48	1880	1845	0.98	55	35	1.00
B**	36	7.59	1275	1250	0.98	45	25	1.00
C**	112	7.67	820	805	0.98	35	20	0.75
D**	442	7.62	365	355	0.97	25	15	0.67

* Ham atıksu

** 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından toplanan üst faz (süpernatant); pH değerinin 7.50’ye indirilmesi sırasında, 1 L hacmindeki atıksu numunesi için 6.75 mL 1 N H₂SO₄ çözeltisi kullanılmıştır.

Tablo 5.26’da gösterilen konvansiyonel atıksu karakterizasyonu verileri, biyolojik arıtma prosesine dair reaksiyon süresinin arttırılmasının çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranında bir değişikliğe yol açmadığını ve söz konusu oranın 0.98 değerinde sabitlendiğini ortaya koymuştur. Çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranının sabit bir seyir izlemesine ve UAKM konsantrasyonunun azalmasına paralel olarak biyolojik reaksiyon süresi uzadıkça partiküler KOİ / UAKM oranının azaldığı saptanmıştır. Bu gözlem, biyokimyasal prosesler sırasında gerçekleşen hidroliz ve solubilizasyon mekanizmalarına dayalı olarak açıklanabilmektedir.

Ozonlama Deneyleri

Süddeder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı’na ilişkin ikinci atıksu numunesinde ozonlama deneyleri başlangıç anı ($t=t_0$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle giderildiği an ($t=t_1$), kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği an ($t=t_2$), geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı an ($t=t_3$) için yürütülmüştür. Söz konusu numunedeki ozonlama deneylerinde, her bir t anı için Süddeder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı’na ilişkin birinci atıksu numunesinde belirlenen optimum ozon akısı (40

mg/dak) sabit tutularak artan ozon besleme süresinin ($t'=5, 10, 15$ ve 30 dakika) KOİ giderimi üzerindeki etkileri saptanmıştır. 40 mg/dak olarak tanımlanan optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde elde edilen sonuçlar, Tablo 5.27’de verilmiştir.

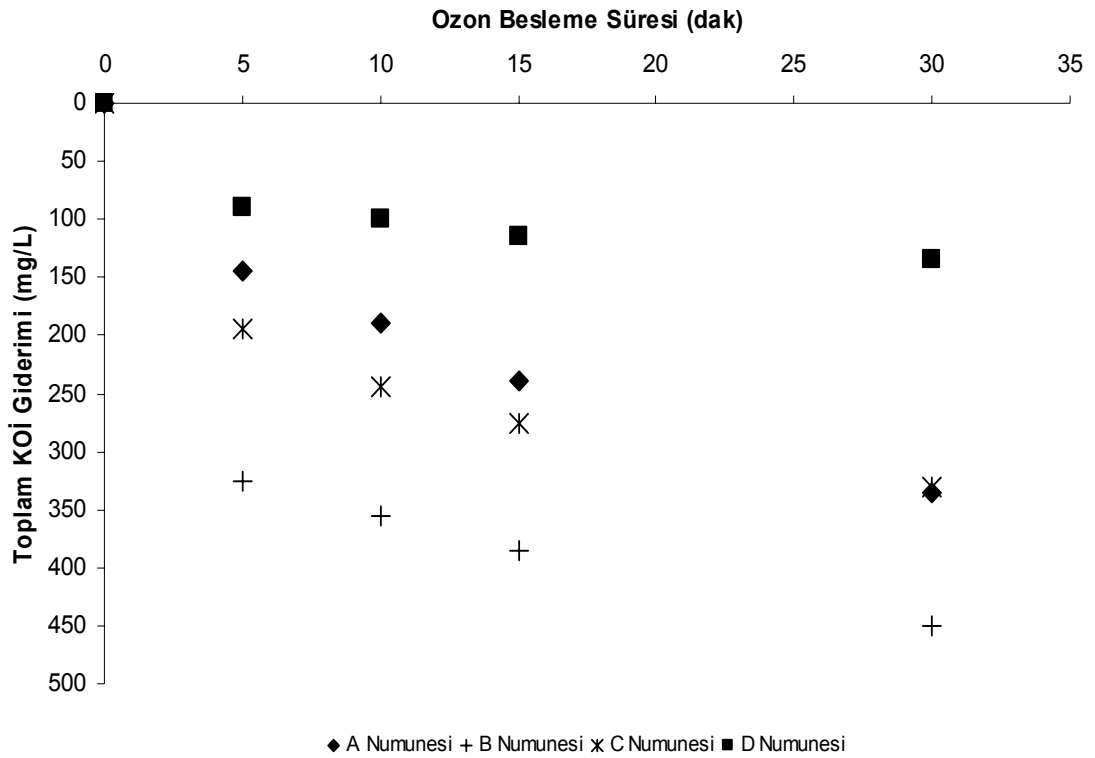
Tablo 5.27: Optimum Ozon Akısında Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Beşinci Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Akısı (mg/dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Kullanılan Ozon		pH	Toplam KOİ		Çözülmüş KOİ (mg/L)	$k_{KOİ}$ (1/dak)	Kullanılan O ₃ /Toplam KOİ Giderimi
			(mg)	(%)		(mg/L)	Giderim (%)			
A	40	0	0	0	9.48	1880	0	1845	0	0
		5	186	94	9.64	1735	8	1700	0.0161	1.28
		10	352	89	9.63	1690	10	1660	0.0107	1.85
		15	500	84	9.71	1640	13	1610	0.0091	2.08
		30	811	68	9.75	1545	18	1520	0.0065	2.42
B	40	0	0	0	7.59	1275	0	1250	0	0
		5	106	53	7.68	950	25	930	0.0588	0.32
		10	202	51	7.69	920	28	900	0.0326	0.57
		15	287	48	7.66	890	30	875	0.0240	0.75
		30	464	39	7.63	825	35	815	0.0145	1.03
C	40	0	0	0	7.67	820	0	805	0	0
		5	99	50	7.69	625	24	615	0.0543	0.51
		10	180	45	7.74	575	30	565	0.0355	0.73
		15	249	42	7.73	545	34	535	0.0272	0.90
		30	413	35	7.79	490	40	485	0.0172	1.25
D	40	0	0	0	7.62	365	0	355	0	0
		5	96	25	7.75	275	25	270	0.0566	1.06
		10	166	27	7.71	265	27	260	0.0320	1.66
		15	232	32	7.73	250	32	250	0.0252	2.02
		30	395	37	7.69	230	37	230	0.0154	2.92

Tablo 5.27’den de görülebileceği gibi ozon besleme süresinin 5 dakikadan 30 dakikaya arttırılması, A Numunesi’ne ilişkin KOİ giderme verimini % 8’den % 18’e; B Numunesi’ne ilişkin KOİ giderme verimini % 25’ten % 35’e; C Numunesi’ne ilişkin KOİ giderme verimini % 24’ten % 40’a; D Numunesi’ne ilişkin KOİ giderme verimini ise % 25’ten % 37’ye yükseltmiştir. Bununla birlikte numunelere ilişkin KOİ giderim hız sabitleri ($k_{KOİ}$) irdelendiğinde; 5 dakikalık ozon besleme süresi zarfında gözlemlenen tepkimenin, daha büyük ozon besleme sürelerinde gözlemlenen tepkimelere oranla belirgin bir biçimde daha hızlı olduğu saptanmıştır. Tablodaki deneysel sonuçlar yakından incelendiğinde; 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda

elde edilen KOİ giderim hız sabitinin, 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda elde edilen KOİ giderim hız sabitinin yaklaşık % 30'una gerilediği anlaşılmaktadır.

Optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde, ozon besleme süresinin toplam KOİ giderimi üzerindeki etkisinin açıklanması amacıyla Şekil 5.16 hazırlanmıştır. Şekil 5.16'dan da görülebileceği gibi tüm numuneler içerisinde B Numunesi – ozonlama deneylerinde çalışılan bütün ozon besleme süreleri için – mg/L cinsinden KOİ giderimi bazında en yüksek verimi sağlamıştır. B Numunesi için ozon besleme süresinin 30 dakika olması durumunda toplam KOİ içeriği 450 mg/L'lik bir düşüşle 1275 mg/L'den 825 mg/L'ye inmiştir.



Şekil 5.16: Ozon Besleme Süresinin Toplam KOİ Giderimi Üzerindeki Etkisi (Beşinci Atıksu Numunesi)

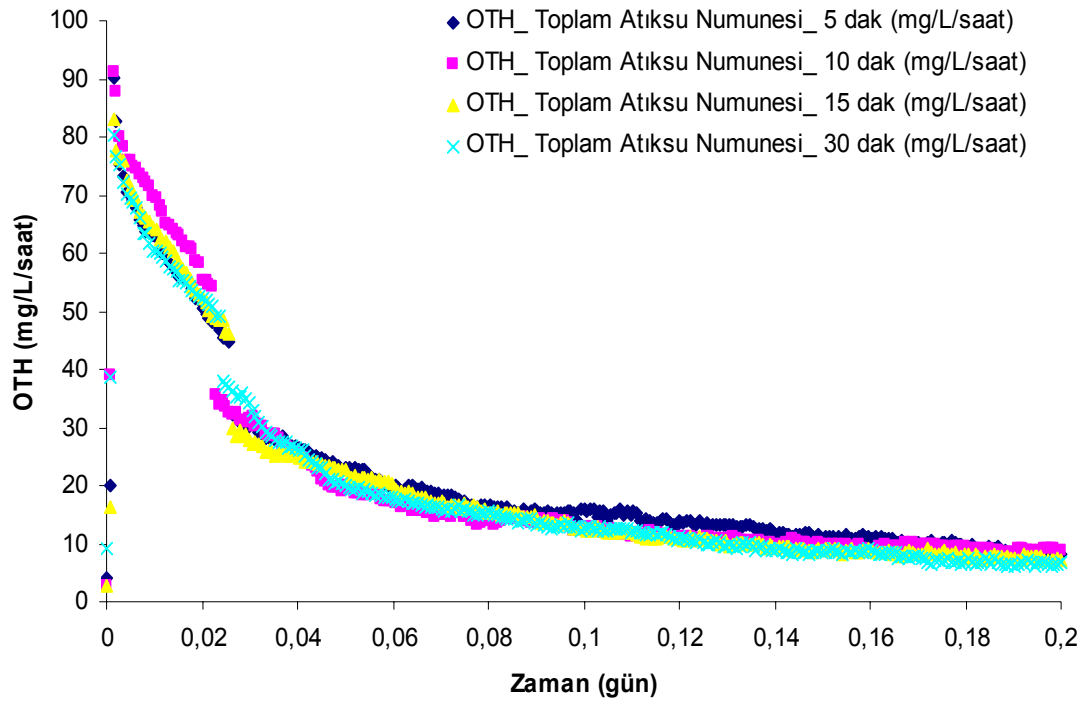
Şekil 5.16'dan da anlaşılabileceği üzere ozon besleme süresinin 15 dakikanın üzerine çıkarılması işlemi D Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ giderme veriminde belirgin bir değişime yol açmamıştır. D Numunesi için toplam KOİ giderimi, 30 dakikalık ozon besleme süresi sonunda 135 mg/L'lik eşik değerine ulaşmıştır; 15 dakikalık reaksiyon süresinin ardından D Numunesi'ne dair toplam KOİ gideriminin pratikte

sona erdiği belirlenmiştir. Şekil 5.16'da yer alan veriler bir başka bakış açısıyla ele alındığında ise, ozon besleme süresi arttıkça A Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ gideriminin giderek artan oranda C Numunesi'ne ilişkin toplam KOİ giderimine yaklaştığı gözlemlenmiştir. A Numunesi'nde üst sınır olarak tanımlanan 30 dakikalık ozon besleme süresinde dahi toplam KOİ giderim hızı açısından bir eşik değerine ulaşılmamış olması, ozon besleme süresinin daha büyük değerlere arttırılmasının daha yüksek toplam KOİ giderme verimleriyle sonuçlanacağı izlenimini uyandırmaktadır. Bu bakımdan ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi'nde – KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için – yürütülecek olan respirometrik ölçümler öncesinde; ön ozonlama prosesi olarak da isimlendirilebilecek olan A Numunesi'nin ozonlanması prosesinin, özellikle ozon besleme süresinin 30 dakikanın üzerine çıkartılması halinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışacağı sonucuna varılabilmektedir. Diğer bir deyişle, sadece optimum ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde elde edilen konsantrasyon bazındaki toplam KOİ giderim değerleri ele alındığında; A Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonu, atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeyi giderebileceği ve parçalanarak kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen inert madde üzerinde bir etki göstermeyeceği öngörüsünü doğurmaktadır. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B Numunesi'nde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde; tüm numuneler içerisinde – uygulanan dört ozon besleme süresi için de – mg/L cinsinden KOİ giderimi bazında en iyi sonuçları vermesinin yanısıra ham atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girerek biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına izin vermediğinden, bir yandan da yavaş ayrışan çözünmüş organik maddelerin ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddeleri kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürmesinden ötürü – kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesi sonucunda elde edilen – B Numunesi'ne ozonlama prosesinin uygulanması biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının saptanması aşamasında en uygun arıtma biçimi olarak belirmektedir.

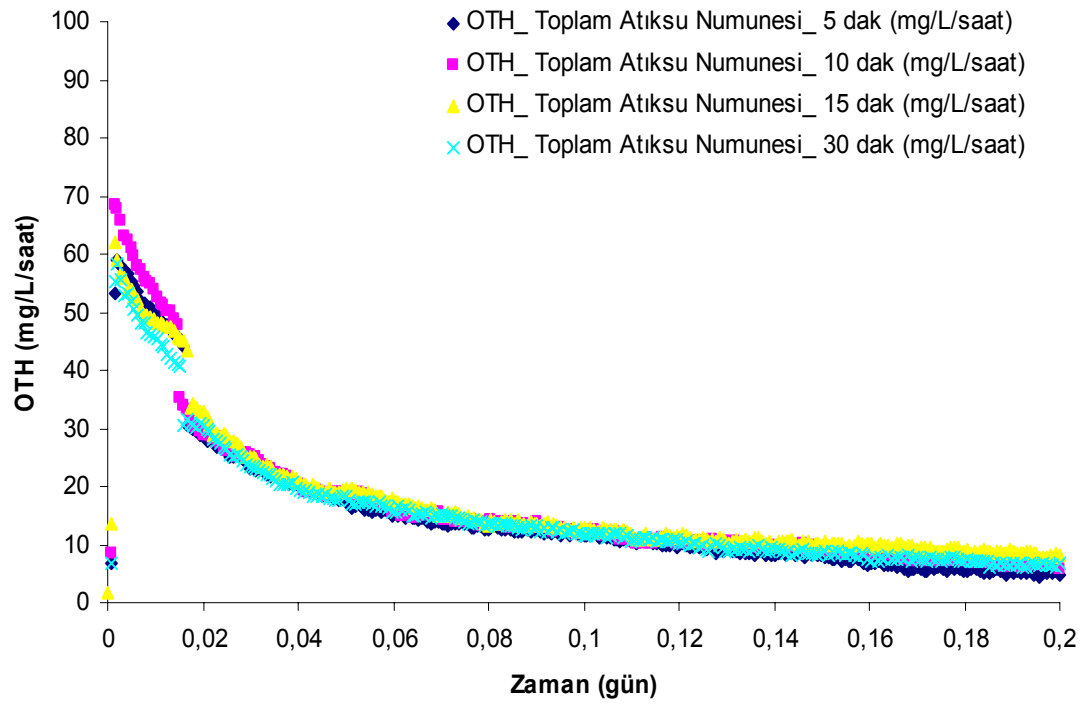
Ozonlama Deneyleri Sonrasında Oksijen Tüketim Hızı (OTH) Ölçümleri

Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'na ilişkin ikinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen ozonlama deneyleri sonucunda, biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında farklı oksidasyon ürünlerinin oluşumuna bağlı olarak değişik arıtma verimleri elde edilmiştir. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde gerçekleştirilecek olan respirometrik analizler öncesinde; kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından ozonlama prosesinin uygulanması, kısa süreli ozon besleme süreleri için yüksek KOİ giderimi sağlamasının yanısıra biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği ve ozonun – adı geçen arıtma biçemi çerçevesinde – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmadığı öngörülerinden hareketle diğer uygulamalar ile karşılaştırıldığında en iyi alternatif olarak görünmektedir. Kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketilmesi sonrasında, 40 mg/dak'lık optimum ozon akısında yürütülen uygulama aracılığıyla düşük ozon besleme sürelerinde yüksek KOİ giderme verimi elde edilmiştir; bu prosedürün yavaş ayrışan çözünmüş organik maddenin ve / veya çözünmüş inert organik maddenin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesini sağlayarak biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği öngörülmüştür. Bu aşamada, – birinci atıksu numunesinden farklı olarak – Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan ikinci atıksu numunesinde KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu daha iyi algılayabilmek için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış numunelerde respirometrik analizler de gerçekleştirilmiştir.

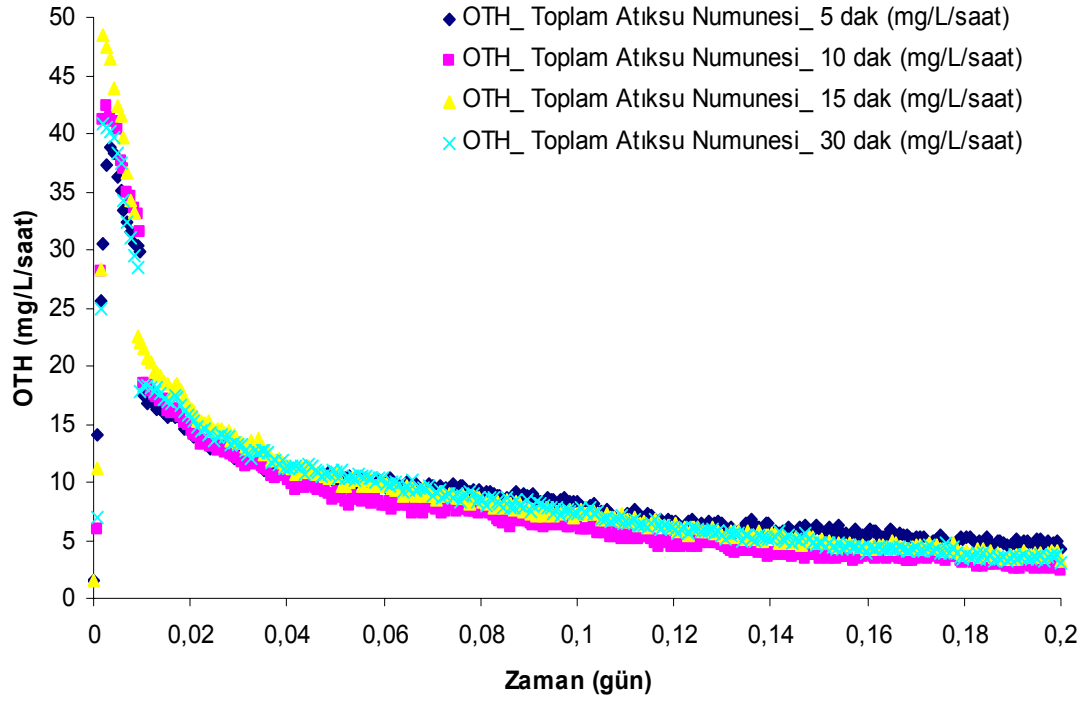
Südleder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı'ndan alınan ikinci atıksu numunesinde, ozonlama prosesinin KOİ bileşenleri üzerindeki etkilerini belirleyebilmek ve KOİ bileşenleri arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu ortaya koyabilmek için 40 mg/dak olarak tanımlanan optimum ozon akısında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A, B, C ve D numunelerinde yürütülen respirometrik analizlere dair bulgular Şekil 5.17'de derlenmiştir.



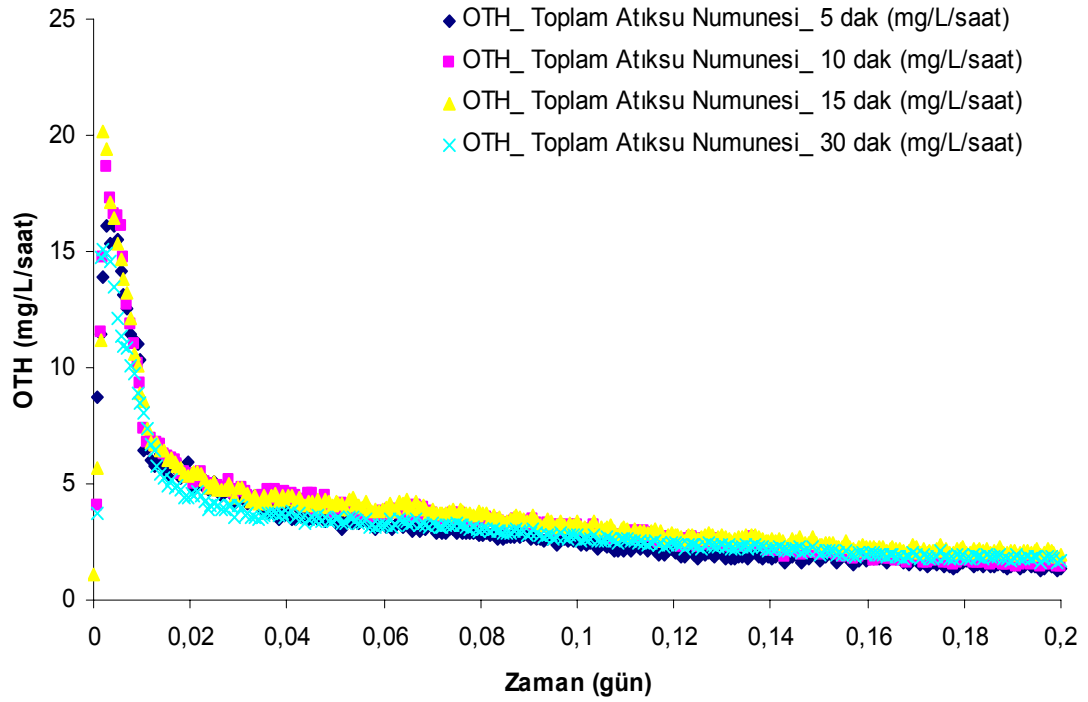
(a) Numune A



(b) Numune B



(c) Numune C



(d) Numune D

Şekil 5.17: Ozonlanmış A, B, C ve D Numunelerine ilişkin OTH Profilleri (Beşinci Atıksu Numunesi)

Ozonlanmış A, B, C ve D numunelerine ilişkin OTH Profilleri aracılığıyla elde edilen sonuçlar, Tablo 5.28’de özetlenmiştir. Söz konusu tabloda derlenen KOİ içeriklerinin – ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının KOİ bileşenleri üzerindeki etkisinin irdelenmesi yönünde – yorumlanması öncesinde, ozonlama prosesi sırasında biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi (çözünmüş inert organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilir forma dönüştürülmesi), solubilizasyon (yavaş ayrışan partiküler KOİ bileşeninin çözünmüş formdaki ayrışabilen KOİ bileşenlerine dönüştürülmesi) ve oksidasyon (kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyon son ürünlerine dönüştürülmesi) mekanizmalarının eşzamanlı olarak gözlemlendiği gerçeği mutlaka göz önünde bulundurulmalıdır. Bu nedenle, deneysel veriler aracılığıyla ozonlanmış numunelere ilişkin KOİ fraksiyonları arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin ne oranda gerçekleştiğini saptamak ve / veya adı geçen mekanizmalardan hangisinin diğerlerine oranla baskın olduğunu ortaya koymak genellikle pek mümkün olamamaktadır.

Ozonlama prosesi sırasında gözlemlenen mekanizmaların KOİ bileşenlerinin dağılımı üzerinde yarattığı etkileri tanımlayan Tablo 5.28’deki veriler, kolay ayrışabilen KOİ bileşeni konsantrasyonunda saptanan salınımları ortaya koymaktadır; bu durum, ozonla kimyasal oksidasyon sırasında eşzamanlı olarak gerçekleşen mekanizmaların varlığını belgelemektedir. Bu bağlamda, kolay ayrışabilen KOİ bileşeni bir yandan oksidasyona uğrayarak tükenmekte; bir yandan da yavaş ayrışan çözünmüş organik madde, yavaş ayrışan partiküler organik madde ve / veya toplam inert organik maddenin kolay ayrışabilen organik maddeye dönüşmesi sonucunda artmaktadır.

Tablo 5.28: Ozonlanmış Numunelere ilişkin KOİ Bileşenleri (Beşinci Atıksu Numunesi)

Numune	Ozon Besleme Süresi (dak)	C _T (mg/L)	C _S (mg/L)	C _I (mg/L)	S _T (mg/L)	S _S (mg/L)	S _H +X _S (mg/L)	C _T Giderimi / Kullanılan O ₃ (mg KOİ/mg O ₃)	C _I Giderimi / Kullanılan O ₃ (mg KOİ/mg O ₃)
A	0	1880	1585	295	1845	620	965	0	0
	5	1735	1440	295	1700	590	850	0.78	0
	10	1690	1395	295	1660	575	820	0.54	0
	15	1640	1350	290	1610	585	765	0.48	0.01
	30	1545	1260	285	1520	510	750	0.41	0.01
B	0	1275	955	320	1250	0	955	0	0
	5	950	675	275	930	195	480	3.07	0.42
	10	920	655	265	900	185	470	1.76	0.27
	15	890	640	250	875	180	460	1.34	0.24
	30	825	595	230	815	150	445	0.97	0.19
C	0	820	480	340	805	0	480	0	0
	5	625	335	290	615	80	255	1.97	0.51
	10	575	305	270	565	90	215	1.36	0.39
	15	545	290	255	535	75	215	1.10	0.34
	30	490	280	210	485	65	215	0.80	0.31
D	0	365	10	355	355	0	10	0	0
	5	275	30	245	270	0	30	0.94	1.15
	10	265	35	230	260	0	35	0.60	0.75
	15	250	30	220	250	0	30	0.50	0.58
	30	230	25	205	230	0	25	0.34	0.38

Tablo 5.28'deki bulgulardan da görülebileceği gibi deneysel çalışmaya konu edilen deri endüstrisi atıksuyu numunesine dair KOİ içeriği, sadece biyolojik arıtmanın uygulanması durumunda deşarj standartlarında tanımlanan değerin altına çekilememektedir; bu yüzden 250 mg/L'lik deşarj standardının sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin eklenmesinin gereksinim duyulmaktadır. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi, biyorekalsitrant özellik gösteren veya hücrenin içindeki enzimler tarafından bütünüyle biyolojik olarak ayrıştırılamayan organik maddelerin başlangıça oranla daha küçük ve biyolojik olarak daha kolay ayrışabilir ara ürünlere dönüştürülmesinin hedeflendiği biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle ön ozonlama prosesini simgelemektedir. Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi'nde yürütülen – OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, ham atıksu numunesinde gerçekleştirilen ozonlama prosesinin biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş inert organik madde üzerinde herhangi bir etki göstermediğini ortaya koymuştur. Bu bağlamda, A Numunesi için uygulanan ozonlama prosesinin biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmediği ve ön ozonlama prosesinin incelenen atıksu örneği için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı sonucuna varılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B ve C numuneleri, atıksuda bulunan kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyona uğramasına ve dolayısıyla da ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddelerle tepkimeye girmesine izin verilmemesinin yanısıra yavaş ayrışan çözünmüş organik maddelerin ve / veya çözünmüş inert organik maddelerin biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirerek söz konusu organik maddelerin kolay ayrışabilen organik maddelere dönüştürülmesinin hedeflendiği biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle ara ozonlama prosesini simgelemektedir. Birinci biyolojik arıtma adımında biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin giderildiği, ara ozonlama prosesi olarak uygulanan kimyasal arıtma fazında ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin biyolojik olarak ayrışabilirliğinin iyileştirildiği biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan söz konusu kombine arıtma düzeninde; 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi

simgelemekte olan B Numunesi'nde en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon oranı, atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrışan çözünmüş organik madde içeriğinin yarılandığı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte olan C Numunesi'nde ise en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranı elde edilmiştir. Bu bağlamda, biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan kombine arıtma düzeninde “kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeninin yarı yarıya giderildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak'lık optimum ozon akısında ve 30 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin – 250 mg/L'lik deşarj standardının sağlanabilmesi aşamasında – uygun olan tek arıtma biçimi olduğu sonucuna varılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış D Numunesi, biyolojik arıtmadan sonra bir son arıtma adımı olarak ilave KOİ gideriminin hedeflendiği biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını; bir başka deyişle son ozonlama prosesini simgelemektedir. Geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını temsil etmekte olan D Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonu sonucunda – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ bileşeni içeren bir atıksu numunesi üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişilmiştir. Böylece son ozonlama prosesi aracılığıyla ozonun çözünmüş inert KOİ bileşenini giderme konusunda daha amaca yönelik ve daha etkin bir şekilde kullanımı sağlanmıştır. Tablo 5.28'deki veriler uyarınca; D Numunesi'nde uygulanan 5 dakikalık ozonlama prosesi, son ozonlama prosesine ilişkin tüm ozon besleme süreleri içerisinde en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesine olanak tanımıştır. Bu bağlamda, biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasında “kolay ayrışabilen KOİ ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşenlerinin tümüyle giderildiği, bir başka deyişle geriye sadece çözünmüş inert KOİ bileşeninin kaldığı ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak'lık optimum ozon akısında ve 15 dakikalık ozon

besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi” şeklindeki son ozonlama prosesinin – 250 mg/L’lik deşarj standardının sağlanabilmesi aşamasında – en uygun arıtma biçemi olduğu sonucuna varılmıştır.

Doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde; havalandırma havuzu karışım sıvısı, atıksudan kaynaklanan ve biyokimyasal tepkimelerden etkilenmeden sistemden ayrılan çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni ile mikrobiyal metabolik aktivite sonucunda üretilen çözünmüş inert mikrobiyal ürünleri (S_P) kapsamaktadır. Biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan kombine arıtma düzeninde uygulanacak olan ikinci biyolojik arıtma adımı sonucunda, toplam çözünmüş kalıcı KOİ (S_R) konsantrasyonunun çözünmüş inert organik madde bileşeni ile çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) 0.097’ye karşılık gelen çözünmüş inert mikrobiyal ürünler bileşenini içereceği kabulü yapılmıştır. Bu abartılı yaklaşımın uyarlanması durumunda bile, hem biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını temsil eden ara ozonlama prosesi (biyolojik arıtma + ozonlama + biyolojik arıtma) sonunda; hem de biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen son ozonlama prosesi (biyolojik arıtma + ozonlama) sonunda 250 mg/L’lik deşarj standardının sağlanabildiği gözlemlenmiştir.

Süddeder Firması Atıksu Arıtma Tesisi Çıkışı’ndan alınan ikinci atıksu numunesi üzerinde yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneylerinde; kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}), yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) ve yavaş ayrışan partiküler KOİ (X_{S0}) bileşenlerinin toplam KOİ (C_{T0}) içerisindeki oranlarının sırasıyla % 33, % 49 ve % 2 olduğu belirlenmiştir. Partiküler inert organik madde (X_I) konsantrasyonunun toplam organik madde (C_{T0}) konsantrasyonu içerisindeki oranı % 0 olarak gözlemlenirken, çözünmüş inert organik madde (S_I) konsantrasyonunun toplam organik madde (C_{T0}) konsantrasyonu içerisindeki payı ise % 16 olarak bulunmuştur. Biyolojik arıtmadan değişime uğramadan ayrılan atıksudaki çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşenine mikrobiyal metabolik aktivitenin sonucunda üretilen ve çözünmüş metabolik ürünlere ait dönüşüm oranı (Y_{SP}) 0.097’ye karşılık gelen çözünmüş inert mikrobiyal ürünler (S_P) bileşeninin eklenmemesi durumunda bile, doğru bir biçimde tasarlanan ve işletilmekte olan bir biyolojik arıtma tesisinde çözünmüş inert KOİ (S_I) konsantrasyonunun 295 mg/L olarak belirlendiği dikkate

alındığında 250 mg/L’lik deşarj standardının sağlanamayacağı sonucuna ulaşılmıştır. Bu durum, 250 mg/L’lik deşarj standardının sağlanabilmesi için biyolojik arıtmaya bir ileri oksidasyon prosesinin entegrasyonu uygulamasının gerekliliğini ortaya koymuştur.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış A Numunesi’nde yürütülen – OTH Profilleri’nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, ön ozonlama prosesinin toplam KOİ (C_{T0}) ve çözünmüş inert organik madde (S_I) giderimleri açısından etkili olmadığını göstermiştir. Biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen ön ozonlama prosesinde; biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş inert organik madde (S_I) üzerinde herhangi bir etki gözlemlenmezken, ozonlama prosesinin – atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeler (C_{S0}) üzerinde etkili olarak – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalıştığı saptanmıştır. Bu bağlamda, ham atıksu numunesindeki ozonlama prosesi uygulamasının – ozonun adı geçen arıtma biçemi çerçevesinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına bağlı olarak – biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmede ve incelenen atıksu örneği için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı sonucuna ulaşılmıştır.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış B ve C numunelerinde yürütülen – OTH Profilleri’nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, “kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) bileşeninin yarı yarıya giderildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 30 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin – 250 mg/L’lik deşarj standardının sağlanabilmesi aşamasında – uygun olan tek arıtma biçemi olduğunu ortaya koymuştur. Birinci biyolojik arıtma adımında biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin giderildiği, ara ozonlama prosesi olarak uygulanan kimyasal arıtma fazında ise – ikinci biyolojik arıtma adımı için – kalıntı organik maddelerin biyolojik olarak ayrışabilirliğinin iyileştirildiği biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan söz konusu kombine arıtma düzeninde; 5 dakikalık ozon besleme süresi sonunda kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen numuneyi simgelemekte olan B

Numunesi'nde en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon oranı, atıksuyun başlangıçtaki yavaş ayrıışan çözünmüş organik madde (S_{H0}) içeriğinin yarılacağı zaman dilimine denk düşen numuneyi ifade etmekte olan C Numunesi'nde ise en yüksek toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranı elde edilmiştir.

Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış D Numunesi'nde yürütülen – OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı – respirometrik ölçümler, son ozonlama prosesinde – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeni içeren bir atıksu numunesi üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişildiğini gözler önüne sermiştir. Biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen son ozonlama prosesinde; 5 dakikalık ozonlama prosesi uygulaması, son ozonlama prosesine ilişkin tüm ozon besleme süreleri içerisinde en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesiyle sonuçlanmıştır. Bu bağlamda, geriye sadece çözünmüş inert KOİ (S_I) bileşeninin kaldığı biyolojik arıtmanın son adımını temsil etmekte olan D Numunesi'nin ozonla kimyasal oksidasyonunda “kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) ve yavaş ayrıışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) bileşenlerinin tümüyle giderildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak'lık optimum ozon akısında ve 15 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi” şeklindeki son ozonlama prosesinin en uygun arıtma biçemi olduğu sonucuna varılmıştır.

Biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulaması ile biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının hangisinin en uygun çözüm olduğunun belirlenmesi aşamasında, adı geçen her iki arıtma biçeminin de 250 mg/L'lik deşarj standardını sağlayabildiği gözlemlenmiştir. Son ozonlama prosesi, en yüksek toplam inert KOİ (C_I) giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesine olanak tanımıştır; en yüksek toplam KOİ (C_T) giderimi / kullanılan ozon oranlarına ise ara ozonlama prosesi aracılığıyla erişilmiştir. “Kolay ayrışabilen KOİ (S_{S0}) bileşeninin tümüyle ve yavaş ayrıışan çözünmüş KOİ (S_{H0}) bileşeninin yarı yarıya giderildiği ana kadar biyolojik arıtma adımının uygulanması + 30 dakikalık

öktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 30 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütölmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin pratiğe dökölmesi noktasında, aralarında teknik (arıtma verimi; tesisin basitliği, esnekliği, güvenilirliği) ve ekonomik (yatırım ve işletme maliyetleri, kimyasal madde ve enerji tüketimi, çamurun uzaklaştırılması, bakım maliyetleri vb.) etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır.

çöktürme işleminin ardından üst fazın toplanması + 40 mg/dak’lık optimum ozon akısında ve 30 dakikalık ozon besleme süresinde ozonlama prosesinin yürütülmesi + ikinci biyolojik arıtma adımının uygulanması” şeklindeki ara ozonlama prosesinin pratiğe dökülmesi noktasında, aralarında teknik (arıtma verimi; tesisin basitliği, esnekliği, güvenilirliği) ve ekonomik (yatırım ve işletme maliyetleri, kimyasal madde ve enerji tüketimi, çamurun uzaklaştırılması, bakım maliyetleri vb.) etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır.

5.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

5.2.1 Birinci Çamur Numunesi

5.2.1.1 Çamur Karakterizasyonu

Deneysel çalışmalar için kullanılacak olan çamur numunesinin belirlenmesinin ardından numune alma işlemi uygulanmış ve söz konusu çamur numunesi üzerinde çamur karakterizasyonu çalışması yürütülmüştür. Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan ilk atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen çamur karakterizasyonu uygulamasına dair sonuçlar, Tablo 5.29’da gösterilmiştir.

Tablo 5.29: Çamur Karakterizasyonu (Birinci Çamur Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	6.91
Toplam KOİ	mg/L	3070
Çözünmüş KOİ	mg/L	20
TKM	mg/L	3256
TUKM	mg/L	2316
AKM	mg/L	2600
Toplam Çözünmüş Fosfor (S-P)	mg/L	2.5
Ortofosfat (PO_4^{3-} -P)	mg/L	2.3
Toplam Çözünmüş Azot (S-N)	mg/L	5.2
Amonyak Azotu (NH_3 -N)	mg/L	0.8
Nitrat Azotu (NO_3^- -N)	mg/L	2.0
Nitrit Azotu (NO_2^- -N)	mg/L	0.085

Tablo 5.29'daki veriler, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinin 3070 mg/L'lik toplam KOİ içeriğine, ihmal edilebilecek seviyede (< 0.01'lik) çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranı ile 0.71'lik TUKM / TKM oranına sahip olduğunu gözler önüne sermiştir. Oldukça düşük azot ve fosfor konsantrasyonları da, atık aktif çamur numunesinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır.

5.2.1.2 Ozonlama Deneyleri

Ozona dayalı kısmi oksidasyon aracılığıyla uygulanan ve çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmeyi amaçlayan çamur dezentegrasyonu çalışmalarında günümüze değin elde edilen deneysel bulgular, ozon dozunun ya da ozon besleme süresinin arttırılması sonucunda solubilize olmuş organik maddelerin oksidasyonu nedeniyle mineralizasyon mekanizmasının baskın hale geldiğini; bir başka deyişle – biyolojik ayrışma öncesinde mineralizasyona yönelik olarak uygulanması durumunda – ozona dayalı kimyasal oksidasyonun biyolojik ayrışma ile rekabet edici şekilde çalıştığını ortaya koymaktadır. Bu bağlamda, çamurda bulunan biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddenin oksidasyon yoluyla giderilmesinden sakınmak ve organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon (= suda çözünemeyen makromoleküllerin daha küçük ve suda çözünebilen parçacıklara bölünmesi) mekanizmasını baskın tutarak çamurun biyolojik ayrışabilirliğini iyileştirmek; dolayısıyla da kısmi oksidasyona dayalı ozonlama prosesinin ardışık biyolojik ayrışma adımı için bir ön-oksidasyon basamağı olarak işletilmesini sağlamak amacıyla – literatürde tanımlanan değerlere oranla çok daha düşük spesifik ozon dozları (4~11 mg O₃/g AKM) uygulanarak – 37.5 mg O₃/dak değerindeki sabit ozon akısında ozonlama deneyleri gerçekleştirilmiştir. Tablo 5.30'da derlenen deneysel sonuçlar, kullanılan ozon miktarının ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmediğini göstermiştir.

Tablo 5.30: Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Gaz Konsantrasyonu (mg O ₃ /L)	Gaz Debisi (L/saat)	Ozon Akısı (mg O ₃ /dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Ozon Dozu (mg O ₃ /g TKM)	Ozon Dozu (mg O ₃ /g AKM)	Kullanılan Ozon Miktarı (%)
5	450	37.5	2	2.9	3.6	100
5	450	37.5	3	4.3	5.4	100
5	450	37.5	5	7.2	9.0	100
5	450	37.5	6	8.6	10.8	100

Çamurun Dezentegrasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyonu, mineralizasyonu ve dezentegrasyonu üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla ölçülen çözünmüş KOİ ve toplam KOİ parametrelerine dair veriler Tablo 5.31’de özetlenmiştir. Seçilen ozon akısında ozon besleme süresinin artırılması, toplam KOİ konsantrasyonunun azalması; çözünmüş KOİ konsantrasyonunun ise yükselmesiyle sonuçlanmıştır.

Tablo 5.31: Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	3070	20
2	3010	45
3	2920	80
5	2800	110
6	2660	185

Çözünmüş KOİ konsantrasyonu aracılığıyla ifade edilen solubilizasyon, toplam KOİ konsantrasyonu aracılığıyla tanımlanan ve dezentegrasyon ile solubilizasyon arasındaki farktan kaynaklanan mineralizasyon değerleri Tablo 5.32’de gösterilmiştir.

Tablo 5.32: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Mineralizasyon (%)	Solubilizasyon (%)	Dezentegrasyon (%)
0	0	0.7	0.7
2	2.0	1.5	3.5
3	4.9	2.7	7.6
5	8.8	3.9	12.7
6	13.4	7.0	20.4

Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya artırılması, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan atık aktif çamur numunesine ilişkin KOİ giderme verimini % 2.0’den % 13.4’e; başlangıçta % 0.7 olan solubilizasyon içeriğini ise % 1.5’ten % 7.0’a yükseltmiştir. Bununla birlikte söz konusu numuneyle ilişkin dezentegrasyon

değerleri irdelendiğinde, altı dakikalık ozon besleme süresi sonucunda % 20.4'lük çamur dezentegrasyonuna ulaşıldığı gözlemlenmiştir.

Katı Madde Türleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun katı madde türleri üzerindeki etkilerinin irdelenmesi amacıyla ölçülen toplam katı madde (TKM) ve askıda katı madde (AKM) parametrelerine dair veriler Tablo 5.33'te özetlenmiştir. Tablodaki bulgulardan da anlaşılacağı üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak TKM ve AKM konsantrasyonları giderek azalmıştır. Tablodaki veriler, AKM gideriminin % 13.1-29.6 aralığında yer aldığını ortaya koymuştur; buna karşın TKM parametresi için benzer giderim oranlarına ulaşılamamıştır. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkartılması durumunda, TKM giderme verimi % 2.1'den sadece % 12.8'e artmıştır; bu durum, askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini gözler önüne sermiştir.

Tablo 5.33: Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	TKM (mg/L)	TKM Giderimi (%)	AKM (mg/L)	AKM Giderimi (%)
0	3256	0	2600	0
2	3189	2.1	2260	13.1
3	3117	4.3	2255	13.3
5	2957	9.2	2070	20.4
6	2840	12.8	1830	29.6

Çamur Bileşenleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyonu ve mineralizasyonu ile çökelemeyen katı madde parametresi üzerindeki etkilerinin belirlenmesi aracılığıyla tayin edilen çamur bileşenleri konsantrasyon bazında Tablo 5.34'te, yüzde bazında ise Şekil A.1'de derlenmiştir. Şekil A.1'den de anlaşılacağı üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çökelemeyen katı madde,

mineralizasyon ve solubilizasyon yüzdeleri de artış göstermiştir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkartılması durumunda; çökelemeyen katı madde, mineralizasyon ve solubilizasyon yüzdeleri sırasıyla % 2.2'den % 6.8'e, % 2.0'dan %13.4'e ve % 1.5'ten % 7.0'a yükselmiştir.

Tablo 5.34: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çökelemeyen Katı Madde (mg/L)
0	3070	20	0
2	3010	45	50
3	2920	80	55
5	2800	110	90
6	2660	185	125

Çamurun Çökelebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun çökelebilirliğine ve çamur hacim indeksine etkilerinin incelenmesi amacıyla ölçülen 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacmi ve Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ) parametrelerine dair veriler Tablo 5.35'te özetlenmiştir. 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacminin azalmasına bağlı olarak ham çamur numunesinde 269 mL/g olan ÇHİ, iki dakikalık ozonlama prosesi sonucunda 166 mL/g'a gerilemiştir; ÇHİ en düşük değerine beş dakikalık ozon besleme süresinde ulaşmış ve ozon besleme süresinin altı dakikaya arttırılması sonucunda ÇHİ 140 mL/g'dan 148 mL/g'a yükselmiştir.

Tablo 5.35: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelme Karakteristiklerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	30 dak sonrasında Çökelen Çamur Hacmi (mL)	ÇH30 (%)	ÇHİ (mL/g)
0	700	70.0	269
2	375	37.5	166
3	345	34.5	153
5	290	29.0	140
6	270	27.0	148

Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen ozonlama deneylerinde elde edilen zamana karşı çökelen çamur hacminin ölçümleri Tablo 5.36'da gösterilmiştir. Tablodaki veriler, ozonlama deneyleri sonucunda çamurun çökebilirliğinde belirgin bir iyileşmenin yaşandığını ortaya koymuştur. Şekil A.2'den de görülebileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çökelen çamur hacimleri giderek azalmıştır.

Tablo 5.36: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Çökelen Çamur Hacmi (mL)										
Çökelme Süresi (dak) →	0	5	10	15	30	45	60	90	120	180
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓										
0	1000	920	850	800	700	620	550	470	420	345
2	1000	640	520	440	375	330	300	270	250	220
3	1000	610	490	400	345	305	275	250	230	210
5	1000	520	370	330	290	260	245	230	215	195
6	1000	480	350	310	270	250	235	220	195	175

Çamurun Filtre Edilebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun filtre edilebilirliğine etkilerinin ortaya konması amacıyla ölçülen zamana karşı filtre edilen çamur hacimleri Tablo 5.37'de özetlenmiştir. Şekil A.3'ten de anlaşılabileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çamurun filtre edilebilirliğinde belirgin bir iyileşme sağlanmış ve filtre edilen hacim başına gereksinim duyulan filtrasyon süresi kısalmıştır.

Tablo 5.37: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Filtrasyon Süresi (sn)					
Filtre Edilen Hacim (mL) →	0	100	200	300	400
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓					
0	0	20	85	225	470
2	0	14	57	165	360
3	0	14	50	145	335
5	0	12	43	135	310
6	0	11	39	130	300

Çamurun Solubilizasyon Karakteristikleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözülmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam azot, amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu ve organik azot parametrelerine dair veriler Tablo 5.38’de özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çözülmüş azot konsantrasyonları da artış göstermiştir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkartılması durumunda; başlangıçta 5.2 ve 2.3 mg/L olarak ölçülen toplam çözülmüş azot konsantrasyonu ile – azot türleri arasında başlıca bileşen olan – çözülmüş organik azot konsantrasyonu sırasıyla 7.4 mg/L’den 21.7 mg/L’ye ve 2.6 mg/L’den 12.3 mg/L’ye yükselmiştir.

Tablo 5.38: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözülmüş Azot Türlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	S-Org-N (mg/L)
0	5.2	0.8	2.0	0.085	2.3
2	7.4	1.4	3.2	0.177	2.6
3	11.5	2.7	4.2	0.331	4.3
4	14.8	3.3	3.7	1.232	6.6
6	21.7	4.0	4.0	1.440	12.3

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözünmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam fosfor, ortofosfat ve organik fosfor parametrelerine dair veriler Tablo 5.39’da özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çözünmüş fosfor konsantrasyonları da artış göstermiştir. Ozon besleme süresinin 2 dakikadan 6 dakikaya çıkartılması durumunda; başlangıçta 2.5 ve 2.3 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş fosfor konsantrasyonu ile – fosfor türleri arasında başlıca bileşen olan – ortofosfat konsantrasyonu sırasıyla 5.3 mg/L’den 6.3 mg/L’ye ve 5.0 mg/L’den 4.8 mg/L’ye yükselmiştir.

Tablo 5.39: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-P (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	S-Org-P (mg/L)
0	2.5	2.3	0.2
2	5.3	5.0	0.3
3	5.7	5.1	0.6
4	5.8	4.9	0.9
6	6.3	4.8	1.5

5.2.1.3 Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri

Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinde paralel olarak işletilen aerobik biyolojik ayrışma reaktörleri aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması hedeflenmiştir. Bu hedef doğrultusunda, ozonlanmamış ham çamur numunesi ile farklı ozon besleme sürelerine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunelerine aerobik biyolojik ayrışma prosesi uygulanmıştır. pH ve sıcaklık değişiminin – kontrol amaçlı olarak gün bazında – izlenmesinin yanısıra ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla toplam KOİ ve TKM deneyleri de yürütülmüştür.

Aerobik Biyolojik Ayırışma Sırasında pH Değişimi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında pH değişimi izlenmiştir. Aerobik biyolojik ayırışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen pH değerlerinin ortalaması Tablo 5.40'ta derlenmiştir. Biyoreaktörlere ilişkin pH değerleri, ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiş; buna karşın aerobik biyolojik ayırışmanın ilk günündeki artışın ardından aerobik biyolojik ayırışma sürecinin bitimine doğru azalma eğilimine girmiştir.

Tablo 5.40: Aerobik Biyolojik Ayırışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri
(Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	pH				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	6.91	6.82	6.78	6.74	6.71
1	7.72	7.60	7.63	7.44	7.47
2	7.31	7.26	7.21	7.20	7.26
3	6.65	6.77	6.67	6.68	6.72
4	6.14	6.21	6.14	6.15	6.18
5	5.84	5.93	5.93	5.89	5.95
6	5.69	5.82	5.79	5.80	5.82
7	5.56	5.72	5.68	5.73	5.71

Aerobik Biyolojik Ayırışma Sırasında Sıcaklık Değişimi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayırışma deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında sıcaklık değişimi izlenmiştir. Aerobik biyolojik ayırışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen sıcaklık değerlerinin ortalaması Tablo 5.41'de derlenmiştir. Biyoreaktörlere ilişkin sıcaklık değerlerinin çok büyük bir çoğunluğu 19.0-21.0°C aralığında yer almıştır.

Tablo 5.41: Aerobik Biyolojik Ayrıştırma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri
(Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Sıcaklık (°C)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	17.1	17.4	17.4	17.6	17.5
1	20.1	20.2	20.9	20.4	21.1
2	19.7	19.7	20.1	19.6	19.4
3	19.6	19.3	19.2	19.1	19.2
4	19.9	19.3	19.5	19.3	19.6
5	19.8	19.2	19.5	19.6	19.5
6	19.7	19.2	19.2	19.1	19.3
7	19.3	19.0	18.8	18.5	19.1

Aerobik Biyolojik Ayrıştırma Sırasında TKM ve TUKM Değişimi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TKM deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrıştırma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.42’de derlenmiştir. Şekil A.4’ten de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrıştırma süresi sonunda; başlangıçta 3256 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2760 mg/L’ye, başlangıçta 3189 mg/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2600 mg/L’ye, başlangıçta 3117 mg/L olan üç dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2486 mg/L’ye, başlangıçta 2957 mg/L olan beş dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2296 mg/L’ye, başlangıçta 2840 mg/L olan altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu ise 2160 mg/L’ye düşmüştür.

Tablo 5.42: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	3256	3189	3117	2957	2840
1	3028	2928	2838	2662	2518
2	2945	2821	2715	2521	2375
3	2893	2747	2633	2437	2297
4	2848	2692	2572	2372	2232
5	2813	2647	2533	2337	2197
6	2785	2621	2501	2315	2175
7	2760	2600	2486	2296	2160

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TKM giderimi “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.43’te derlenmiştir.

Tablo 5.43: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	0	0	0	0	0
1	228	261	279	295	322
2	311	368	402	436	465
3	363	442	484	520	543
4	408	497	545	585	608
5	443	542	584	620	643
6	471	568	616	642	665
7	496	589	631	661	680

Şekil A.5'ten de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 496 mg/L olarak ölçülmüştür. İki, üç, beş ve altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde ise sırasıyla 589, 631, 661 ve 680 mg/L'lik kümülatif Δ TKM konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TKM giderimi “ Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.44'te derlenmiştir. Şekil A.6'dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 228 mg/L olan Δ TKM konsantrasyonu yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 25 mg/L olarak ölçülmüştür. İki, üç, beş ve altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde ise birinci günde sırasıyla 261, 279, 295 ve 322 mg/L olan Δ TKM konsantrasyonu yedinci günün bitiminde 21, 15, 19 ve 15 mg/L'ye gerilemiştir.

Tablo 5.44: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili
(Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
1	228	261	279	295	322
2	83	107	123	141	143
3	52	74	82	84	78
4	45	55	61	65	65
5	35	45	39	35	35
6	28	26	32	22	22
7	25	21	15	19	15
Toplam	496	589	631	661	680

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif TKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.45’te derlenmiştir. Şekil A.7’den de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TKM yüzdeleri ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde hem de farklı sürelerde ozonlanmış çamur numunelerinde ortalama % 45 büyüklüğünde kümülatif Δ TKM değeri gözlemlenirken, bu değer beşinci günün bitiminde % 90’lar düzeyine erişmiştir.

Tablo 5.45: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (%)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
1	46	44	44	45	47
2	63	62	64	66	68
3	73	75	77	79	80
4	82	84	86	89	89
5	89	92	93	94	95
6	95	96	98	97	98
7	100	100	100	100	100

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TUKM deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TUKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.46’da derlenmiştir. Şekil A.8’den de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 2316 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 1905 mg/L’ye, başlangıçta 2264 mg/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TUKM

konsantrasyonu 1781 mg/L'ye, başlangıçta 2210 mg/L olan üç dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 1701 mg/L'ye, başlangıçta 2124 mg/L olan beş dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 1545 mg/L'ye, başlangıçta 2022 mg/L olan altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu ise 1435 mg/L'ye düşmüştür.

Tablo 5.46: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	2316	2264	2210	2124	2022
1	2143	2037	1953	1847	1733
2	2078	1942	1872	1728	1612
3	2025	1895	1811	1665	1545
4	1985	1851	1765	1601	1501
5	1955	1811	1731	1571	1465
6	1930	1790	1716	1560	1446
7	1905	1781	1701	1545	1435

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TUKM giderimi “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.47’de derlenmiştir. Şekil A.9’den de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TUKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 411 mg/L olarak ölçülmüştür. İki, üç, beş ve altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde ise sırasıyla 483, 509, 579 ve 587 mg/L’lik kümülatif Δ TUKM konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Tablo 5.47: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili
(Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	0	0	0	0	0
1	173	227	257	277	289
2	238	322	338	396	410
3	291	369	399	459	477
4	331	413	445	523	521
5	361	453	479	553	557
6	386	474	494	564	576
7	411	483	509	579	587

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TUKM giderimi “ Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.48’de derlenmiştir.

Tablo 5.48: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili
(Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TUKM (mg/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
1	173	227	257	277	289
2	65	95	81	119	121
3	53	47	61	63	67
4	40	44	46	64	44
5	30	40	34	30	36
6	25	21	15	11	19
7	25	9	15	15	11
Toplam	411	483	509	579	587

Şekil A.10'dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 173 mg/L olan Δ TUKM konsantrasyonu yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 25 mg/L olarak ölçülmüştür. İki, üç, beş ve altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde ise birinci günde sırasıyla 227, 257, 277 ve 289 mg/L olan Δ TUKM konsantrasyonu yedinci günün bitiminde 9, 15, 15 ve 11 mg/L'ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif TUKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.49'da derlenmiştir. Şekil A.11'den de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TUKM yüzdeleri ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde hem de farklı sürelerde ozonlanmış çamur numunelerinde – kümülatif Δ TKM parametresine benzer şekilde – ortalama % 45 büyüklüğünde kümülatif Δ TUKM değeri gözlemlenirken, bu değer beşinci günün bitiminde % 90'lar düzeyine erişmiştir.

Tablo 5.49: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (%)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
1	42	47	50	48	49
2	58	67	66	68	70
3	71	76	78	79	81
4	81	86	87	90	89
5	88	94	94	96	95
6	94	98	97	97	98
7	100	100	100	100	100

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde ölçülen TUKM konsantrasyonu aynı biyoreaktörde belirlenen TKM konsantrasyonuna bölünmüş ve “TUKM / TKM” oranı adı altında hesaplanan değerler yüzde bazında Tablo 5.50’de derlenmiştir. Yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranları ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiş ve biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranlarının tamamı % 66-72 aralığında yer almıştır.

Tablo 5.50: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM / TKM Oranı (%)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	71	71	71	72	71
1	71	70	69	69	69
2	71	69	69	69	68
3	70	69	69	68	67
4	70	69	69	67	67
5	69	68	68	67	67
6	69	68	69	67	66
7	69	69	68	67	66

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Değişimi

Ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde toplam KOİ deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen toplam KOİ konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.51’de derlenmiştir. Şekil A.12’den de anlaşılabileceği üzere yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 3.07 g/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2.54 g/L’ye, başlangıçta 3.01 g/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine

ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2.39 g/L'ye, başlangıçta 2.92 g/L olan üç dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2.27 g/L'ye, başlangıçta 2.80 g/L olan beş dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2.11 g/L'ye, başlangıçta 2.66 g/L olan altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu ise 1.96 g/L'ye düşmüştür.

Tablo 5.51: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (Birinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Toplam KOİ (g/L)				
	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
0	3.07	3.01	2.92	2.80	2.66
1	2.85	2.70	2.60	2.45	2.30
2	2.80	2.65	2.50	2.40	2.20
3	2.75	2.60	2.45	2.30	2.15
4	2.70	2.55	2.40	2.25	2.10
5	2.65	2.50	2.35	2.20	2.05
6	2.60	2.45	2.30	2.15	2.00
7	2.54	2.39	2.27	2.11	1.96

Paralel olarak işletilen aerobik biyolojik ayrışma reaktörleri aracılığıyla ozonlama prosesinin ve artan ozon besleme süresinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanmasını hedefleyen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin birinci adımında elde edilen veriler Tablo 5.52 ve Tablo 5.53'te özetlenmiştir. Tablo 5.52'den de anlaşılabileceği üzere – yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda – iki, üç, beş ve altı dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesi için birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonu [Δ TKM (mg/L/dak)] sırasıyla 46.5, 45.0, 33.0 ve 30.7 mg/L/dak olarak ölçülmüştür. Yedi günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin bitiminde, birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonunun yanısıra birim ozon besleme süresinde giderilen TUKM ve KOİ parametrelerinde de en yüksek değerlere iki dakika süreyle ozonlanmış çamur numunesinde erişilmiştir.

Tablo 5.52: Aerobik Biyolojik Ayrışmaya ilişkin Özet Veriler
(Birinci Çamur Numunesi)

Parametre	Biyoreaktör (0 dak)	Biyoreaktör (2 dak)	Biyoreaktör (3 dak)	Biyoreaktör (5 dak)	Biyoreaktör (6 dak)
TKM _{ilk} (mg/L)	3256	3189	3117	2957	2840
TKM _{son} (mg/L)	2760	2600	2486	2296	2160
Δ TKM (mg/L)	496	589	631	661	680
Δ TKM _{bağıl} (mg/L)	0	93	135	165	184
Δ TKM (mg/L/dak)	---	46.5	45.0	33.0	30.7
TKM Giderimi (%)	15.2	18.5	20.2	22.4	23.9
TKM Giderimi _{bağıl} (%)	15.2	20.1	23.6	29.5	33.7
TUKM _{ilk} (mg/L)	2316	2264	2210	2124	2022
TUKM _{son} (mg/L)	1905	1781	1701	1545	1435
Δ TUKM (mg/L)	411	483	509	579	587
Δ TUKM _{bağıl} (mg/L)	0	72	98	168	176
Δ TUKM (mg/L/dak)	---	36.0	32.7	33.6	29.3
TUKM Giderimi (%)	17.7	21.3	23.0	27.3	29.0
TUKM Giderimi _{bağıl} (%)	17.7	23.1	26.6	33.3	38.0
Toplam KOİ _{ilk} (mg/L)	3070	3010	2920	2800	2660
Toplam KOİ _{son} (mg/L)	2540	2390	2265	2105	1955
Δ Toplam KOİ (mg/L)	530	620	655	695	705
Δ Toplam KOİ _{bağıl} (mg/L)	0	90	125	165	175
Δ Toplam KOİ (mg/L/dak)	---	45.0	41.7	33.0	29.2
Toplam KOİ Giderimi (%)	17.3	20.6	22.4	24.8	26.5
Toplam KOİ Giderimi _{bağıl} (%)	17.3	22.1	26.2	31.4	36.3

Birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonu, hem ozonlama prosesine dair birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonunu hem de aerobik biyolojik ayrışmaya dair birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonunu içermektedir. Örneğin iki dakika süreyle ozonlanmış çamur numunesi için hesaplanan *giderilen TKM konsantrasyonu*, aerobik biyolojik ayrışmaya dair birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonunun yanısıra aynı zamanda ozonlama prosesine dair birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonu olan 33.5 mg/L/dak'lık sabit değeri de bünyesinde barındırmaktadır. Tablo 5.53'ten de gözlemlenebileceği üzere sadece ozonlama prosesine dair birim ozon besleme süresinde giderilen TKM konsantrasyonu ozon besleme süresi arttıkça artış göstermektedir ve her bir ozon besleme süresi için aerobik biyolojik ayrışma süresinden bağımsızdır. Bu değerlendirmenin ışığı altında, aerobik biyolojik ayrışmaya dair birim ozon besleme süresinde giderilen en yüksek TKM konsantrasyonuna beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonrasında iki dakika boyunca ozonlanmış

Tablo 5.53: Birim Ozon Besleme Süresinde TKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi)

Aerobik Biyo. Ayr. (gün)	Ozon Besleme Süresi (dak)	TKM (mg/L)	Giderilen TKM Konsantrasyonu (mg/L)			Birim Ozon Besleme Süresinde Giderilen TKM Konsantrasyonu (mg/L/dak)		
			Ozonlama Prosesi + Aerobik Biyo. Ayr.	Aerobik Biyo. Ayr.	Ozonlama Prosesi	Ozonlama Prosesi + Aerobik Biyo. Ayr.	Aerobik Biyo. Ayr.	Ozonlama Prosesi
0	0	3256	---	---	---	---	---	---
	2	3189	---	---	---	---	---	---
	3	3117	---	---	---	---	---	---
	5	2957	---	---	---	---	---	---
	6	2840	---	---	---	---	---	---
1	0	3028	228	228	0	0	0	0
	2	2928	328	261	67	50.0	16.5	33.5
	3	2838	418	279	139	63.3	17.0	46.3
	5	2662	594	295	299	73.2	13.4	59.8
	6	2518	738	322	416	85.0	15.7	69.3
2	0	2945	311	311	0	0	0	0
	2	2821	435	368	67	62.0	28.5	33.5
	3	2715	541	402	139	76.7	30.3	46.3
	5	2521	735	436	299	84.8	25.0	59.8
	6	2375	881	465	416	95.0	25.7	69.3
3	0	2893	363	363	0	0	0	0
	2	2747	509	442	67	73.0	39.5	33.5
	3	2633	623	484	139	86.7	40.3	46.3
	5	2437	819	520	299	91.2	31.4	59.8
	6	2297	959	543	416	99.3	30.0	69.3

Tablo 5.53: Birim Ozon Besleme Süresinde TKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi) (devam)

Aerobik Biyo. Ayr. (gün)	Ozon Besleme Süresi (dak)	TKM (mg/L)	Giderilen TKM Konsantrasyonu (mg/L)			Birim Ozon Besleme Süresinde Giderilen TKM Konsantrasyonu (mg/L/dak)		
			Ozonlama Prosesi +	Aerobik	Ozonlama	Ozonlama Prosesi +	Aerobik	Ozonlama
			Aerobik Biyo. Ayr.	Biyo. Ayr.	Prosesi	Aerobik Biyo. Ayr.	Biyo. Ayr.	Prosesi
4	0	2848	408	408	0	0	0	0
	2	2692	564	497	67	78.0	44.5	33.5
	3	2572	684	545	139	92.0	45.7	46.3
	5	2372	884	585	299	95.2	35.4	59.8
	6	2232	1024	608	416	102.7	33.3	69.3
5	0	2813	443	443	0	0	0	0
	2	2647	609	542	67	83.0	49.5	33.5
	3	2533	723	584	139	93.3	47.0	46.3
	5	2337	919	620	299	95.2	35.4	59.8
	6	2197	1059	643	416	102.7	33.3	69.3
6	0	2785	471	471	0	0	0	0
	2	2621	635	568	67	82.0	48.5	33.5
	3	2501	755	616	139	94.7	48.3	46.3
	5	2315	941	642	299	94.0	34.2	59.8
	6	2175	1081	665	416	101.7	32.3	69.3
7	0	2760	496	496	0	0	0	0
	2	2600	656	589	67	80.0	46.5	33.5
	3	2486	770	631	139	91.3	45.0	46.3
	5	2296	960	661	299	92.8	33.0	59.8
	6	2160	1096	680	416	100.0	30.7	69.3

çamur numunesinde ulaşılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında gözlemlenen toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak çamur numunesinin biyolojik ayrışabilirliği açısından – ikinci adıma ışık tutacak olan – optimum ozon besleme süresi iki dakika, optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi ise beş gün olarak belirlenmiştir.

5.2.2 İkinci Çamur Numunesi

5.2.2.1 Çamur Karakterizasyonu

Birinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülecek aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında, toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının gözlemlenmesini ve üçüncü adıma ışık tutacak optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin belirlenmesini hedefleyen ikinci adım öncesinde ilk işlem olarak yeniden numune alınmıştır. Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan ikinci atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen çamur karakterizasyonu uygulamasına dair sonuçlar, Tablo 5.54'te gösterilmiştir.

Tablo 5.54: Çamur Karakterizasyonu (İkinci Çamur Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	7.27
Toplam KOİ	mg/L	3280
Çözünmüş KOİ	mg/L	30
TKM	mg/L	3388
TUKM	mg/L	2457
AKM	mg/L	2720
Toplam Çözünmüş Fosfor (S-P)	mg/L	9.2
Ortofosfat ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)	mg/L	8.5
Toplam Çözünmüş Azot (S-N)	mg/L	4.5
Amonyak Azotu ($\text{NH}_3\text{-N}$)	mg/L	1.6
Nitrat Azotu ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)	mg/L	1.7
Nitrit Azotu ($\text{NO}_2^-\text{-N}$)	mg/L	0.068

Tablo 5.54'teki veriler, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinin 3280 mg/L'lik toplam KOİ içeriğine, ihmal edilebilecek seviyede (< 0.01'lik) çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranı ile 0.73'lük TUKM / TKM oranına sahip olduğunu gözler önüne sermiştir. Oldukça düşük azot ve fosfor konsantrasyonları da, atık aktif çamur numunesinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır.

5.2.2.2 Ozonlama Deneyleri

İkinci adımda, ilk aşamada ham çamur numunesinin; ikinci aşamada ise *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesi ile *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinin ozonlama deneyleri yürütülmüştür. Tablo 5.55'te derlenen deneysel sonuçlar, 37.5 mg O₃/dak değerindeki ozon akısında ve iki dakikalık ozon besleme süresinde gerçekleştirilen ozonlama deneyleri sırasında, kullanılan ozon miktarının üzerinde ozonlama prosesi uygulanan numunenin niteliğinden etkilenmediğini ve sisteme beslenen ozonun tümüyle tüketildiğini ortaya koymuştur.

Tablo 5.55: Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (İkinci Çamur Numunesi)

Numune	Ozon Gaz Konsantrasyonu (mg O ₃ /L)	Gaz Debisi (L/saat)	Ozon Akısı (mg O ₃ /dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Ozon Dozu (mg O ₃ /g TKM)	Kullanılan Ozon Miktarı (%)
*	5	450	37.5	2	2.8	100
**	5	450	37.5	2	3.2	100
***	5	450	37.5	2	3.4	100

* ham çamur numunesi

** *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesi

*** *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesi

Çamurun Dezentegrasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyonu, mineralizasyonu ve dezentegrasyonu üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla ölçülen çözünmüş KOİ ve toplam KOİ parametrelerine dair veriler Tablo 5.56'da özetlenmiştir. Seçilen ozon akısında iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, toplam KOİ konsantrasyonunun azalması; çözünmüş KOİ konsantrasyonunun ise artmasıyla sonuçlanmıştır.

Tablo 5.56: Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	3280	30
2	3219	55

Çözünmüş KOİ konsantrasyonu aracılığıyla ifade edilen solubilizasyon, toplam KOİ konsantrasyonu aracılığıyla tanımlanan ve dezentegrasyon ile solubilizasyon arasındaki farktan kaynaklanan mineralizasyon değerleri Tablo 5.57’de gösterilmiştir. İki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan atık aktif çamur numunesinde % 1.9’luk KOİ giderme verimi elde edilmesini sağlamıştır. Ozonlama prosesi sayesinde başlangıçta % 0.9 olan solubilizasyon içeriği ise % 1.7’ye yükselmiştir. Bununla birlikte söz konusu numuneye ilişkin dezentegrasyon değerleri irdelendiğinde, iki dakikalık ozon besleme süresi sonucunda % 3.6’lık çamur dezentegrasyonuna ulaşıldığı gözlemlenmiştir.

Tablo 5.57: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Mineralizasyon (%)	Solubilizasyon (%)	Dezentegrasyon (%)
0	0	0.9	0.9
2	1.9	1.7	3.6

Katı Madde Türleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun katı madde türleri üzerindeki etkilerinin irdelenmesi amacıyla ölçülen toplam katı madde (TKM) ve askıda katı madde (AKM) parametrelerine dair veriler Tablo 5.58’de özetlenmiştir. Tablodaki bulgulardan da anlaşılacağı üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde gerçekleştirilen iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması TKM ve AKM konsantrasyonlarının azalmasına yol açmıştır. Tablodaki veriler, iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda AKM gideriminin % 13.8 oranında gerçekleştiğini ortaya koymuştur; buna karşın TKM parametresi için giderim verimi, % 2.0 ile sınırlı kalmıştır. AKM ve TKM gideriminde gözlemlenen bu farklılık,

askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini gözler önüne sermiştir.

Tablo 5.58: Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	TKM (mg/L)	TKM Giderimi (%)	AKM (mg/L)	AKM Giderimi (%)
0	3388	0	2720	0
2	3321	2.0	2345	13.8

Çamur Bileşenleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyonu ve mineralizasyonu ile çökelemeyen katı madde parametresi üzerindeki etkilerinin belirlenmesi aracılığıyla tayin edilen çamur bileşenleri konsantrasyon bazında Tablo 5.59’da, yüzde bazında ise Şekil B.1’de derlenmiştir. Şekil B.1’den de anlaşılabileceği üzere iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çökelemeyen katı madde, mineralizasyon ve solubilizasyon yüzdeleri sırasıyla % 1.9, % 1.9 ve % 1.7 olarak gerçekleşmiştir.

Tablo 5.59: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çökelemeyen Katı Madde (mg/L)
0	3280	30	0
2	3219	55	45

Çamurun Çökelebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun çökelebilirliğine ve çamur hacim indeksine etkilerinin incelenmesi amacıyla ölçülen 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacmi ve Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ) parametrelerine dair veriler Tablo 5.60’ta özetlenmiştir. 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacminin azalmasına bağı olarak ham çamur numunesinde 244 mL/g olan ÇHİ, iki dakikalık ozonlama süreci sonucunda 145 mL/g’a gerilemiştir.

Tablo 5.60: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelme Karakteristiklerinin Değişimi
(İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	30 dak sonrasında Çökelen Çamur Hacmi (mL)	ÇH30 (%)	ÇHİ (mL/g)
0	665	66.5	244
2	340	34.0	145

Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen ozonlama deneylerinde elde edilen zamana karşı çökelen çamur hacminin ölçümleri Tablo 5.61'de gösterilmiştir. Tablodaki veriler, ozonlama deneyleri sonucunda çamurun çökebilirliğinde belirgin bir iyileşmenin yaşandığını ortaya koymuştur. Şekil B.2'den de görülebileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çökelen çamur hacimleri giderek azalmıştır.

Tablo 5.61: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi
(İkinci Çamur Numunesi)

Çökelen Çamur Hacmi (mL)										
Çökelme Süresi (dak) →										
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓	0	5	10	15	30	45	60	90	120	180
0	1000	890	825	770	665	580	510	425	370	310
2	1000	610	485	405	340	290	260	230	215	200

Çamurun Filtre Edilebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun filtre edilebilirliğine etkilerinin ortaya konması amacıyla ölçülen zamana karşı filtre edilen çamur hacimleri Tablo 5.62'de özetlenmiştir. Şekil B.3'ten de anlaşılabileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çamurun filtre edilebilirliğinde belirgin bir iyileşme sağlanmış ve filtre edilen hacim başına gereksinim duyulan filtrasyon süresi kısalmıştır.

Tablo 5.62: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

Filtrasyon Süresi (sn)					
Filtre Edilen Hacim (mL) →	0	100	200	300	400
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓					
0	0	18	80	210	420
2	0	13	50	145	310

Çamurun Solubilizasyon Karakteristikleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözünmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam azot, amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu ve organik azot parametrelerine dair veriler Tablo 5.63'te özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş azot konsantrasyonları artış göstermiştir; başlangıçta 4.5 ve 1.7 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş azot konsantrasyonu ile – azot türleri arasında başlıca bileşen olan – nitrat azotu konsantrasyonu iki dakikalık ozon beslemesi sonrasında sırasıyla 6.8 ve 2.9 mg/L'ye yükselmiştir.

Tablo 5.63: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Azot Türlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	S-Org-N (mg/L)
0	4.5	1.6	1.7	0.068	1.1
2	6.8	2.3	2.9	0.118	1.5

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözünmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam fosfor, ortofosfat ve organik fosfor parametrelerine dair veriler Tablo 5.64'te özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş fosfor konsantrasyonları artış göstermiştir; başlangıçta 9.2 ve 8.5 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş fosfor konsantrasyonu ile – fosfor türleri arasında başlıca bileşen olan – ortofosfat konsantrasyonu iki dakikalık ozon beslemesi sonrasında sırasıyla 11.9 ve 11.2 mg/L'ye yükselmiştir.

Tablo 5.64: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-P (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	S-Org-P (mg/L)
0	9.2	8.5	0.7
2	11.9	11.2	0.7

5.2.2.3 Aerobik Biyolojik Ayırışabilirlik Deneyleri

İki aşamada gerçekleştirilen ikinci adımda, birinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca aerobik biyolojik ayırışabilirlik deneyleri yürütülmüş; toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının gözlemlenmesi ve üçüncü adıma ışık tutacak optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin belirlenmesi hedeflenmiştir. Bu bağlamda, ikinci adıma ilişkin aerobik biyolojik ayırışabilirlik deneylerinin birinci aşamasında ozonlanmamış ham çamur numunesi ile iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine; ikinci aşamasında ise ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesi ile ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesine aerobik biyolojik ayrışma prosesi uygulanmıştır. pH ve sıcaklık değişiminin – kontrol amaçlı olarak gün bazında – izlenmesinin yanısıra ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayırışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla toplam KOİ ve TKM deneyleri de yürütülmüştür. Çalışmanın bu bölümünde, yukarıda sözü edilen numuneler üzerinde – iki aşamalı olarak – gerçekleştirilen aerobik biyolojik ayırışabilirlik deneylerinden türetilen veriler karşılaştırmalı olarak verilmiş ve özetlenmiştir.

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında pH Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayırışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayırışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında pH değişimi izlenmiştir. Birinci adımda saptanan beş günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen pH değerlerinin ortalaması Tablo 5.65'te derlenmiştir. Ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin pH değerleri sabit bir

seyir izlerken; iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesi, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi* ve ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin pH değerleri ise aerobik biyolojik ayrışmanın ilk günündeki artışın ardından aerobik biyolojik ayrışma sürecinin bitimine doğru azalma eğilimine girmiştir.

Tablo 5.65: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	pH			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
0	7.27	6.73	6.55	5.80
1	7.36	6.85	6.67	6.05
2	7.52	6.49	6.36	5.82
3	7.46	6.27	5.98	5.68
4	7.33	6.06	5.89	5.59
5	7.13	5.94	5.85	5.52
*	ham numune	***	aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi	
**	ozonlama prosesi	****	ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi	

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Sıcaklık Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında sıcaklık değişimi izlenmiştir. Birinci adımda saptanan beş günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen sıcaklık değerlerinin ortalaması Tablo 5.66'da derlenmiştir. Biyoreaktörlere ilişkin sıcaklık değerlerinin çok büyük bir çoğunluğu 19.0-21.0°C aralığında yer almıştır.

Tablo 5.66: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Sıcaklık (°C)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
0	18.3	19.0	19.7	19.5
1	19.1	19.1	19.2	19.4
2	20.4	20.1	19.7	19.8
3	19.7	19.6	20.0	20.2
4	19.5	19.6	20.0	20.1
5	19.8	19.6	19.7	19.8

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM ve TUKM Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TKM deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.67’de derlenmiştir.

Tablo 5.67: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TKM (mg/L)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
0	3388	3321	2842	2657
1	3140	3036	2680	2469
2	3050	2919	2620	2391
3	2996	2833	2578	2341
4	2946	2774	2546	2299
5	2909	2727	2523	2269

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.4'ten de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 3388 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2909 mg/L'ye, başlangıçta 3321 mg/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2727 mg/L'ye, başlangıçta 2842 mg/L olan ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 2523 mg/L'ye, başlangıçta 2657 mg/L olan ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu ise 2269 mg/L'ye düşmüştür.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TKM giderimi “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.68’de derlenmiştir.

Tablo 5.68: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (mg/L)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
0	0	0	0	0
1	248	285	162	188
2	338	402	222	266
3	392	488	264	316
4	442	547	296	358
5	479	594	319	388

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.5'ten de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 479 mg/L, iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 594 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 319 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma*

prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur numunesinde ise 388 mg/L olarak ölçülmüştür.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TKM giderimi “ Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.69’da derlenmiştir. Şekil B.6’dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 248 mg/L olan Δ TKM konsantrasyonu beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 37 mg/L olarak ölçülmüştür. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında Δ TKM konsantrasyonu iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 285 mg/L’den 47 mg/L’ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 162 mg/L’den 23 mg/L’ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise 188 mg/L’den 30 mg/L’ye gerilemiştir.

Tablo 5.69: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TKM (mg/L)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
1	248	285	162	188
2	90	117	60	78
3	54	86	42	50
4	50	59	32	42
5	37	47	23	30
Toplam	479	594	319	388

* ham numune

*** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

** ozonlama prosesi

**** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında

hesaplanan kümülatif TKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.70’te derlenmiştir. Şekil B.7’den de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TKM yüzdeleri ozonlama prosesinden etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde, hem iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde, hem ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde, hem de ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ortalama % 50 büyüklüğünde kümülatif Δ TKM değeri gözlemlenmiştir; bu değer, sözü edilen dört numunede de ikinci günden beşinci güne kadar ortalama % 10’luk dilimler halinde artış göstermiştir.

Tablo 5.70: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (%)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
1	52	48	51	48
2	71	68	70	69
3	82	82	83	81
4	92	92	93	92
5	100	100	100	100

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TUKM deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TUKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.71’de derlenmiştir. Şekil B.8’den de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 2457 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 2053 mg/L’ye, başlangıçta 2398 mg/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu ise 1898 mg/L’ye, başlangıçta 1992 mg/L olan ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma*

prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 1734 mg/L'ye, başlangıçta 1839 mg/L olan *ozonlanmış aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu ise 1541 mg/L'ye düşmüştür.

Tablo 5.71: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM (mg/L)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
0	2457	2398	1992	1839
1	2251	2164	1865	1705
2	2176	2060	1814	1638
3	2128	1985	1780	1599
4	2084	1935	1752	1565
5	2053	1898	1734	1541

* ham numune

*** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

** ozonlama prosesi

**** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TUKM giderimi “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.72’de derlenmiştir. Şekil B.9’den de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TUKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 404 mg/L, iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 500 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 258 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise 298 mg/L olarak ölçülmüştür.

Tablo 5.72: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (mg/L)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
0	0	0	0	0
1	206	234	127	134
2	281	338	178	201
3	329	413	212	240
4	373	463	240	274
5	404	500	258	298

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TUKM giderimi “ Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.73’te derlenmiştir.

Tablo 5.73: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TUKM (mg/L)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
1	206	234	127	134
2	75	104	51	67
3	48	75	34	39
4	44	50	28	34
5	31	37	18	24
Toplam	404	500	258	298

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.10'dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 206 mg/L olan Δ TUKM konsantrasyonu beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 31 mg/L olarak ölçülmüştür. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında Δ TUKM konsantrasyonu iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 234 mg/L'den 37 mg/L'ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 127 mg/L'den 18 mg/L'ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise 134 mg/L'den 24 mg/L'ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif TUKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.74'te derlenmiştir.

Tablo 5.74: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (%)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
1	51	47	49	45
2	70	68	69	67
3	81	83	82	81
4	92	93	93	92
5	100	100	100	100

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.11'den de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TUKM yüzdeleri ozonlama prosesinden etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde, hem iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde, hem ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde, hem de ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde – kümülatif Δ TKM parametresine benzer şekilde – ortalama % 50 büyüklüğünde kümülatif Δ TUKM

değeri gözlemlenmiştir; bu değer, sözü edilen dört numunede de ikinci günden beşinci güne kadar ortalama % 10'luk dilimler halinde artış göstermiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde ölçülen TUKM konsantrasyonu aynı biyoreaktörde belirlenen TKM konsantrasyonuna bölünmüş ve "TUKM / TKM" oranı adı altında hesaplanan değerler yüzde bazında Tablo 5.75'te derlenmiştir. Beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranları ozonlama prosesinden etkilenmemiş ve biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranlarının tamamı % 68-73 aralığında yer almıştır.

Tablo 5.75: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM / TKM Oranı (%)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
0	73	72	70	69
1	72	71	70	69
2	71	71	69	69
3	71	70	69	68
4	71	70	69	68
5	71	70	69	68
*	ham numune	***	aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi	
**	ozonlama prosesi	****	ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi	

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde toplam KOİ deneyi yapılmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen toplam KOİ konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.76'da derlenmiştir.

Tablo 5.76: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Toplam KOİ (mg/L)			
	Biyoreaktör*	Biyoreaktör**	Biyoreaktör***	Biyoreaktör****
	(0 dak)	(2 dak)	(2 dak)	(2 dak)
0	3280	3219	2684	2513
1	3019	2909	2514	2320
2	2906	2789	2456	2246
3	2853	2701	2414	2197
4	2801	2638	2379	2152
5	2755	2589	2353	2119

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.12’den de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 3280 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2755 mg/L’ye, başlangıçta 3219 mg/L olan iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2589 mg/L’ye, başlangıçta 2684 mg/L olan ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2353 mg/L’ye, başlangıçta 2513 mg/L olan ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 2119 mg/L’ye düşmüştür.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif toplam KOİ giderimi “Kümülatif Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ toplam KOİ değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.77’de derlenmiştir. Şekil B.13’ten de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ toplam KOİ konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 525 mg/L, iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 630 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 331 mg/L, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma*

prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur numunesinde ise 394 mg/L olarak ölçülmüştür.

Tablo 5.77: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ Toplam KOİ (mg/L)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
0	0	0	0	0
1	261	310	170	193
2	374	430	228	267
3	427	518	270	316
4	479	581	305	361
5	525	630	331	394

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük toplam KOİ giderimi “ Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ toplam KOİ değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.78’de derlenmiştir. Şekil B.14’ten de anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 261 mg/L olan Δ toplam KOİ konsantrasyonu beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 46 mg/L olarak ölçülmüştür. Aerobik biyolojik ayrışma sırasında Δ toplam KOİ konsantrasyonu iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde 310 mg/L’den 49 mg/L’ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde 170 mg/L’den 26 mg/L’ye, ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise 193 mg/L’den 33 mg/L’ye gerilemiştir.

Tablo 5.78: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ Toplam KOİ (mg/L)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
1	261	310	170	193
2	113	120	58	74
3	53	88	42	49
4	52	63	35	45
5	46	49	26	33
Toplam	525	630	331	394

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif toplam KOİ giderimi yüzde bazında Tablo 5.79’da derlenmiştir.

Tablo 5.79: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Profili
(İkinci Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ Toplam KOİ (%)			
	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
1	50	49	51	49
2	71	68	69	68
3	81	82	82	80
4	91	92	92	92
5	100	100	100	100

* ham numune *** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi
 ** ozonlama prosesi **** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Şekil B.15’ten de anlaşılabileceği üzere beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ toplam KOİ yüzdeleri ozonlama prosesinden etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur

numunesinde, hem iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde, hem ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde, hem de ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ortalama % 50 büyüklüğünde kümülatif Δ toplam KOİ değeri gözlemlenmiştir; bu değer, sözü edilen dört numunede de ikinci günden beşinci güne kadar ortalama % 10'luk dilimler halinde artış göstermiştir.

Paralel olarak işletilen aerobik biyolojik ayrışma reaktörleri aracılığıyla toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının gözlemlenmesini ve üçüncü adıma ışık tutacak optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin saptanmasını hedefleyen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin ikinci adımında elde edilen veriler Tablo 5.80'de özetlenmiştir.

Tablo 5.80: Aerobik Biyolojik Ayrışmaya ilişkin Özet Veriler
(İkinci Çamur Numunesi)

Parametre	Biyoreaktör* (0 dak)	Biyoreaktör** (2 dak)	Biyoreaktör*** (2 dak)	Biyoreaktör**** (2 dak)
TKM _{ilk} (mg/L)	3388	3321	2842	2657
TKM _{son} (mg/L)	2909	2727	2523	2269
Δ TKM (mg/L)	479	594	319	388
Δ TKM _{bağlı} (mg/L)	0	115	0	69
Δ TKM (mg/L/dak)	---	57.5	---	34.5
TKM Giderimi (%)	14.1	17.9	11.2	14.6
TKM Giderimi _{bağlı} (%)	14.1	19.5	11.2	20.2
TUKM _{ilk} (mg/L)	2457	2398	1992	1839
TUKM _{son} (mg/L)	2053	1898	1734	1541
Δ TUKM (mg/L)	404	500	258	298
Δ TUKM _{bağlı} (mg/L)	0	96	0	40
Δ TUKM (mg/L/dak)	---	48.0	---	20.0
TUKM Giderimi (%)	16.4	20.9	13.0	16.2
TUKM Giderimi _{bağlı} (%)	16.4	22.8	13.0	22.6
Toplam KOİ _{ilk} (mg/L)	3280	3219	2684	2513
Toplam KOİ _{son} (mg/L)	2755	2589	2353	2119
Δ Toplam KOİ (mg/L)	525	630	331	394
Δ Toplam KOİ _{bağlı} (mg/L)	0	105	0	63
Δ Toplam KOİ (mg/L/dak)	---	52.5	---	31.5
Toplam KOİ Giderimi (%)	16.0	19.6	12.3	15.7
Toplam KOİ Giderimi _{bağlı} (%)	16.0	21.1	12.3	21.1

* ham numune

*** aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

** ozonlama prosesi

**** ozonlama prosesi + aerobik biyolojik ayrışma + ozonlama prosesi

Tablo 5.80'den de anlaşılabileceği üzere – ikinci adıma ilişkin aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin ilk aşamasında, beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda – iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesi için birim ozon besleme süresinde giderilen TKM, TUKM ve toplam KOİ konsantrasyonu sırasıyla 57.5, 48.0 ve 52.5 mg/L/dak olarak ölçülmüştür. Ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesi için ise – ikinci adıma ilişkin aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin ikinci ve son aşamasında, beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda – birim ozon besleme süresinde giderilen TKM, TUKM ve toplam KOİ konsantrasyonu sırasıyla 34.5, 20.0 ve 31.5 mg/L/dak olarak gözlemlenmiştir. Beş günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda ozonlanmamış ham çamur numunesinde sırasıyla % 14.1, % 16.4 ve % 16.0 olan TKM, TUKM ve toplam KOİ giderimi iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde % 17.9, % 20.9 ve % 19.6; ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde % 11.2, % 13.0 ve % 12.3; ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise % 14.6, % 16.2 ve % 15.7 olarak hesaplanmıştır. İki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde bağıl olarak sırasıyla % 19.5, % 22.8 ve % 21.1'lik TKM, TUKM ve toplam KOİ giderimine erişilmiştir; ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde ise bağıl olarak sırasıyla % 20.2, % 22.6 ve % 21.1'lik TKM, TUKM ve toplam KOİ giderimine ulaşılmıştır. Elde edilen bu bulgular, ikinci ozonlama prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağladığını ortaya koymuştur. Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında gözlemlenen toplam KOİ ve TKM giderme verimine bağlı olarak çamur numunesinin biyolojik ayrışabilirliği açısından – ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunun TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanmasını ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konmasını hedefleyen üçüncü adıma ışık tutacak – optimum optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi belirlenirken hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde, hem iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde, hem ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur* numunesinde, hem de ozonlanmış *aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ozonlanmış çamur* numunesinde gözlemlenen kümülatif Δ TKM, kümülatif Δ TUKM ve kümülatif Δ

toplam KOİ parametresi dikkate alınmıştır. İkinci günün sonunda – adı geçen dört numunede de – ortalama % 70 büyüklüğünde kümülatif Δ TKM, kümülatif Δ TUKM ve kümülatif Δ toplam KOİ değeri elde edildiğinden; bir başka deyişle beş günlük aerobik biyolojik ayrışma prosesinin ortalama % 70’lik dilimi ilk iki gün içerisinde gerçekleştiğinden dolayı üçüncü adıma ışık tutacak olan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi iki gün olarak saptanmıştır.

5.2.3 Üçüncü Çamur Numunesi

5.2.3.1 Çamur Karakterizasyonu

İkinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülecek ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunun TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanmasını ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konmasını hedefleyen üçüncü adım öncesinde ilk işlem olarak yeniden numune alınmıştır. Innerstetal Atıksu Arıtma Tesisi Son Çöktürme Havuzu Çıkışı’ndan alınan üçüncü atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen çamur karakterizasyonu uygulamasına dair sonuçlar, Tablo 5.81’de gösterilmiştir.

Tablo 5.81: Çamur Karakterizasyonu (Üçüncü Çamur Numunesi)

PARAMETRE	BİRİM	DEĞER
pH	---	6.75
Toplam KOİ	mg/L	3672
Çözünmüş KOİ	mg/L	40
TKM	mg/L	3582
TUKM	mg/L	2644
AKM	mg/L	3085
Toplam Çözünmüş Fosfor (S-P)	mg/L	6.8
Ortofosfat (PO_4^{3-} -P)	mg/L	6.3
Toplam Çözünmüş Azot (S-N)	mg/L	5.8
Amonyak Azotu (NH_3 -N)	mg/L	1.4
Nitrat Azotu (NO_3^- -N)	mg/L	2.2
Nitrit Azotu (NO_2^- -N)	mg/L	0.092

Tablo 5.81'deki veriler, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinin 3672 mg/L'lik toplam KOİ içeriğine, ihmal edilebilecek seviyede (= 0.01'lik) çözünmüş KOİ / toplam KOİ oranı ile 0.74'lük TUKM / TKM oranına sahip olduğunu gözler önüne sermiştir. Oldukça düşük azot ve fosfor konsantrasyonları da, atık aktif çamur numunesinin diğer tipik karakteristikleri arasında yer almaktadır.

5.2.3.2 Ozonlama Deneyleri

Üçüncü adımda ilk aşamada ham çamur numunesinin; ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamalarda ise ozonlama prosesi ve – ikinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yapılan – aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonuna sırasıyla bir, iki, üç ve dört defa tabi tutulmuş çamur numunelerinin ozonlama deneyleri yürütülmüştür. Tablo 5.82'de derlenen deneysel sonuçlar, 37.5 mg O₃/dak değerindeki ozon akısında ve iki dakikalık ozon besleme süresinde gerçekleştirilen ozonlama deneyleri sırasında, kullanılan ozon miktarının üzerinde ozonlama prosesi uygulanan numunenin niteliğinden etkilenmediğini ve sisteme beslenen ozonun tümüyle tüketildiğini ortaya koymuştur.

Tablo 5.82: Ozonlama Deneylerinin Sonuçları (Üçüncü Çamur Numunesi)

Aşama	Ozon Gaz Konsantrasyonu (mg O ₃ /L)	Gaz Debisi (L/saat)	Ozon Akısı (mg O ₃ /dak)	Ozon Besleme Süresi (dak)	Ozon Dozu (mg O ₃ /g TKM)	Kullanılan Ozon Miktarı (%)
1	5	450	37.5	2	2.6	100
2	5	450	37.5	2	3.0	100
3	5	450	37.5	2	3.4	100
4	5	450	37.5	2	3.8	100
5	5	450	37.5	2	4.1	100

Çamurun Dezentegrasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosenin çamurun solubilizasyonu, mineralizasyonu ve dezentegrasyonu üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla ölçülen çözünmüş KOİ ve toplam KOİ parametrelerine dair veriler Tablo 5.83'te özetlenmiştir. Seçilen ozon akısında iki

dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, toplam KOİ konsantrasyonunun azalması; çözünmüş KOİ konsantrasyonunun ise artmasıyla sonuçlanmıştır.

Tablo 5.83: Ozonlama Prosesi Sonunda KOİ Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)
0	3672	40
2	3590	70

Çözünmüş KOİ konsantrasyonu aracılığıyla ifade edilen solubilizasyon, toplam KOİ konsantrasyonu aracılığıyla tanımlanan ve dezentegrasyon ile solubilizasyon arasındaki farktan kaynaklanan mineralizasyon değerleri Tablo 5.84'te gösterilmiştir. İki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması, Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinde % 2.2'lik KOİ giderme verimi elde edilmesini sağlamıştır. Ozonlama prosesi sayesinde başlangıçta % 1.1 olan solubilizasyon içeriği ise % 1.9'a yükselmiştir. Bununla birlikte söz konusu numuneye ilişkin dezentegrasyon değerleri irdelendiğinde, iki dakikalık ozon besleme süresi sonucunda % 4.1'lik çamur dezentegrasyonuna ulaşıldığı gözlemlenmiştir.

Tablo 5.84: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Dezentegrasyonu (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Mineralizasyon (%)	Solubilizasyon (%)	Dezentegrasyon (%)
0	0	1.1	1.1
2	2.2	1.9	4.1

Katı Madde Türleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun katı madde türleri üzerindeki etkilerinin irdelenmesi amacıyla ölçülen toplam katı madde (TKM) ve askıda katı madde (AKM) parametrelerine dair veriler Tablo 5.85'te özetlenmiştir. Tablodaki bulgulardan da anlaşılacağı üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde gerçekleştirilen iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması TKM ve AKM konsantrasyonlarının azalmasına yol açmıştır. Tablodaki veriler, iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda AKM gideriminin % 11.7 oranında

gerçekleştirdiğini ortaya koymuştur; buna karşın TKM parametresi için giderim verimi, % 2.3 ile sınırlı kalmıştır. AKM ve TKM gideriminde gözlemlenen bu farklılık, askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiğini gözler önüne sermiştir.

Tablo 5.85: Ozonlama Prosesi Sonunda Katı Madde Konsantrasyonlarının Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	TKM (mg/L)	TKM Giderimi (%)	AKM (mg/L)	AKM Giderimi (%)
0	3582	0	3085	0
2	3501	2.3	2725	11.7

Çamur Bileşenleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyonu ve mineralizasyonu ile çökelemeyen katı madde parametresi üzerindeki etkilerinin belirlenmesi aracılığıyla tayin edilen çamur bileşenleri konsantrasyon bazında Tablo 5.86’da, yüzde bazında ise Şekil C.1’de derlenmiştir. Şekil C.1’den de anlaşılabileceği üzere iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çökelemeyen katı madde, mineralizasyon ve solubilizasyon yüzdeleri sırasıyla % 2.2, % 2.2 ve % 1.9 olarak gerçekleşmiştir.

Tablo 5.86: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamur Bileşenlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	Toplam KOİ (mg/L)	Çözünmüş KOİ (mg/L)	Çökelemeyen Katı Madde (mg/L)
0	3672	40	0
2	3590	70	60

Çamurun Çökebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun çökebilirliğine ve çamur hacim indeksine etkilerinin incelenmesi amacıyla ölçülen 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacmi ve Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ) parametrelerine dair veriler Tablo 5.87’de özetlenmiştir. 30 dakika sonrasında çökelen çamur hacminin azalmasına bağlı olarak ham çamur numunesinde 229 mL/g olan ÇHİ, iki dakikalık ozonlama süreci sonucunda 134 mL/g’a gerilemiştir.

Tablo 5.87: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelme Karakteristiklerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	30 dak sonrasında Çökelen Çamur Hacmi (mL)	ÇH30 (%)	ÇHİ (mL/g)
0	705	70.5	229
2	365	36.5	134

Son Çöktürme Havuzu Çıkışı'ndan alınan atık aktif çamur numunesinde gerçekleştirilen ozonlama deneylerinde elde edilen zamana karşı çökelen çamur hacminin ölçümleri Tablo 5.88'de gösterilmiştir. Tablodaki veriler, ozonlama deneyleri sonucunda çamurun çökebilirliğinde belirgin bir iyileşmenin yaşandığını ortaya koymuştur. Şekil C.2'den de görülebileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çökelen çamur hacimleri giderek azalmıştır.

Tablo 5.88: Ozonlama Prosesi Sonunda Çökelen Çamur Hacminin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Çökelen Çamur Hacmi (mL)										
Çökelme Süresi (dak) →										
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓	0	5	10	15	30	45	60	90	120	180
0	1000	935	865	810	705	620	550	465	410	340
2	1000	640	515	430	365	315	285	255	235	215

Çamurun Filtre Edilebilirliği Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun filtre edilebilirliğine etkilerinin ortaya konması amacıyla ölçülen zamana karşı filtre edilen çamur hacimleri Tablo 5.89'da özetlenmiştir. Şekil C.3'ten de anlaşılabileceği üzere sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çamurun filtre edilebilirliğinde belirgin bir iyileşme sağlanmış ve filtre edilen hacim başına gereksinim duyulan filtrasyon süresi kısalmıştır.

Tablo 5.89: Ozonlama Prosesi Sonunda Çamurun Filtre Edilebilirliğinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Filtrasyon Süresi (sn)					
Filtre Edilen Hacim (mL) →	0	100	200	300	400
Ozon Besleme Süresi (dak) ↓					
0	0	21	95	235	495
2	0	14	60	170	375

Çamurun Solubilizasyon Karakteristikleri Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözünmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam azot, amonyak azotu, nitrat azotu, nitrit azotu ve organik azot parametrelerine dair veriler Tablo 5.90’da özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş azot konsantrasyonları artış göstermiştir; başlangıçta 5.8 ve 2.2 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş azot konsantrasyonu ile – azot türleri arasında başlıca bileşen olan – nitrat azotu konsantrasyonu iki dakikalık ozon beslemesi sonrasında sırasıyla 8.4 ve 3.6 mg/L’ye yükselmiştir.

Tablo 5.90: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Azot Türlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-N (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	S-Org-N (mg/L)
0	5.8	1.4	2.2	0.092	2.1
2	8.4	2.2	3.6	0.176	2.4

Ozonlama prosesinin çamurun solubilizasyon karakteristiklerine etkilerinin saptanması amacıyla çözünmüş formdaki atık aktif çamur numunesinde ölçülen toplam fosfor, ortofosfat ve organik fosfor parametrelerine dair veriler Tablo 5.91’de özetlenmiştir. Sabit ozon akısında yürütülen ozonlama deneylerinde iki dakikalık ozon besleme süresi uygulaması sonucunda çözünmüş fosfor konsantrasyonları artış göstermiştir; başlangıçta 6.8 ve 6.3 mg/L olarak ölçülen toplam çözünmüş fosfor konsantrasyonu ile – fosfor türleri arasında başlıca bileşen olan – ortofosfat konsantrasyonu iki dakikalık ozon beslemesi sonrasında sırasıyla 10.0 ve 9.5 mg/L’ye yükselmiştir.

Tablo 5.91: Ozonlama Prosesi Sonunda Çözünmüş Fosfor Türlerinin Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

Ozon Besleme Süresi (dak)	S-P (mg/L)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/L)	S-Org-P (mg/L)
0	6.8	6.3	0.5
2	10.0	9.5	0.5

5.2.3.3 Aerobik Biyolojik Ayrışabilirlik Deneyleri

İkinci adımda saptanan optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin üçüncü adımında, ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunun TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanması ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konması hedeflenmiştir. Bu bağlamda, üçüncü adıma ilişkin aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin birinci aşamasında ozonlanmamış ham çamur numunesi ile iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesine aerobik biyolojik ayrışma prosesi uygulanmıştır; ikinci aşamasında ise ozonlanmış çamur numunesi – optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin bitiminde – optimum ozon besleme süresinde yeniden ozonlanmış ve aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuştur. Benzer şekilde üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamalarda da çamur numuneleri üzerinde – optimum aerobik biyolojik ayrışma süresinin bitiminde – optimum ozon besleme süresi boyunca ozonlama ve peşisıra aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri gerçekleştirilmiştir. pH ve sıcaklık değişiminin – kontrol amaçlı olarak gün bazında – izlenmesinin yanısıra ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla da toplam KOİ ve TKM deneyleri de yürütülmüştür. Çalışmanın bu bölümünde, yukarıda sözü edilen numuneler üzerinde – beş aşamalı olarak – gerçekleştirilen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinden türetilen veriler karşılaştırmalı olarak verilmiş ve özetlenmiştir.

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında pH Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında pH değişimi izlenmiştir. İkinci

adımında saptanan iki günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen pH değerlerinin ortalaması Tablo 5.92’de derlenmiştir. Ozonlanmamış ham çamur numunesi ile birinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin pH değerleri sabit bir seyir izlerken, ikinci ve üçüncü aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin pH değerleri ise aerobik biyolojik ayrışma sürecinin bitimine doğru azalmıştır. Dördüncü ve beşinci aşamada ise, ölçülen pH değerlerinde dikkat çekici bir dalgalanma gözlemlenmemiştir.

Tablo 5.92: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen pH Değerleri (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	pH					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	6.75	6.69	6.42	5.89	5.51	5.58
1	6.72	6.78	6.29	5.98	5.68	5.53
2	6.65	6.57	6.01	5.65	5.65	5.59

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Sıcaklık Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde kontrol amaçlı olarak gün bazında sıcaklık değişimi izlenmiştir. İkinci adımda saptanan iki günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen sıcaklık değerlerinin ortalaması Tablo 5.93’te derlenmiştir. Biyoreaktörlere ilişkin sıcaklık değerlerinin çok büyük bir çoğunluğu 19.0-21.0°C aralığında yer almıştır.

Tablo 5.93: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Sıcaklık Değerleri (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Sıcaklık (°C)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	18.7	18.9	19.6	19.9	20.3	19.5
1	19.9	19.8	20.1	19.4	20.1	20.1
2	19.9	19.8	20.6	20.9	19.8	19.5

Aerobik Biyolojik Ayırışma Sırasında TKM ve TUKM Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TKM deneyi yapılmıştır. İkinci adımda saptanan iki günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.94'te derlenmiştir. Şekil C.4'ten de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 3582 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu 3224 mg/L'ye düşmüştür. Başlangıçta sırasıyla 3501, 3016, 2705, 2443 ve 2215 mg/L olarak ölçülen birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin TKM konsantrasyonu ise sırasıyla 3075, 2754, 2491, 2260 ve 2063 mg/L'ye gerilemiştir.

Tablo 5.94: Aerobik Biyolojik Ayırışma Sırasında Ölçülen TKM Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	3582	3501	3016	2705	2443	2215
1	3322	3203	2833	2553	2317	2105
2	3224	3075	2754	2491	2260	2063

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TKM giderimi “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.95'te derlenmiştir. Şekil C.5'ten de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 358 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise sırasıyla 426, 262, 214, 183 ve 152 mg/L'lik kümülatif Δ TKM konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Tablo 5.95: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	0	0	0	0	0	0
1	260	298	183	152	126	110
2	358	426	262	214	183	152

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TKM giderimi “ Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.96’da derlenmiştir.

Tablo 5.96: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	260	298	183	152	126	110
2	98	128	79	62	57	42
Toplam	358	426	262	214	183	152

Şekil C.6’dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 260 mg/L olan Δ TKM konsantrasyonu iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 98 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise birinci günde sırasıyla 298, 183, 152, 126 ve 110 mg/L olan Δ TKM konsantrasyonu ikinci günün bitiminde 128, 79, 62, 57 ve 42 mg/L’ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TKM” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif TKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.97’de derlenmiştir. Şekil C.7’den de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi

sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TKM yüzdeleri uygulanan ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu sayısının arttırılmasından etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde, hem de üzerlerinde ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu uygulaması gerçekleştirilen çamur numunelerinde ortalama % 70 büyüklüğünde kümülatif Δ TKM değeri gözlemlenmiştir.

Tablo 5.97: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TKM (%)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	73	70	70	71	69	72
2	100	100	100	100	100	100

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde TUKM deneyi yapılmıştır. İkinci adımda saptanan iki günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen TUKM konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.98’de derlenmiştir. Şekil C.8’den de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 2644 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu 2352 mg/L’ye düşmüştür. Başlangıçta sırasıyla 2575, 2165, 1897, 1692 ve 1520 mg/L olarak ölçülen birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin TUKM konsantrasyonu ise sırasıyla 2208, 1947, 1728, 1552 ve 1418 mg/L’ye gerilemiştir.

Tablo 5.98: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen TUKM Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	2644	2575	2165	1897	1692	1520
1	2432	2317	2014	1775	1595	1448
2	2352	2208	1947	1728	1552	1418

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif TUKM giderimi “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.99’da derlenmiştir. Şekil C.9’den de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ TUKM konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 292 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise sırasıyla 367, 218, 169, 140 ve 102 mg/L’lik kümülatif Δ TUKM konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Tablo 5.99: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	0	0	0	0	0	0
1	212	258	151	122	97	72
2	292	367	218	169	140	102

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük TUKM giderimi “ Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ TUKM değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.100’de derlenmiştir.

Tablo 5.100: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ TUKM (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	212	258	151	122	97	72
2	80	109	67	47	43	30
Toplam	292	367	218	169	140	102

Şekil C.10'dan da anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 212 mg/L olan Δ TUKM konsantrasyonu iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 80 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise birinci günde sırasıyla 258, 151, 122, 97 ve 72 mg/L olan Δ TUKM konsantrasyonu ikinci günün bitiminde 109, 67, 47, 43 ve 30 mg/L'ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ TUKM” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif TUKM giderimi yüzde bazında Tablo 5.101'de derlenmiştir. Şekil C.11'den de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ TUKM yüzdeleri uygulanan ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu sayısının arttırılmasından etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde, hem de üzerlerinde ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu uygulaması gerçekleştirilen çamur numunelerinde – kümülatif Δ TKM parametresine benzer şekilde – ortalama % 70 büyüklüğünde kümülatif Δ TUKM değeri gözlemlenmiştir.

Tablo 5.101: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ TUKM (%)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	73	70	69	72	69	71
2	100	100	100	100	100	100

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde ölçülen TUKM konsantrasyonu aynı biyoreaktörde belirlenen TKM konsantrasyonuna bölünmüş ve “TUKM / TKM” oranı adı altında hesaplanan değerler yüzde bazında Tablo 5.102'de derlenmiştir. İki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranları ozonlama

prosesinden etkilenmemiş ve biyoreaktörlere ilişkin TUKM / TKM oranlarının tamamı % 69-74 aralığında yer almıştır.

Tablo 5.102: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM / TKM Oranı Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	TUKM / TKM Oranı (%)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	74	74	72	70	69	69
1	73	72	71	70	69	69
2	73	72	71	69	69	69

Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Değişimi

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde toplam KOİ deneyi yapılmıştır. İkinci adımda saptanan iki günlük optimum aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen toplam KOİ konsantrasyonlarının ortalaması Tablo 5.103'te derlenmiştir.

Tablo 5.103: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Ölçülen Toplam KOİ Konsantrasyonları (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Toplam KOİ (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	3672	3590	3055	2726	2450	2224
1	3382	3259	2859	2570	2326	2115
2	3257	3121	2777	2502	2266	2068

Şekil C.12'den de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; başlangıçta 3672 mg/L olan ozonlanmamış ham çamur numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu 3257 mg/L'ye düşmüştür. Başlangıçta sırasıyla 3590, 3055, 2726, 2450 ve 2224 mg/L olarak ölçülen birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesine ilişkin toplam KOİ konsantrasyonu ise sırasıyla 3121, 2777, 2502, 2266 ve 2068 mg/L'ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen kümülatif toplam KOİ giderimi “Kümülatif Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen kümülatif Δ toplam KOİ değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.104’te derlenmiştir. Şekil C.13’ten de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda; kümülatif Δ toplam KOİ konsantrasyonu ozonlanmamış ham çamur numunesinde 415 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise sırasıyla 469, 278, 224, 184 ve 156 mg/L’lik kümülatif Δ toplam KOİ konsantrasyonuna ulaşılmıştır.

Tablo 5.104: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ Toplam KOİ (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
0	0	0	0	0	0	0
1	290	331	196	156	124	109
2	415	469	278	224	184	156

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen günlük toplam KOİ giderimi “ Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanmıştır. Aerobik biyolojik ayrışma süresi boyunca biyoreaktörlerde ölçümü gerçekleştirilen Δ toplam KOİ değerlerinin ortalaması konsantrasyon bazında Tablo 5.105’te derlenmiştir.

Tablo 5.105: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Δ Toplam KOİ (mg/L)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	290	331	196	156	124	109
2	125	138	82	68	60	47
Toplam	415	469	278	224	184	156

Şekil C.14'ten de anlaşılabileceği üzere ozonlanmamış ham çamur numunesinde birinci günde 290 mg/L olan Δ toplam KOİ konsantrasyonu iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresinin son gününde 125 mg/L olarak ölçülmüştür. Birinci, ikinci, üçüncü, dördüncü ve beşinci aşamaya dair *iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur* numunesinde ise birinci günde sırasıyla 331, 196, 156, 124 ve 109 mg/L olan Δ toplam KOİ konsantrasyonu ikinci günün bitiminde 138, 82, 68, 60 ve 47 mg/L'ye gerilemiştir.

Ozonlama prosesinin çamurun biyolojik olarak ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin saptanması amacıyla yürütülen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında her bir biyoreaktörde gözlemlenen ve “Kümülatif Δ Toplam KOİ” parametresi adı altında hesaplanan kümülatif toplam KOİ giderimi yüzde bazında Tablo 5.106'da derlenmiştir. Şekil C.15'ten de anlaşılabileceği üzere iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sırasında, biyoreaktörlere ilişkin kümülatif Δ toplam KOİ yüzdeleri uygulanan ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu sayısının arttırılmasından etkilenmemiştir. Birinci günün sonunda hem ozonlanmamış ham çamur numunesinde hem de üzerlerinde ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonu uygulaması gerçekleştirilen çamur numunelerinde ortalama % 70 büyüklüğünde kümülatif Δ toplam KOİ değeri gözlemlenmiştir.

Tablo 5.106: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Profili (Üçüncü Çamur Numunesi)

Zaman (gün)	Kümülatif Δ Toplam KOİ (%)					
	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
1	70	71	71	70	67	70
2	100	100	100	100	100	100

Paralel olarak işletilen aerobik biyolojik ayrışma reaktörleri aracılığıyla ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunun TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulanmasını ve adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konmasını hedefleyen aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin üçüncü adımında elde edilen veriler Tablo 5.107'de özetlenmiştir.

**Tablo 5.107: Aerobik Biyolojik Ayrışma ilişkin Özet Veriler
(Üçüncü Çamur Numunesi)**

Parametre	Biyoreaktör Ham Numune	Biyoreaktör 1. Aşama	Biyoreaktör 2. Aşama	Biyoreaktör 3. Aşama	Biyoreaktör 4. Aşama	Biyoreaktör 5. Aşama
TKM _{ilk} (mg/L)	3582	3501	3016	2705	2443	2215
TKM _{son} (mg/L)	3224	3075	2754	2491	2260	2063
Δ TKM (mg/L)	358	426	262	214	183	152
Δ TKM _{bağlı} (mg/L)	0	68	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
Δ TKM (mg/L/dak)	---	34.0	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
TKM Giderimi (%)	10.0	12.2	8.7	7.9	7.5	6.9
TKM Giderimi _{bağlı} (%)	10.0	14.2	23.1	30.5	36.9	42.4
TUKM _{ilk} (mg/L)	2644	2575	2165	1897	1692	1520
TUKM _{son} (mg/L)	2352	2208	1947	1728	1552	1418
Δ TUKM (mg/L)	292	367	218	169	140	102
Δ TUKM _{bağlı} (mg/L)	0	75	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
Δ TUKM (mg/L/dak)	---	37.5	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
TUKM Giderimi (%)	11.0	14.3	10.1	8.9	8.3	6.7
TUKM Giderimi _{bağlı} (%)	11.0	16.5	26.4	34.6	41.3	46.4
Toplam KOİ _{ilk} (mg/L)	3672	3590	3055	2726	2450	2224
Toplam KOİ _{son} (mg/L)	3257	3121	2777	2502	2266	2068
Δ Toplam KOİ (mg/L)	415	469	278	224	184	156
Δ Toplam KOİ _{bağlı} (mg/L)	0	54	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
Δ Toplam KOİ (mg/L/dak)	---	27.0	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi	ölçülmedi
Toplam KOİ Giderimi (%)	11.3	13.1	9.1	8.2	7.5	7.0
Toplam KOİ Giderimi _{bağlı} (%)	11.3	15.0	24.4	31.9	38.3	43.7

Tablo 5.107’den de anlaşılabileceği üzere – üçüncü adıma ilişkin aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin ilk aşamasında, iki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda – iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesi için birim ozon besleme süresinde giderilen TKM, TUKM ve toplam KOİ konsantrasyonu sırasıyla 34.0, 37.5 ve 27.0 mg/L/dak olarak ölçülmüştür. İki günlük aerobik biyolojik ayrışma süresi sonunda ozonlanmamış ham çamur numunesinde sırasıyla % 10.0, % 11.0 ve % 11.3 olan TKM, TUKM ve toplam KOİ giderimi iki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde ise % 12.2, % 14.3 ve % 13.1 olarak hesaplanmıştır. İki dakikalık ozon besleme süresine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunesinde bağlı olarak sırasıyla % 14.2, % 16.5 ve % 15.0’lık TKM, TUKM ve toplam KOİ giderimine erişilmiştir. Üçüncü adıma ilişkin aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinin ilerleyen aşamalarında ise TKM ve KOİ giderimleri ikinci aşamada % 8.7 ve % 9.1, üçüncü aşamada % 7.9 ve % 8.2, dördüncü aşamada % 7.5 ve % 7.5, son olarak beşinci aşamada da % 6.9 ve % 7.0 olarak gerçekleşmiştir. Böylelikle üçüncü aerobik biyolojik ayrışma aşamasından itibaren TKM ve KOİ giderimlerinin asimptotik bir davranış sergilediği ve bu

aşamadan sonra uygulanacak ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonlarının ortalama % 7~8 oranında sabit bir TKM ve KOİ giderimi sağlayacağı sonucuna ulaşılmıştır. Beşinci aerobik biyolojik ayrışma aşaması sonunda, başlangıç TKM ve KOİ konsantrasyonları dikkate alındığında toplam giderim TKM parametresi için % 42.4, KOİ parametresi için de % 43.7 olarak belirlenmiştir.

6. SONUÇLAR

6.1 Biyolojik Arıtılabilirlik Bazlı Atıksu Karakterizasyonu Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Bu çalışmada, oksidasyona dayalı kimyasal arıtmanın biyolojik arıtmayı destekleyici olabilmesi için kimyasal oksidasyon prosesinin atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmaları kapsamında uygun bir konumda biyolojik arıtma sistemine dâhil edilmesi; diğer bir deyişle kimyasal ve biyolojik oksidasyon sistemlerinin birbiri ardı sıra uygulanması durumunda ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının saptanması araştırılmıştır. Biyolojik arıtma içinde doğru yerde uygulanmayan kimyasal oksidasyon prosesinin atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeyi giderebildiği ve asıl parçalanarak kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen inert madde üzerinde bir etki göstermeyebildiği göz önünde bulundurularak – ozonun atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeleri gidermesinin engellenmesi ve ozonlama prosesinin biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalışmasının önlenmesi doğrultusunda – biyolojik arıtmaya ozonlama prosesinin entegrasyonu amaçlanmıştır. Bu bağlamda, yürütülen çalışma aracılığıyla atıksu bileşenlerinin giderim mekanizmalarının paralel olarak işletilen kesikli aktif çamur reaktörleri yardımıyla simüle edilmesi; biyolojik arıtma içinde ozonlama prosesi (ara ozonlama prosesi) için respirometrik ölçümlere dayalı bir metodolojinin geliştirilmesi; ozonlama prosesi sırasında gözlemlenen ve eşzamanlı olarak gerçekleşen biyolojik ayrışabilirliğin iyileştirilmesi (çözünmüş inert organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilir forma dönüştürülmesi), solubilizasyon (yavaş ayrışan partiküler KOİ bileşeninin çözünmüş formdaki ayrışabilen KOİ bileşenlerine dönüştürülmesi) ve oksidasyon (kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin oksidasyon son ürünlerine dönüştürülmesi) mekanizmalarının KOİ bileşenlerinin dağılımı üzerinde yarattığı etkilerin ortaya konması; deneysel verilerin ışığında biyolojik arıtma sırasında ozonla kimyasal oksidasyon prosesi için optimum ozonlama noktasının belirlenmesi planlanmıştır.

Biyolojik arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu üzerinde ozonlamanın etkisini irdeleyen bu çalışmada aşağıda sıralanan sonuçlara ulaşılmıştır:

- ✓ Türkiye’de ve Almanya’da gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kapsamında; – literatürdeki verilerin ışığında – yavaş ayrışan çözünmüş KOİ bileşeni konsantrasyonunun toplam çözünmüş KOİ konsantrasyonu içerisindeki payının yüksek olduğu deri endüstrisi atıksuyu, deneysel çalışmalar için kullanılan endüstriyel atıksu kaynağı olarak saptanmıştır.
- ✓ Deri endüstrisi atıksuyu numuneleri üzerinde konvansiyonel karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiş; yürütülen arıtılabilirlik bazlı atıksu karakterizasyonu deneyleri sonucunda numunelere ilişkin KOİ bileşenlerinin dağılımı ortaya konmuştur.
- ✓ Respirometrik analizlerden türetilen OTH ölçüm sonuçları, sadece KOİ bileşenlerinin konsantrasyonlarının saptanmasına yönelik olarak değil; aynı zamanda biyolojik arıtma içinde ozonlama prosesi (ara ozonlama prosesi) için respirometrik ölçümlere dayalı bir metodolojinin geliştirilmesi amacı doğrultusunda kullanılmıştır. Bu bağlamda, kolay ayrışabilen organik madde ve yavaş ayrışan çözünmüş organik madde bileşenlerinin tüketilmesi için gereksinim duyulan zaman dilimleri saptanarak respirometrik ölçümler aracılığıyla ara ozonlama prosesi uygulaması için iki farklı atıksu örneği tanımlanmıştır.
- ✓ Deri endüstrisi atıksuyu örnekleri üzerinde yürütülen ozonlama deneylerinde, biyolojik arıtma öncesinde / içinde / sonrasında (ön / ara / son ozonlama proseslerinde) farklı oksidasyon ürünlerinin oluşumuna bağlı olarak değişik KOİ giderme verimleri elde edilmiştir. Biyolojik olarak arıtılmış atıksu örneklerindeki KOİ giderim hız sabitlerinin, ön ozonlama prosesinde gözlemlenen KOİ giderim hız sabitlerine oranla daha büyük olduğu saptanmıştır; bununla birlikte ozon akısının arttırılmasının – beklenildiği üzere – KOİ giderim hız sabitini iyileştirdiği, ozon besleme süresinin ise KOİ giderim hız sabiti ve kullanılan ozon oranı ile ters orantılı olduğu belirlenmiştir.
- ✓ Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış atıksu örneklerinde respirometrik analizlerin gerçekleştirilmediği ve sadece mg/L cinsinden KOİ giderimine dayalı değerlendirmelerin ışığında biyolojik arıtma öncesinde / içinde

/ sonrasında optimum ozonlama noktasının saptandığı klasik yaklaşım uyarınca; kolay ayrışabilir nitelikli organik maddenin biyolojik arıtmada giderilmesinin ardından ozonlama prosesinin (ara ozonlama prosesinin) uygulanması, kısa süreli ozon besleme süreleri için yüksek KOİ giderimi sağlamasının yanısıra biyolojik ayrışabilirliği iyileştirdiği ve ozonun – adı geçen arıtma biçemi çerçevesinde – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmadığı öngörülerinden hareketle diğer uygulamalar ile karşılaştırıldığında en iyi alternatif olarak belirmiştir.

- ✓ Ozonlama prosesinin KOİ bileşenleri üzerindeki etkilerini belirleyebilmek ve KOİ bileşenleri arasındaki dönüşüm mekanizmalarından hangisinin baskın olduğunu ortaya koyabilmek için ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış atıksu örneklerinde respirometrik analizler de gerçekleştirilmiştir.
- ✓ Ozonla kimyasal oksidasyon prosesi uygulanmış atıksu örneklerinde yürütülen OTH Profilleri'nin elde edilmesine dayalı respirometrik ölçümler,
 - ön ozonlama prosesinin toplam KOİ ve toplam inert organik madde giderimleri açısından etkili olmadığını göstermiştir. Biyolojik oksidasyon öncesinde kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen ön ozonlama prosesinde; biyolojik açıdan daha kolay ayrışabilir niteliğe dönüştürülmesi istenen çözünmüş ve partiküler inert organik madde üzerinde herhangi bir etki gözlemlenmezken, ozonlama prosesinin – atıksudaki biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeler üzerinde etkili olarak – biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde çalıştığı saptanmıştır. Bu bağlamda, ön ozonlama prosesi uygulamasının – ozonun adı geçen arıtma biçemi çerçevesinde biyolojik arıtma ile rekabet edici şekilde kullanılmasına bağlı olarak – biyolojik ayrışabilirliği iyileştirmede ve incelenen deri endüstrisi atıksuyu örnekleri için uygun bir arıtma alternatifi olmadığı sonucuna ulaşılmıştır.
 - biyolojik – kimyasal – biyolojik şeklinde sıralanan ara ozonlama prosesi uygulamasında; en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına kolay ayrışabilen KOİ bileşeninin tümüyle tüketildiği ana karşılık gelen atıksu örneklerinde erişildiğini ortaya koymuştur.

- son ozonlama prosesinde – ozonlama prosesinin daha konsantre çözünmüş inert KOİ bileşeni içeren atıksu örnekleri üzerinde uygulanması gerekçesiyle ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde – en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına erişildiğini gözler önüne sermiştir. Biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasını simgeleyen son ozonlama prosesinde; 5 dakikalık ozonlama prosesi uygulaması, son ozonlama prosesine ilişkin tüm ozon besleme süreleri içerisinde en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon ve toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesiyle sonuçlanmıştır.
- ✓ Biyolojik oksidasyon sırasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulaması ile biyolojik oksidasyon sonrasında kimyasal oksidasyon prosesi uygulamasının hangisinin en uygun çözüm olduğunun belirlenmesi aşamasında, adı geçen her iki arıtma biçiminin de yönetmeliklerde tanımlanan deşarj standartlarını sağlayabildiği gözlemlenmiştir. Ön / ara / son ozonlama prosesleri içerisinde son ozonlama prosesi, en yüksek toplam inert KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarının elde edilmesine olanak tanımıştır; en yüksek toplam KOİ giderimi / kullanılan ozon oranlarına ise ara ozonlama prosesi aracılığıyla erişilmiştir. Ara ozonlama prosesinin pratiğe dökülmesi noktasında, aralarında teknik (arıtma verimi; tesisin basitliği, esnekliği, güvenilirliği) ve ekonomik (yatırım ve işletme maliyetleri, kimyasal madde ve enerji tüketimi, çamurun uzaklaştırılması, bakım maliyetleri vb.) etmenlerin de yer aldığı çok sayıda faktör göz önünde bulundurulmalıdır.

6.2 Atık Aktif Çamur Üzerinde Ozonlamanın Etkisi

Ozonun çamurda bulunan biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddeleri oksidasyon yoluyla gideriminin engellenmesi ve organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon (suda çözünemeyen makromoleküllerin daha küçük ve suda çözünebilen parçacıklara bölünmesi) mekanizmasının baskın tutularak çamurun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirilmesini hedefleyen bu çalışmada, kısmi oksidasyona dayalı ozonlama prosesinin atık aktif çamurun ardışık aerobik biyolojik ayrışma için bir ön-oksidasyon basamağı olarak uygulanabilirliği araştırılmıştır. Bu bağlamda, yürütülen

Çalışma aracılığıyla literatürde tanımlanan değere oranla çok daha düşük spesifik ozon dozları (4~11 mg O₃/g AKM) uygulanarak ve paralel olarak işletilen aerobik biyolojik ayrışma reaktörleri kullanılarak ozonlama prosesinin katı madde türleri üzerindeki etkisinin irdelenmesi; ozonlama prosesi aracılığıyla dezentegrasyon tayininin yapılması; ozonlama prosesinin ardından çamur bileşenlerinin saptanması; ozon besleme süresinin çamurun çökebilirliği ve filtre edilebilirliği üzerindeki etkilerinin incelenmesi; ozon besleme süresinin çamurun solubilizasyon karakteristikleri (özünmüş azot ve fosfor türleri) üzerindeki etkilerinin ortaya konması; aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri sırasında TKM ve KOİ parametrelerinin ölçümü aracılığıyla ozonlama prosesinin biyolojik ayrışabilirlik üzerindeki etkisinin belirlenmesi planlanmıştır.

Atık aktif çamur üzerinde ozonlamanın etkisini irdeleyen bu çalışmada aşağıda sıralanan sonuçlara ulaşılmıştır:

- ✓ Almanya’da gerçekleştirilen deneysel çalışmalar kapsamında; – literatürdeki verilerin ışığında, ozonlama deneyleri ve aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri için karışırma ve havalandırma koşullarında herhangi bir olumsuzluğa yol açmasını önlemek amacıyla – toplam katı madde konsantrasyonu 4000 mg/L civarında olan bir çamur kaynağı saptanmıştır.
- ✓ Atık aktif çamur numuneleri üzerinde çamur karakterizasyonu uygulamaları gerçekleştirilmiştir.
- ✓ Atık aktif çamur numuneleri üzerinde yürütölen ozonlama deneylerinde;
 - kullanılan ozon miktarı, ozon besleme süresinin arttırılmasından etkilenmemiştir.
 - ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak TKM ve AKM konsantrasyonlarının giderek azalmasına karşın, TKM parametresi için AKM giderimine benzer giderim oranlarına ulaşılamaması askıda katı maddelerin dezentegrasyonuna bağlı olarak solubilizasyonun gerçekleştiği şeklinde yorumlanmıştır.
 - Çamurun ökebilirliğinde belirgin bir iyileşme yaşanmış; ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak çamurun filtre edilebilirliğinde belirgin

bir iyileşme sağlanmış ve filtre edilen hacim başına gereksinim duyulan filtrasyon süresi kısalmıştır.

- ozon besleme süresinin arttırılmasına paralel olarak hem çözünmüş azot konsantrasyonları, hem de çözünmüş fosfor konsantrasyonları artış göstermiştir.
- ✓ Farklı ozon besleme sürelerinin çamurun biyolojik ayrışabilirliği üzerindeki etkilerinin belirlenmesi, aerobik biyolojik ayrışma prosesine tabi tutulmuş ham çamur numunesi ile ozonlanmış çamur numunesinin ikinci defa ozonlanması prosesinin ilave bir TKM ve KOİ giderimi sağlayıp sağlamadığının saptanması, ozonlama prosesi ve aerobik biyolojik ayrışma kombinasyonunu TKM ve KOİ gideriminin sabitlendiği noktaya kadar uygulayarak adı geçen kombinasyonun TKM ve KOİ parametreleri üzerindeki sinerjik etkisinin ortaya konması amaçları doğrultusunda – ozonlanmamış ham çamur numunesi ile farklı ozon besleme sürelerine tabi tutulan ozonlanmış çamur numunelerinde – aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneyleri yürütülmüştür.
- ✓ Aerobik biyolojik ayrışabilirlik deneylerinden türetilen veriler, ozonlanmış çamur numunesinde ozonlanmamış ham çamur numunesine oranla daha yüksek bir TKM giderimi sağlandığını ortaya koymuştur. Böylelikle ozona dayalı kimyasal oksidasyonun biyolojik ayrışma ile rekabet edici şekilde çalışmadığı, çamurda bulunan biyolojik olarak ayrışabilir nitelikli organik maddenin oksidasyon yoluyla giderilmesinden sakınıldığı, organik maddenin dekompozisyonu sırasında birinci adımda gözlemlenen solubilizasyon mekanizmasının baskın tutularak çamurun biyolojik ayrışabilirliğinin iyileştirildiği; dolayısıyla da kısmi oksidasyona dayalı ozonlama prosesinin ardışık biyolojik ayrışma adımı için bir ön-oksidasyon basamağı olarak işletilebileceği gözlemlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Adams, C.D., Scanlon, P.A. and Secrist, N.D.**, 1994. Oxidation and biodegradability enhancement of 1,4-dioxane using hydrogen peroxide and ozone, *Environmental Science and Technology*, **28**(11), 1812-1818.
- Adams, C.D., Cozzens, R.A. and Kim, B.J.**, 1997. Effects of ozonation on the biodegradability of substituted phenols, *Water Research*, **31**(10), 2655-2663.
- Ahn, K.H., Park, K.Y., Maeng, S.K., Hwang, J.H., Lee, J.W., Song, K.G. and Choi, S.**, 2002. Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling, *Water Science and Technology*, **46**(10), 71-77.
- Anhang 25 der Rahmen-Abwasser-VwV**, 2002. Lederherstellung, Pelzveredlung, Lederfaserstoffherstellung, Gemeinsames Ministerialblatt, Bundesministerium des Innern (Hrsg.), 07/2002, Berlin, Deutschland (in German).
- Aoki, N. and Kawase, M.**, 1991. Development of high-performance thermophilic two-phase digestion process, *Water Science and Technology*, **23**(7-9), 1147-1156.
- APHA, AWWA and WEF**, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition, *American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation*, Washington, DC, USA.
- Bablon, G., Bellamy, W.D., Billen, G., Bourbigot, M.M., Daniel, B., Erb, F., Gomella, C., Gordon, G., Hartemann, P., Joret, J.C., Knocke, W., Langlais, B., Laplanche, A., Legube, B., Lykins, B., Martin, G., Martin, N., Montiel, A., Morin, M.F., Miltner, R.S., Perrine, D., Prévost, M., Reckhow, D.A., Servais, P., Singer, P.C., Sproul, O.J. and Ventresque, C.**, 1991. Practical application of ozone: Principles and case studies, in *Ozone in Water Treatment: Applications and Engineering*, pp. 133-316, Eds. Langlais, B., Reckhow, D.A. and Brink, D.R., Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA.
- Baier, U. and Schmidheiny, P.**, 1997. Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge, *Water Science and Technology*, **36**(11), 137-143.

- Bailey, P.S.**, 1958. The reactions of ozone with organic compounds, *Chemical Reviews*, **58**, 925-1010.
- Baldes, H.U. and Becker, J.**, 1993. Ozone treatment of textile and dye-house wastes, *Proceedings 11th Ozone World Congress*, San Francisco, CA, USA, August 29-September 3, S10:76-83.
- Barlindhaug, J. and Odegaard, H.**, 1996. Thermal hydrolysis for the production of carbon source for denitrification, *Water Science and Technology*, **34**(1-2), 371-378.
- Bartzatt, R. and Nagel, D.**, 1991. Removal of nitrosamines from wastewater by potassium ferrate oxidation, *Archives of Environmental Health*, **46**(5), 313-315.
- Baxter, R.M. and Sutherland, D.A.**, 1984. Biochemical and photochemical processes in the degradation of polychlorinated biphenyls, *Environmental Science and Technology*, **18**(8), 608-610.
- Beltran, F.J., Garcia-Araya, J.F. and Alvarez, P.M.**, 1999. Integration of continuous biological and chemical (ozone) treatment of domestic wastewater: 2. Ozonation followed by biological oxidation, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **74**(9), 884-890.
- Beschkov, V., Bardarska, G., Gulyas, H. and Sekoulov, I.**, 1997. Degradation of triethylene glycol dimethyl ether by ozonation combined with UV irradiation or hydrogen peroxide addition, *Water Science and Technology*, **36**(2-3), 131-138.
- Boero, V.J., Eckenfelder, W.W.Jr. and Bowers, A.R.**, 1991. Soluble microbial product formation in biological systems, *Water Science and Technology*, **23**(4-6), 1067-1076.
- Böhler, M. and Siegrist, H.**, 2004. Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking, *Water Science and Technology*, **49**(10), 41-49.
- Burghardt, R., Krull, R. and Hempel, D.C.**, 1997. Alkalische Hydrolyse von Klärschlamm am Beispiel der Kläranlage Doirmagen der Bayer AG, *Korrespondenz Abwasser*, **44**(10), 1806-1811 (in German).
- Burghardt, R., Krull, R. and Hempel, D.C.**, 1998. Einsatz thermochemischer Aufschlußverfahren als Teilschritt zur Entsorgung von Klärschlämmen, *Wasser Abwasser Praxis*, **98**(5), 50-54 (in German).
- Burghardt, R.**, 1999. *Alkalische Hydrolyse – Charakterisierung und Anwendung einer Aufschlußmethode für industrielle Belebtschlämme*, Institut für Bioverfahrenstechnik, TU Braunschweig, Deutschland, **8**, 96 pp (in German).

- Calvosa, L., Monteverdi, A., Rindone, B. and Riva, G.,** 1991. Ozone oxidation of compounds resistant to biological degradation, *Water Research*, **25**(8), 985-993.
- Carini, D., Dunn, I.J., von Gunten, U. and Morbidelli, M.,** 1998. Treatment of industrial wastewater using ozonation as pretreatment for a sequencing batch biofilm reactor (SBBR), *Proceedings IOA Regional Conference*, Poitiers, France, September 23-25, 36:1-12.
- Chan, W.F. and Larson, R.A.,** 1991. Formation of mutagens from the aqueous reactions of ozone and anilines, *Water Research*, **25**(12), 1529-1538.
- Cheryan, M.,** 1986. *Ultrafiltration Handbook*, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, USA.
- Chiron, S., Fernandez-Alba, A., Rodriguez, A. and Garcia-Calvo, E.,** 2000. Pesticide chemical oxidation: State of the art, *Water Research*, **34**(2), 366-377.
- Chudoba, J.,** 1983. Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms, *Water Research*, **19**(1), 37-43.
- Chudoba, J.,** 1985. Inhibitory effect of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms on microbial activity and flocculation, *Water Research*, **19**(2), 197-200.
- Collignon, A., Martin, G., Martin, N. and Laplanche, A.,** 1994. Bulking reduced with the use of ozone, *Ozone Science and Engineering*, **16**(5), 385-402.
- Collivignarelli, C., Avezzu, F. and Bertanza, G.,** 1998. Wet oxidation and other oxidation processes in leachate treatment, *International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate*, Cagliari, Italy, December 2-4.
- Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H. and Paul, E.,** 2002. Minimization of sludge production in biological processes: An alternative solution for the problem of sludge disposal, *Water Science and Technology*, **46**(10), 63-70.
- Deutsches Institut für Normung e.V.,** 1997. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, *Deutsches Institut für Normung e.V., VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Deutschland* (in German).
- Diamadopoulos, E., Samaras, P. and Sakellaropoulos, G.P.,** 1992. The effect of activated carbon properties on the adsorption of toxic substances, *Water Science and Technology*, **25**(1), 153-160.

- Djafer, M., Luck, F., Rose, J.P. and Cretenot, D.**, 2000. Transforming sludge into a recyclable and valuable carbon source by wet air oxidation, *Water Science and Technology*, **41**(8), 77-83.
- Dülekürgen, E., Doğruel, S., Karahan, Ö. and Orhon, D.**, 2006. Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability, *Water Research*, **40**(2), 273-282.
- Dünnebeil, A., Elbing, G., Engel, G., Heinzmann, B. and Sieker, C.**, 2002. Thermal and thermal/chemical disintegration of sewage sludge, *Proceedings IWA 3rd World Water Congress*, Melbourne, Australia, April 7-12.
- Eastman, J.E. and Ferguson, J.F.**, 1981. Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion, *Journal of Water Pollution Control Federation*, **53**(3), 352-366.
- Eckenfelder, W.W.**, 1980. Aerobic digestion of organic sludges, *Environmental Technology*, **12**(1), 537-546.
- Ekama, G.A., Dold, P.L. and Marais, G.v.R.**, 1986. Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Water Science and Technology*, **18**(6), 91-114.
- Erdinçler, A. and Vesilind, P.A.**, 2000. Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludges, *Water Science and Technology*, **42**(9), 119-126.
- Esplugas, S. and Ollis, D.F.**, 1993. Sequential chemical and biological treatment of water pollutants: A mathematical model, *6th Mediterranean Congress on Chemical Engineering*, Barcelona, Spain and *Chemical Oxidation for the Nineties: III*, Nashville, TN, USA.
- Farooq, S. and Bari, A.**, 1986. Tertiary treatment with ferrate and ozone, *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, **112**(2), 301-310.
- Fewson, C.A.**, 1988. Biodegradation of xenobiotic and other persistent compounds: the causes of recalcitrance, *Trends in Biotechnology*, **6**(7), 148-153.
- Gaudy, A.F.Jr.**, 1984. *Fundamental Concepts of Autodigestion of Biomass*, Delaware Water Resources Research Center, University of Delaware, Newark, DE, USA.
- Germirli, F., Orhon, D., Artan, N., Ubay, E. and Görgün, E.**, 1993. Effect of 2-stage treatment on the biological treatability of strong industrial-wastes, *Water Science and Technology*, **28**(2), 145-154.

- Gilbert, E.**, 1987. Biodegradability of ozonation products as a function of COD and DOC elimination by example of substituted aromatic substances, *Water Research*, **21**(10), 1273-1278.
- Gulyas, H., von Bismarck, R. and Hemmerling, L.**, 1995. Treatment of industrial wastewaters with ozone / hydrogen peroxide, *Water Science and Technology*, **32**(7), 127-134.
- Gulyas, H.**, 1997. Process for the removal of recalcitrant organics from industrial wastewaters, *Water Science and Technology*, **36**(2-3), 9-16.
- Hasegawa, S., Miura, M. and Katsura, K.**, 1997. Solubilization of organic sewage by thermophilic bacteria, *Journal of Japan Sewage Works Association*, **34**(408), 76-82 (in Japanese).
- Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K. and Akashi, A.**, 2000. Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **41**(3), 163-169.
- Hatziconstantinou, G.J., Yanna-Kopolos, P. and Andreadakis, A.**, 1996. Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal, *Water Science and Technology*, **34**(1-2), 417-423.
- Hausler, R., Desjardins, M.A. and Drouin, D.**, 1995. Utilization of ozone, hydrogen peroxide and their combination in the treatment of leachate, *Proceedings 12th IOA World Congress*, Lille, France, May 15-18, **2**, 477-488.
- Hejzlar, J. and Chudoba, J.**, 1986. Microbial polymers in the aquatic environment – I. Production by activated sludge microorganisms under different conditions, *Water Research*, **20**(10), 1209-1216.
- Henze, M., Grady, C.P.L.Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R. and Matsuo, T.**, 1987. Activated Sludge Model No.1, *IAWPRC Scientific and Technical Report No.1*, IAWPRC, London, England.
- Higgins, G. and Swartzbaugh, J.T.**, 1985. Improved municipal wastewater sludge treatment through enzymatic hydrolysis, *Proceedings 9th Energy from Biomass and Wastes Symposium*, Lake Buena Vista, FL, USA, 791-810.
- Hoigne, J.**, 1988. The chemistry of ozone in water, in *Process Technologies for Water Treatment*, pp. 121-143, Eds. Stucki, S., Plenum Press Corp., New York, NY, USA.
- Holzer, K. and Horak, O.**, 1992. Behandlung von Problemabwässern und Klärschlämmen mit dem LOPROX-Verfahren, *Reprints 2nd GVC-Kongreß Verfahrenstechnik der mechanischen, thermischen, chemischen und biologischen Abwasserbehandlung*, Würzburg, Deutschland, October 19-21, **1**, 177-191 (in German).

- Horan, N.J.**, 1990. *Biological Wastewater Treatment Systems*, John Wiley and Sons, Inc., Chichester, England.
- Hosokawa, J.**, 1976. Studies on colour unit reversion of ozone-bleached KP, *Journal of Japan Wood Research Society*, **22**(6), 683-688.
- Hostachy, J.C., Lachenal, D., Coste, C. and Richard, Y.**, 1993. Ozonation of bleaching effluents in order to reduce AOX, COD, BOD, acute toxicity and chlorophenols derivatives, *Proceedings 11th Ozone World Congress*, San Francisco, CA, USA, August 29-September 3, S10:13-23.
- Huysmans, A., Weemaes, M.P.J., Fonseca, P.A. and Verstraete, W.H.**, 2001. Short communication: Ozonation of activated sludge in the recycle stream, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **76**(3), 321-324.
- ISO 6060**, 1986. Water Quality-Determination of the Chemical Oxygen Demand, *International Organization of Standardization*, Ref. No. ISO 6060-1986, Geneva, Switzerland.
- Japan Sewage Works Association**, 1990. *Statistics of Sewage Works FY1990*, Tokyo, Japan.
- Jochimsen, J.C. and Jekel, M.R.**, 1997. Partial oxidation effects during the combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater, *Water Science and Technology*, **35**(4), 337-345.
- Jochimsen, J.C., Schenk, H., Jekel, M.R. and Hegemann, W.**, 1997. Combined oxidative and biological treatment of separated streams of tannery wastewater, *Water Science and Technology*, **36**(2-3), 209-216.
- Johnson, J.W., Jiang, H.W., Hanna, S.B. and James, W.J.**, 1972. Anodic oxidation of ethylenediaminetetra-acetic acid on Pt in acid sulfate solutions, *Journal of the Electrochemical Society*, **119**(5), 574-581.
- Jones, B.M., Sakaji, R.H. and Daughton, C.G.**, 1985. Effects of ozonation and ultraviolet irradiation on biodegradability of oil shale wastewater organic solutes, *Water Research*, **19**(11), 1421-1428.
- Kamiya, T. and Hirotsuji, J.**, 1998. New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment, *Water Science and Technology*, **38**(8-9), 145-153.
- Kappeler, J. and Gujer, W.**, 1992. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling, *Water Science and Technology*, **25**(6), 125-139.

- Katayama, A. and Matsumura, F.**, 1991. Photochemical enhanced microbial degradation of environmental pollutants, *Environmental Science and Technology*, **25**(7), 1329-1333.
- Kearney, P.C., Zeng, Q. and Ruth, J.M.**, 1983. Oxidative pre-treatment accelerates TNT metabolism in soils, *Chemosphere*, **12**(11-12), 1583-1597.
- Kishimoto, T. and Akagi, Y.**, 1992. A fundamental study of the efficiency of methane fermentation by the ozonation of excess sludge, *International Chemical Engineering*, **32**(2), 330-335.
- Kong, H.L. and Sayler, G.S.**, 1983. Degradation and total mineralization of monohalogenated biphenyls in natural sediment and mixed bacterial culture, *Applied and Environmental Microbiology*, **46**(3), 666-672.
- Kötz, R., Stucki, S. and Carcer, B.**, 1991. Electrochemical wastewater treatment using high overvoltage anodes. Part I: Physical and electrochemical properties of SnO₂ anodes, *Journal of Applied Electrochemistry*, **21**(1), 14-20.
- Kunz, P. and Wagner, S.**, 1996. Erfahrungen mit der Desintegration von Klärschlamm in einer halb- und großtechnischen Kläranlage, *Preprints 3rd GVC-Kongreß Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung*, Würzburg, Deutschland, October 14-16, **3**, 105-109 (in German).
- Kwon, J.H., Ryu, S.H., Park, K.Y., Yeom, I.T. and Ahn, K.H.**, 2001. Enhancement of sludge dewaterability by ozone treatment, *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers*, **32**(6), 555-558.
- Leeuwen, van J.**, 1988a. Improved sewage treatment with ozonated activated sludge, *Journal of the Institute of Water Environmental Management*, **2**(5), 493-499.
- Leeuwen, van J.**, 1988b. Domestic and industrial wastewater treatment with ozonated activated sludge, *Ozone Science and Engineering*, **10**(3), 291-307.
- Leeuwen, van J.**, 1990. Review of oxidative control of bulking in activated sludge wastewater treatment to improve sedimentation, *South African Journal of Chemical Engineering*, **2**(1), 27-40.
- Li, Y.Y.**, 1989. Research on the sewage sludge metabolic mechanism during anaerobic digestion, *PhD Thesis*, Department of Civil Engineering, Tohoku University, Sendai, Japan.
- Li, Y.Y. and Noike, T.**, 1992. Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Science and Technology*, **26**(3-4), 857-866.

- Low, E.W. and Chase, H.A.**, 1998. The use of chemical uncouplers for reducing biomass production during biodegradation, *Water Science and Technology*, **37**(4-5), 399-402.
- Lu, S.G., Imai, T., An, D.N. and Ukita, M.**, 2001. A pilot-scale study of tertiary treatment of Jizhuangzi wastewater treatment plant by continuous preozonation-microflocculation-filtration process, *Environmental Science and Technology*, **22**(3), 331-337.
- Lue-Hing, C., Zenz, D.R. and Kuchenrither, R.**, 1992. *Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization, and Disposal*, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA, USA.
- Mantzavinos, D., Sahibzada, M., Livingston, A.G., Metcalfe, I.S. and Hellgardt, K.**, 1999. Wastewater treatment: Wet air oxidation as a precursor to biological treatment, *Catalysis Today*, **53**(1), 93-106.
- Marco, A., Esplugas, S. and Saum, G.**, 1997. How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment, *Water Research*, **35**(4), 321-327.
- Matschiner, H., Liebau, A. and Thiele, W.**, 1994. Oxidativer Abbau von Wasserschadstoffen mit Peroxoisulfaten, *Gewässerschutz Wasser Abwasser*, **143**, 335-350 (in German).
- Matsuda, H., Ose, Y., Sato, T., Nagase, H., Kito, H. and Sumida, K.**, 1992. Mutagenicity from ozonation of humic substances, *Science of the Total Environment*, **118**, 521-529.
- McGregor, W.C.**, 1986. *Membrane Separations in Biotechnology*, Marcel Dekker, Inc., Berkeley, CA., USA.
- Medley, D.R. and Stover, E.L.**, 1983. Effects of ozone on the biodegradability of biorefractory pollutants, *Journal of Water Pollution Control Federation*, **55**(5), 489-494.
- Murphy, O.J., Hitchens, G.D., Kaba, L. and Verostko, C.E.**, 1992. Direct electrochemical oxidation of organics for wastewater treatment, *Water Research*, **26**(4), 443-451.
- Mustranta, A. and Viikari, L.**, 1993. Dewatering of activated sludge by an oxidative treatment, *Water Science and Technology*, **28**(1), 213-221.
- Müller, J.A., Lehne, G., Schwedes, J., Battenberg, S., Naveke, R., Kopp, J., Dicht, N., Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D.C.**, 1998. Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **38**(8-9), 425-433.
- Müller, J.A.**, 2000. Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge, *Water Science and Technology*, **42**(9), 167-174.

- Müller, J.A., Tiehm, A., Eder, B., Günthert, W., Hruschka H., Kopp, J., Kunz, P., Otte-Witte, R., Schmelz, K.G. and Seiler, K., 2000.** ATV-Arbeitsbericht: Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlammintegration, *Korrespondenz Abwasser*, **47**(4), 570-576 (in German).
- Müller, J.A., Tiehm, A., Eder, B., Günthert, W., Hruschka H., Kopp, J., Kunz, P., Oles, J., Schmelz, K.G. and Seiler, K., 2001.** ATV-Arbeitsbericht: Verfahrenvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlammintegration, *Korrespondenz Abwasser*, **48**(3), 393-400 (in German).
- Müller, J.A., 2002.** Sludge pre-treatment processes – Results and applications, *Proceedings IWA 3rd World Water Congress*, Melbourne, Australia, April 7-12.
- Narkis, N. and Scheneider-Rotel, M., 1980.** Evaluation of ozone induced biodegradability of wastewater treatment plant effluent, *Water Research*, **14**(8), 929-939.
- Nishimura, F., Katoh, G. and Fujiwara, T., 2001.** Improvement and reduction of activated sludge by ozonation and its application to wastewater treatment. *Proceedings 15th Ozone World Congress*, London, England, September 10-15, 324-331.
- O'Connor, J.T., 1972.** Environmental engineering unit operations and unit process laboratory manual, *Association of Environmental Engineering Professors*, 210 pp.
- Ollis, D.F., 2001.** On the need for engineering models of integrated chemical and biological oxidation of wastewaters, *Water Science and Technology*, **44**(5), 117-123.
- Onyeche, T.I., Schläfer, O., Schröder, C. and Sievers, M., 2002.** Improved energy recovery from waste sludge, *Proceedings IWA 3rd World Water Congress*, Melbourne, Australia, April 7-12.
- Orhon, D., Artan, N. and Çimsit, Y., 1989.** The concept of soluble residual product formation in the modelling of activated sludge, *Water Science and Technology*, **21**(4-5), 339-350.
- Orhon, D. and Artan, N., 1994.** *Modelling of Activated Sludge Systems*, Technomic Press, Lancaster, PA, USA.
- Orhon, D., Artan, N. and Ateş, E., 1994.** A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **61**(1), 73–80.

- Orhon, D. and Ubay Çokgör, E.**, 1997. COD fractionation in wastewater characterization-the state of the art, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **68**(3), 283-293.
- Orhon, D., Karahan, Ö. and Sözen, S.**, 1999a. The effect of residual microbial products on the experimental assessment of the particulate inert COD in wastewaters, *Water Research*, **33**(14), 3191-3203.
- Orhon, D., Ateş Genceli, E. and Ubay Çokgör, E.**, 1999b. Characterization and modeling of activated sludge for tannery wastewater, *Water Environment Research*, **71**(1), 50-63.
- Orhon, D., Sözen, S., Ubay Çokgör, E. and Ateş Genceli, E.**, 1999c. The effect of chemical settling on the kinetics and desing of activated sludge for tannery wastewaters, *Water Science and Technology*, **38**(4-5), 355-362.
- Orhon, D. and Okutman, D.**, 2003. Respirometric assessment of residual organic matter for domestic sewage, *Enzyme and Microbial Technology*, **32**(5), 560-566.
- Otte-Witte, R.**, 1998. Verbesserung der Schlammfaulung durch die Eindickung mit der Lysat-Zentrifuge, *Klärschlammintegration – Forschung und Anwendung*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Deutschland, **61**, 245-252 (in German).
- Öller, H.J., Weinberger, G. and Demel, I.**, 1997. Reduction in residual COD in biologically treated paper mill effluents by means of combined ozone and ozone/UV reactor stages, *Water Science and Technology*, **35**(2-3), 269-276.
- Paillard, H., Brunet, R. and Dore, M.**, 1988. Optimal conditions for applying an ozone-hydrogen peroxide oxidizing system, *Water Research*, **22**(1), 91-103.
- Ploos van Amstel, J.J.A. and Rietema, K.**, 1973. Wet air oxidation of sewage sludge. Part-II: The oxidation of real sludges, *Chemie Ingenieur Technik*, **45**(20), 1205-1211.
- Rice, R.G.**, 1986. Applications of ozone in water and wastewater treatment, in *Analytical Aspects of Ozone Treatment of Water and Wastewater*, pp. 7-26, Eds. Rice, R.G., Bollyky, L.J. and Lacy, W.J., Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA.
- Rice, R.G.**, 1997. Applications of ozone for industrial wastewater treatment – A Review, *Ozone Science and Engineering*, **18**(6), 477-515.
- Richard, Y. and Conan, M.**, 1980. Ozone disinfection and wastewater treatment importance of interface action, *Ozone Science and Engineering*, **2**(1), 139-158.

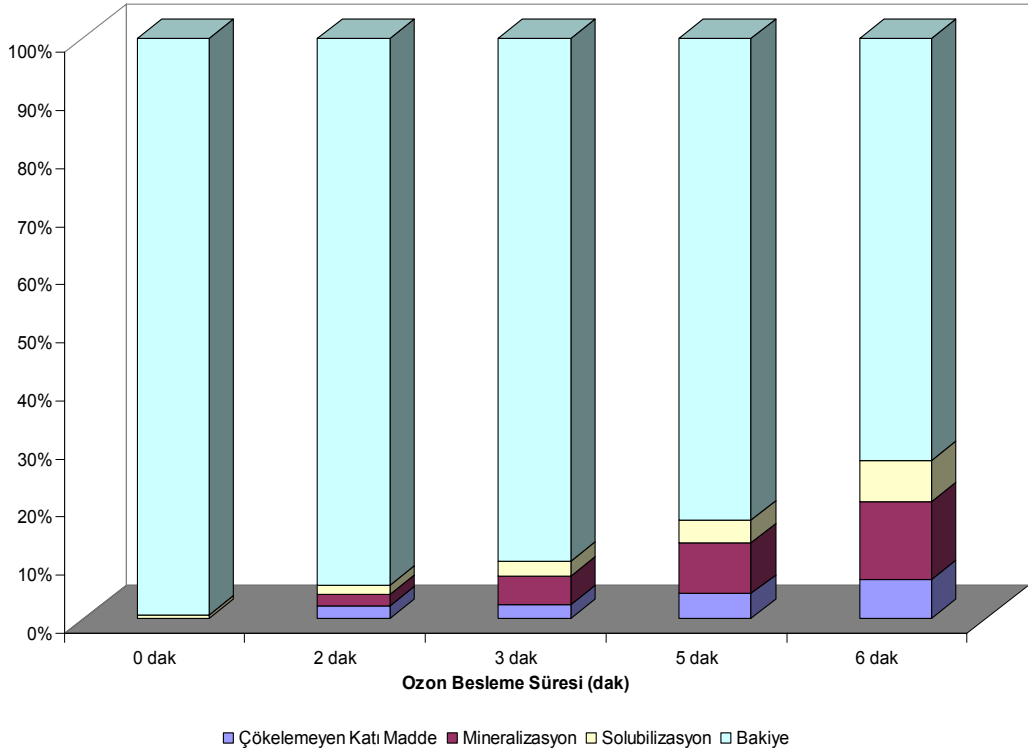
- Ried, A. and Mielcke, M.**, 1999. The state of development and operational experience gained with processing leachate with a combination of ozone and biological treatment, *Proceedings 14th Ozone World Congress*, Dearborn, MI, USA, August 22-28, **2**, 65-81.
- Ried, A., Stapel, H., Koll, R., Schettlinger, M., Wemhöner, F., Hamann-Steinmaier, A., Miethe, M. and Brombach, A.**, 2002. Optimisierungsmöglichkeiten beim Betrieb von biologischen Kläranlagen durch den Einsatz von Ozon, *Korrespondenz Abwasser*, **49**(5), 648-661 (in German).
- Rivas, J., Beltran, F., Acedo, B. and Gimeno, O.**, 2000. Two-step wastewater treatment: sequential ozonation – aerobic biodegradation, *Ozone Science and Engineering*, **22**(6), 617-636.
- Roche, M.P., Sarasa, J., Martin, M.A., Puig, A. and Olliveiro, J.L.**, 1995. Treatment for a wastewater of a colorant synthesis industry [O_3 and $Ca(OH)_2$], *Proceedings 12th IOA World Congress*, Lille, France, May 15-18.
- Rudolph, J.**, 1994. AOX-Elimination und AOX-Produktion bei der Oxidation mit H_2O_2/UV , *Korrespondenz Abwasser*, **41**, 1794-1801 (in German).
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H. and Shibata, M.**, 1997. An activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, **36**(11), 163-170.
- Scheminski, A., Krull, R. and Hempel, D.C.**, 2000. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone, *Water Science and Technology*, **42**(9), 151-158.
- Scott, D.B.M. and Leshner, E.C.**, 1963. Effect of ozone on survival and permeability of *Escherichia coli*, *Journal of Bacteriology*, **85**(3), 567-576.
- Seiler, K. and Pöpel, H.J.**, 1998. Klärschlammintegration – Verfahren und Ergebnisse, 56. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik, Institut für Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung, TU Darmstadt, Deutschland, **109**, 141-176 (in German).
- Sievers, M., Ried, A. and Koll, R.**, 2004. Sludge treatment by ozonation – Evaluation of full-scale results, *Water Science and Technology*, **49**(4), 247-253.
- Sophonsiri, C. and Morgenroth, E.**, 2004. Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters, *Chemosphere*, **55**(5), 691-703.

- Steensen, M.**, 1993. Removal of non-biodegradable organics from leachate by chemical oxidation, *Proceedings of Sardina '93, 4th International Landfill Symposium*, CISA, Cagliari, Italy, October 11-15, **1**, 945-958.
- Steensen, M.**, 1997. Chemical oxidaiton for the treatment of leachate – process comparison and results from full-scale plants, *Water Science and Technology*, **35**(4), 249-256.
- Stockinger, H., Heinzle, E. and Kut, O.M.**, 1995. Removal of chloro and nitro aromatic wastewater pollutants by ozonation and biotreatment, *Environmental Science and Technology*, **29**(8), 2016-2022.
- Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği**, 2004. 31 Aralık 2004 tarihli ve 25687 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanmıştır.
- Tiehm, A., Nickel, K. and Neis, U.**, 1997. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, *Water Science and Technology*, **36**(11), 121-128.
- Tuhkanen, T., Naukkarinen, M., Blackburn, S. and Tanskanen, H.**, 1997. Ozonation of pulp mill effluent prior to activated sludge treatment, *Environmental Technology*, **18**(10), 1045-1051.
- Ubay Çokgör, E.**, 1997. Aerobik sistemlerde proses stokiyometrisi ve kinetiğinin respirometrik olarak değerlendirilmesi, *Doktora Tezi*, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Vella, P.A., Deshinsky, G., Boll, J.E., Munder, J. and Joyce, W.M.**, 1990. Treatment of low level phenols ($\mu\text{g/L}$) with potassium permanganate, *Research Journal of Water Pollution Control Federation*, **62**(7), 907-914.
- Wang, W., Hiraoka, M., Takeda, N., Sakai, S., Goto, N. and Okajima, S.**, 1988. Solubilization of sludge solids in thermal pretreatment for anaerobic digestion, *Environmental and Sanitary Engineering Research*, **24**(1), 41-52.
- Weemaes, M.P.J. and Verstraete, W.H.**, 1998. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **73**(2), 83-92.
- Weemaes, M.P.J., Grootaerd, H., Simoens, F. and Verstraete, W.H.**, 2000a. Anaerobic digestion of ozonized biosolids, *Water Research*, **34**(8), 2330-2336.
- Weemaes, M.P.J., Grootaerd, H., Simoens, F., Huysmans, A. and Verstraete, W.H.**, 2000b. Ozonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, **42**(9), 175-178.

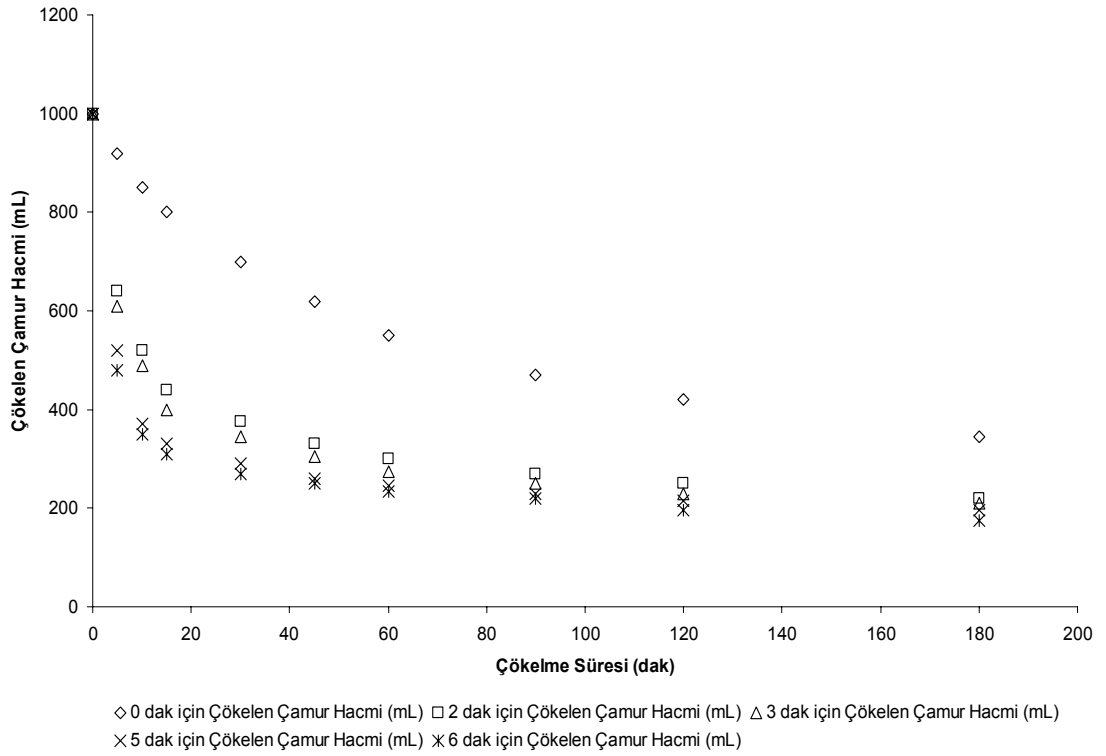
- Weng, Y., Hong, P.K.A. and Wavrek, D.A.**, 2000. Integrated chemical-biological treatment of benzo[a]pyrene, *Environmental Science and Technology*, **34**(5), 854-862.
- Winter, A., Müller, J.A. and Dichtl, N.**, 2002. Cost minimization by disintegration – A full-scale comparison, *Proceedings of the Joint CIWEM and Aqua Enviro Technology Transfer 7th European Biosolids and Organic Residuals Conference*, Wakefield, England, November 12-14.
- Yasui, H. and Shibata, M.**, 1994. An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Water Science and Technology*, **30**(9), 11-20.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M. and Sakai, Y.**, 1996. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production, *Water Science and Technology*, **34**(3-4), 395-404.
- Yoon, J., Lee, Y. and Kim, S.**, 2001. Investigation of the reaction pathway of OH radicals produced by Fenton oxidation in the conditions of wastewater treatment, *Water Science and Technology*, **44**(5), 15-21.

EKLER

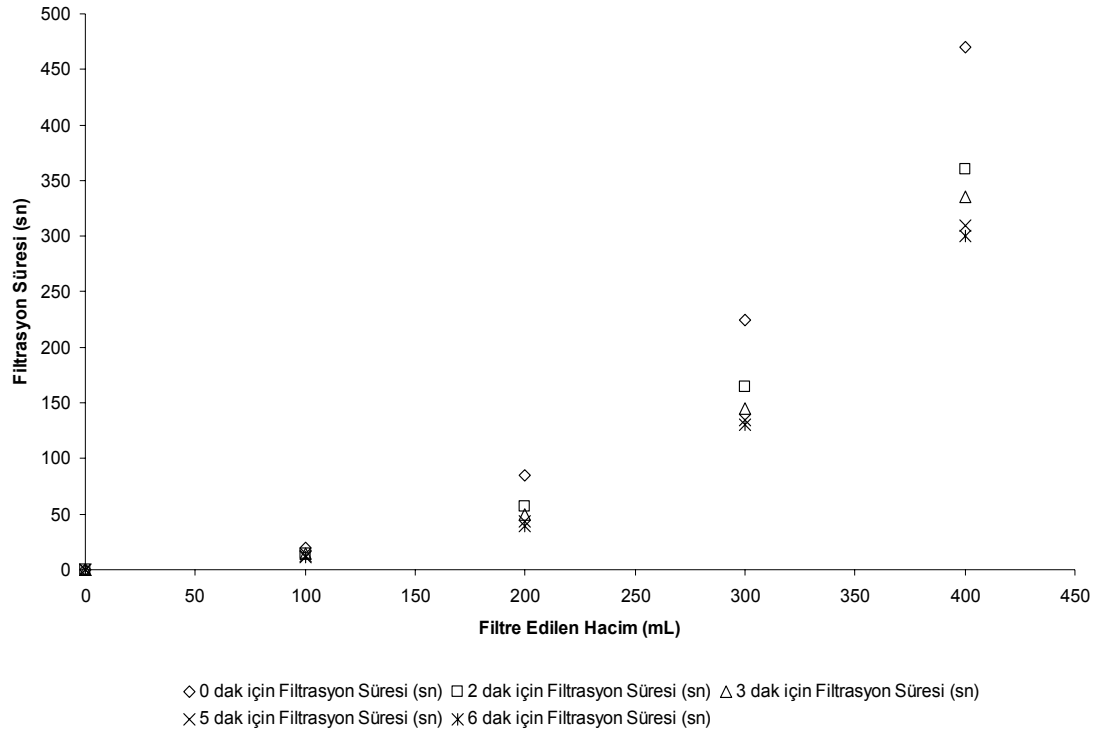
EK A: “Ozonlamanın Birinci Çamur Numunesi Üzerindeki Etkileri” ’ne Dair Şekiller



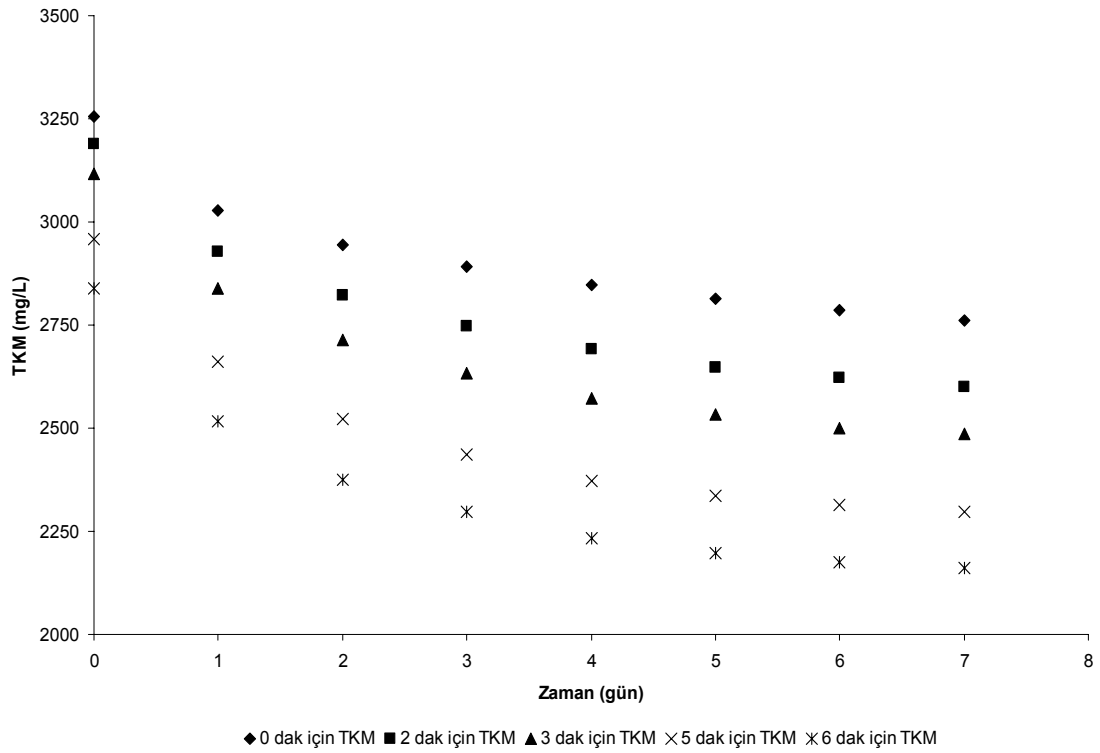
Şekil A.1: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (Birinci Çamur Numunesi)



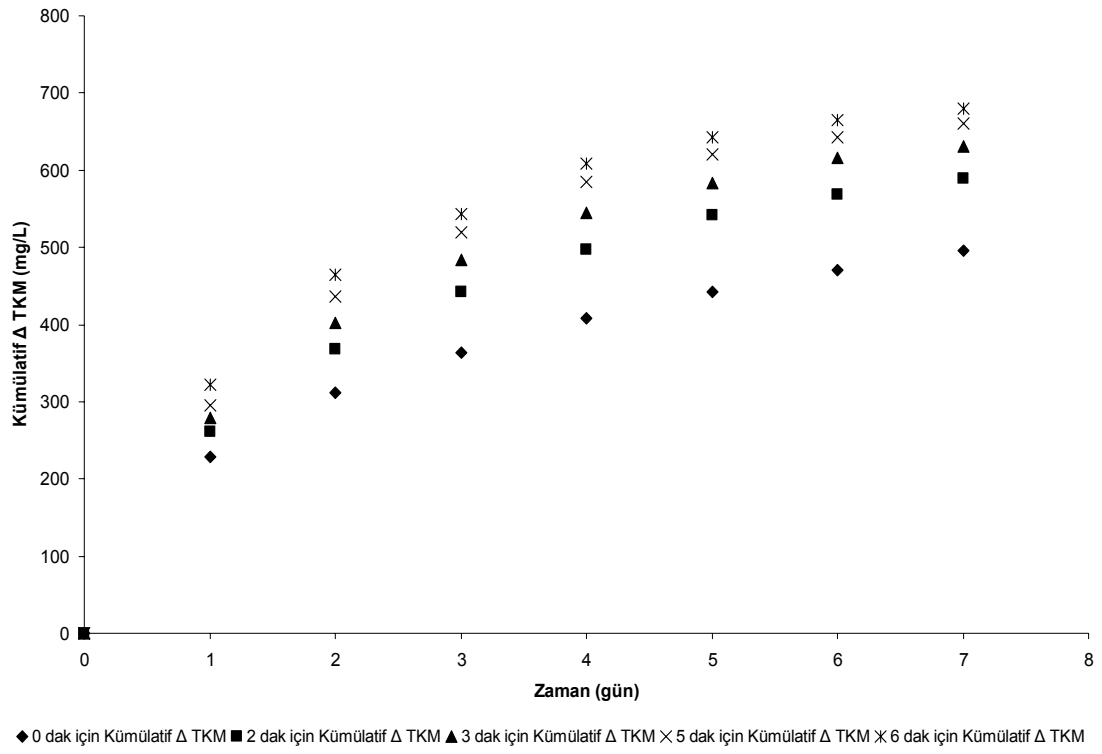
Şekil A.2: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (Birinci Çamur Numunesi)



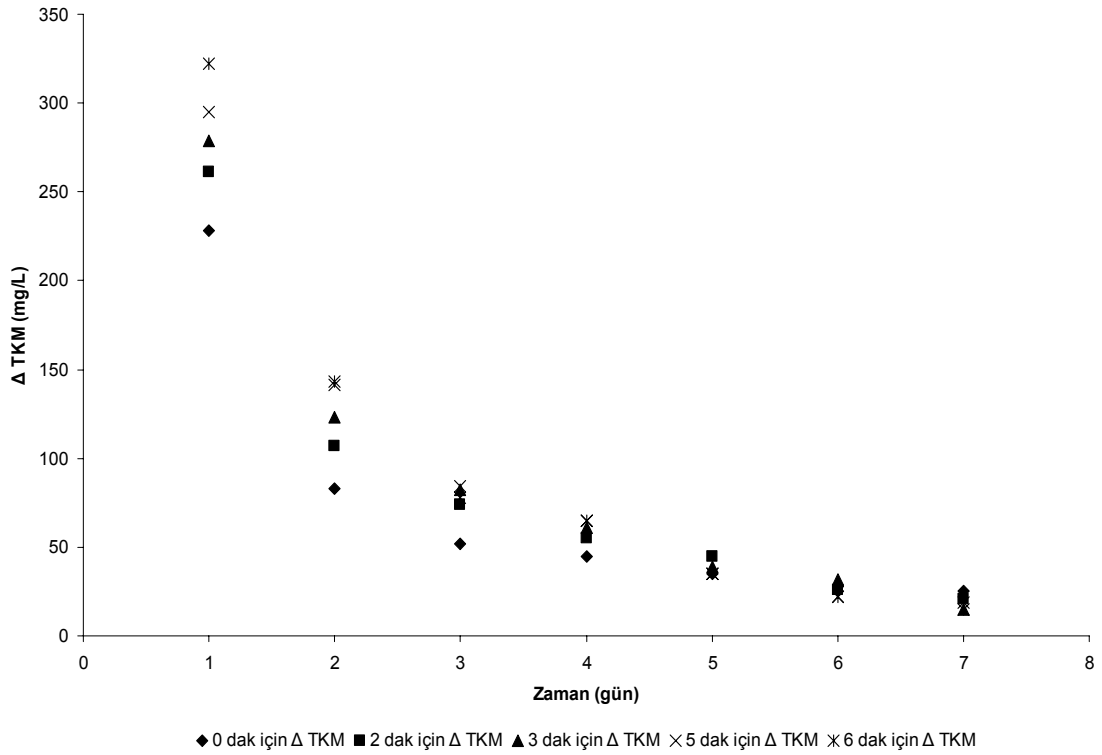
Şekil A.3: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi
(Birinci Çamur Numunesi)



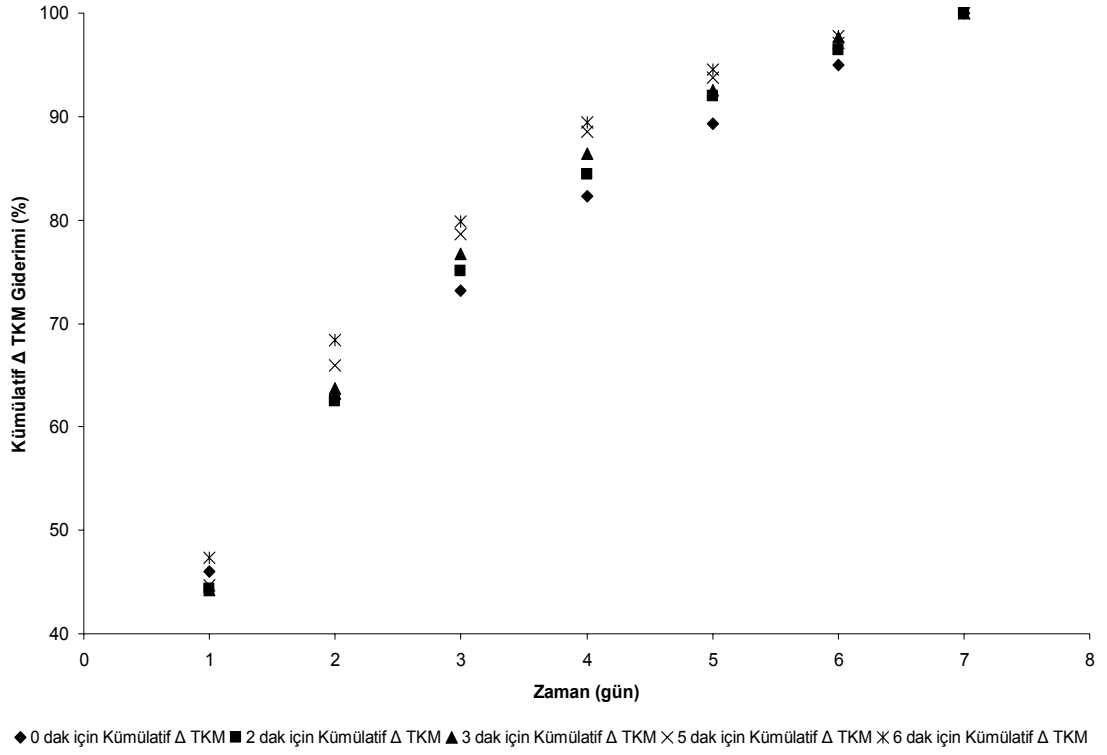
Şekil A.4: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi
(Birinci Çamur Numunesi)



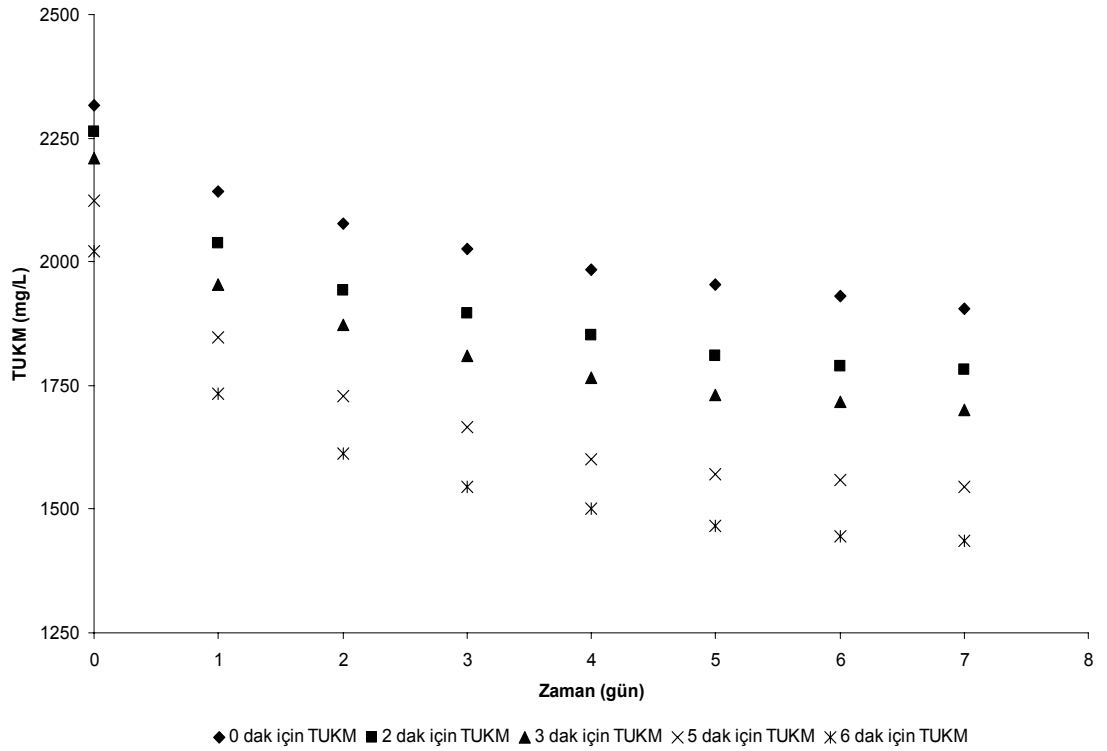
Şekil A.5: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)



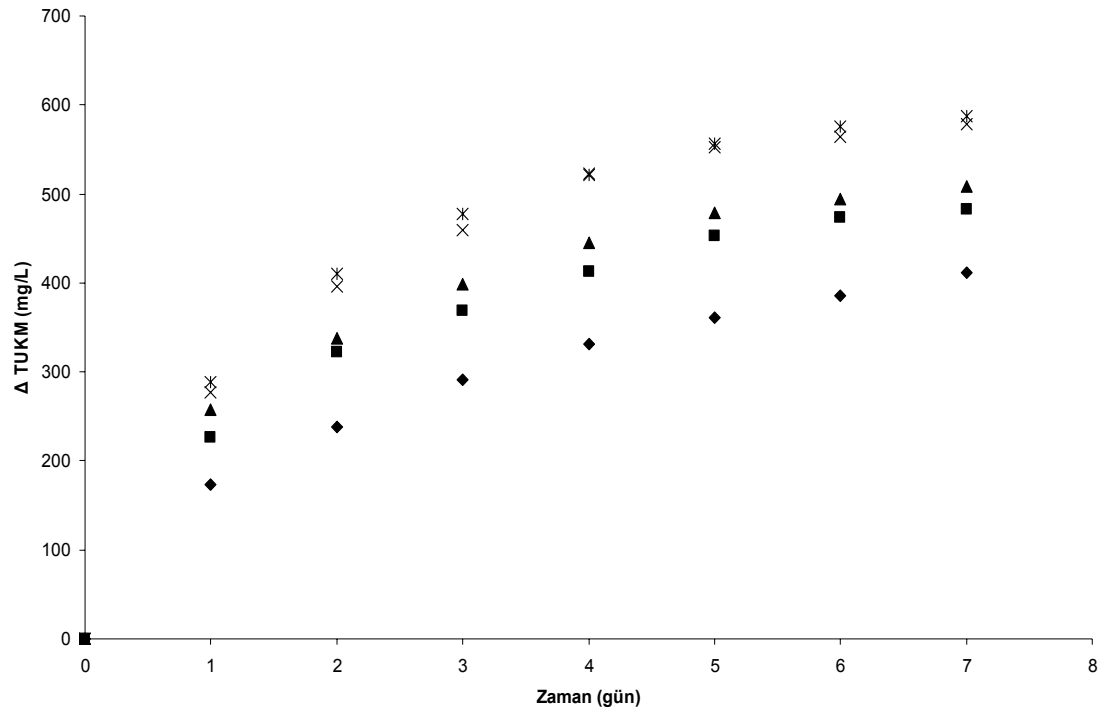
Şekil A.6: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)



Şekil A.7: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

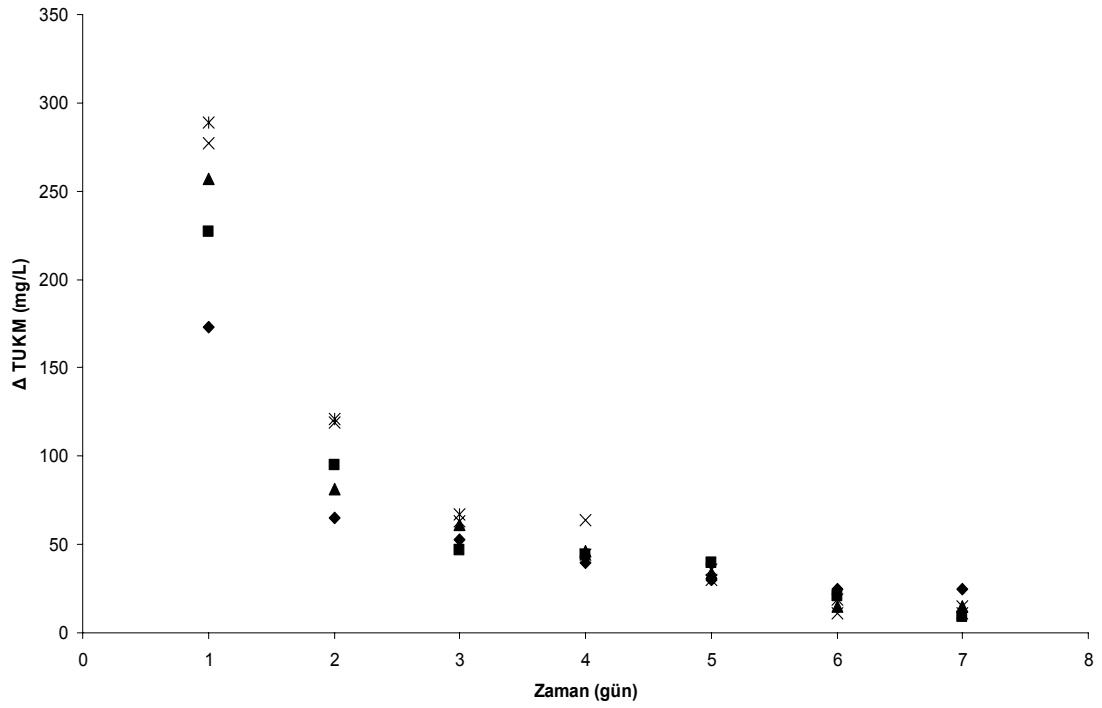


Şekil A.8: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (Birinci Çamur Numunesi)



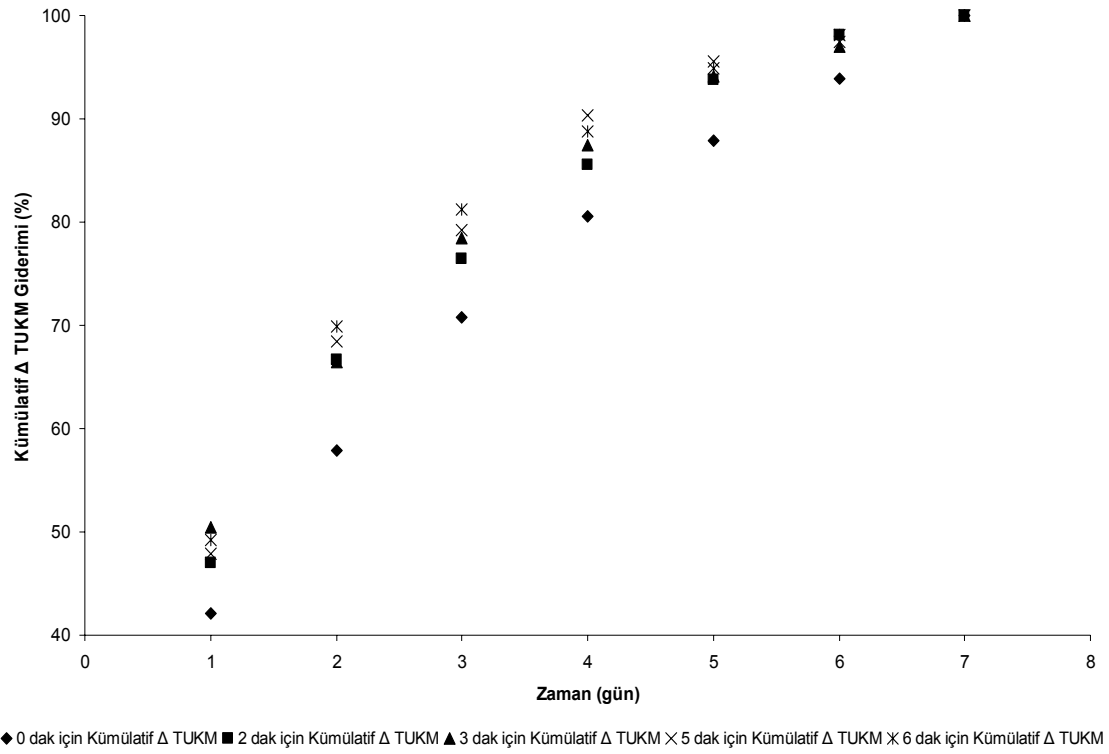
◆ 0 dak için Kümülatif Δ TUKM ■ 2 dak için Kümülatif Δ TUKM ▲ 3 dak için Kümülatif Δ TUKM × 5 dak için Kümülatif Δ TUKM ✖ 6 dak için Kümülatif Δ TUKM

Şekil A.9: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

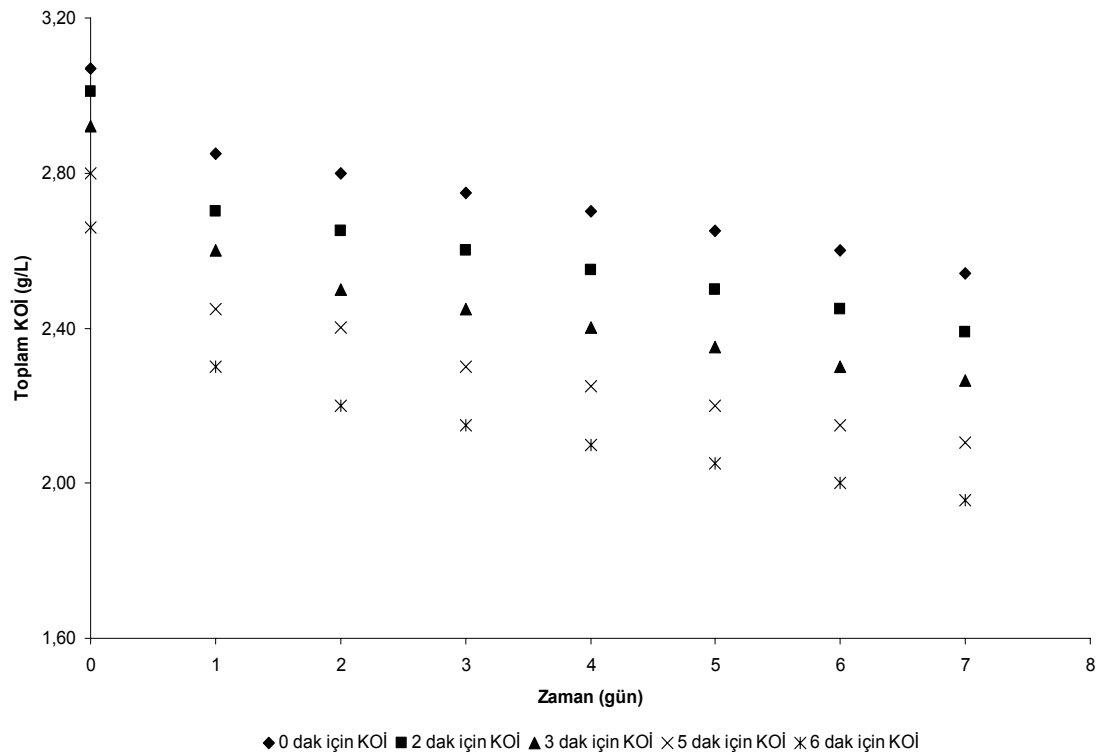


◆ 0 dak için Δ TUKM ■ 2 dak için Δ TUKM ▲ 3 dak için Δ TUKM × 5 dak için Δ TUKM ✖ 6 dak için Δ TUKM

Şekil A.10: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

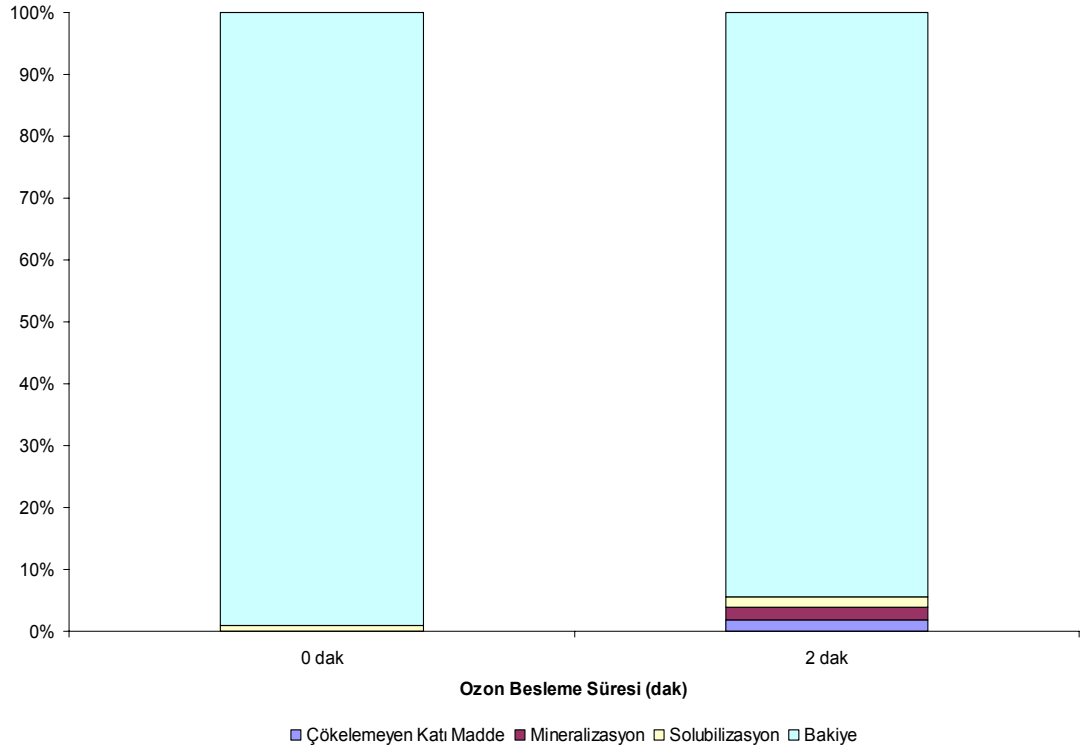


Şekil A.11: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (Birinci Çamur Numunesi)

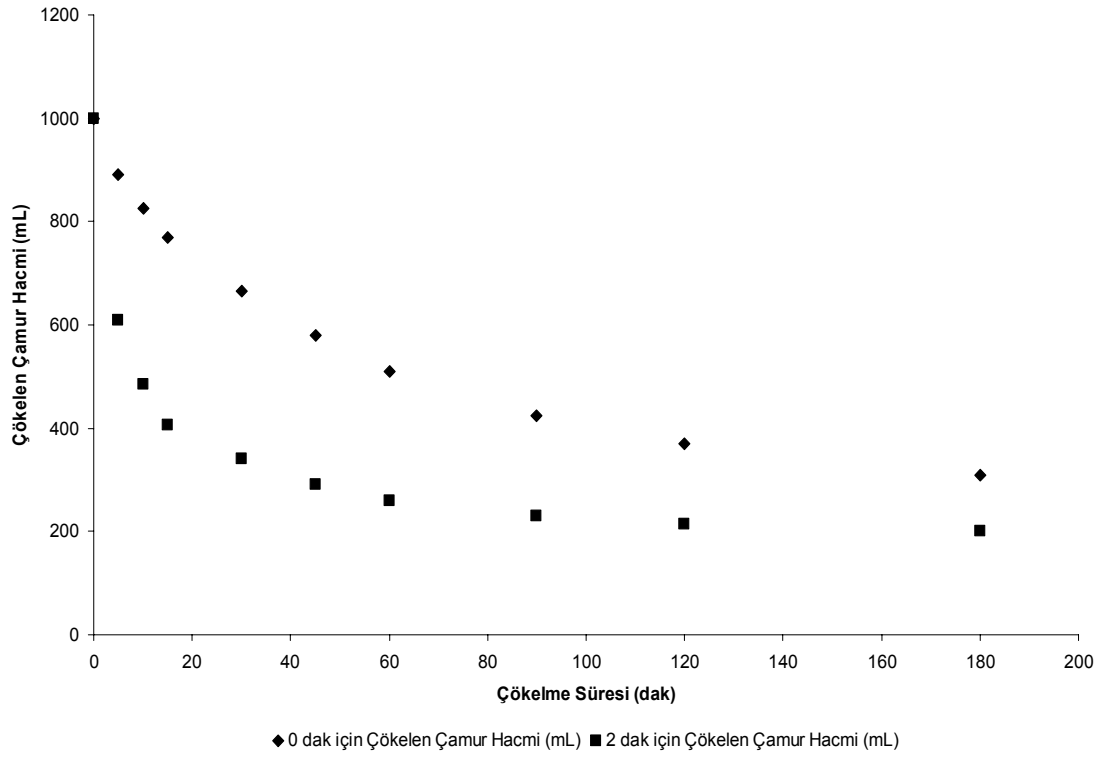


Şekil A.12: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (Birinci Çamur Numunesi)

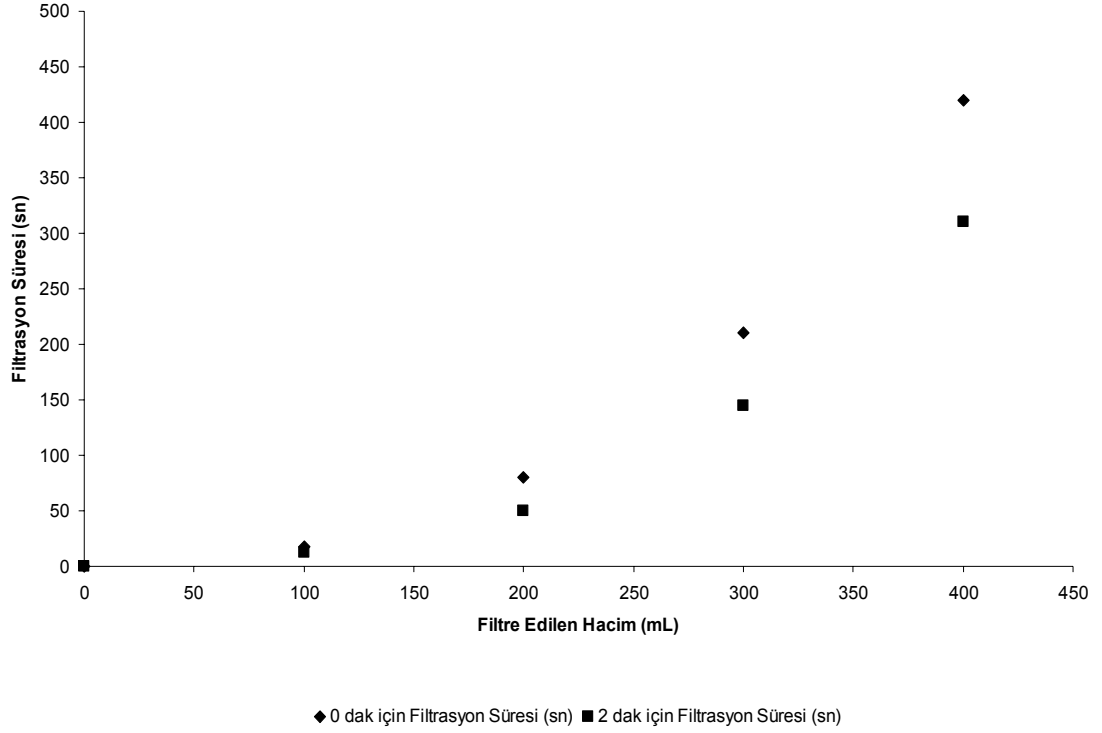
EK B: “Ozonlamanın İkinci Çamur Numunesi Üzerindeki Etkileri” ’ne Dair Şekiller



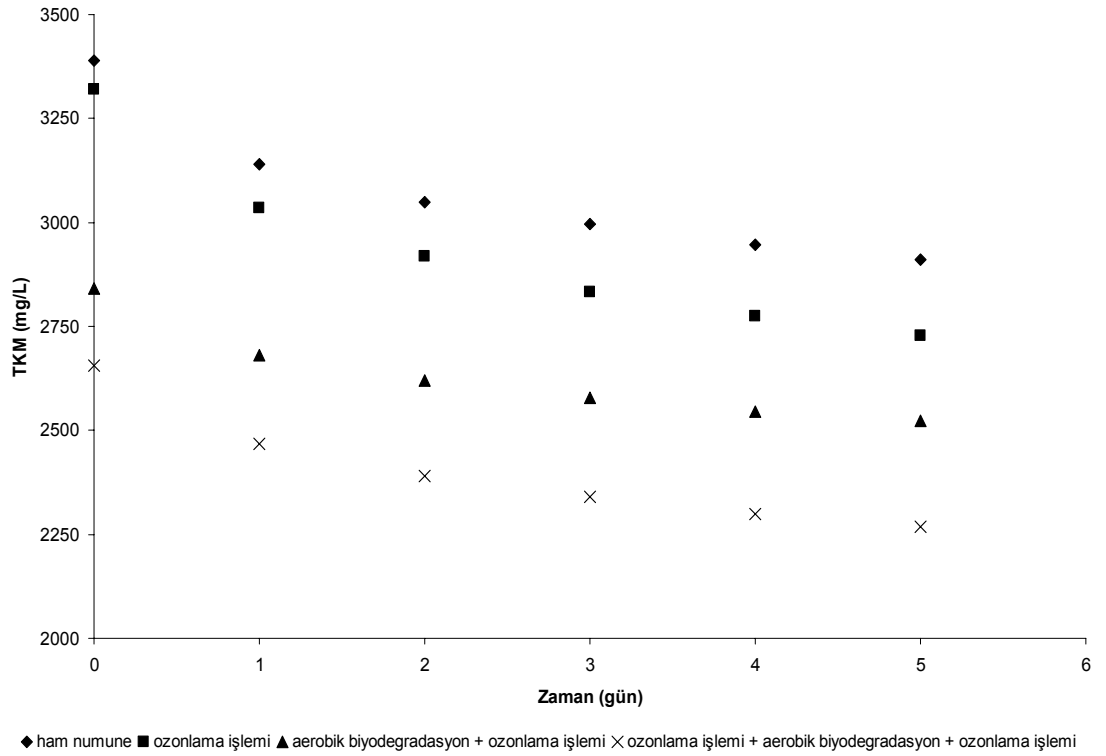
Şekil B.1: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (İkinci Çamur Numunesi)



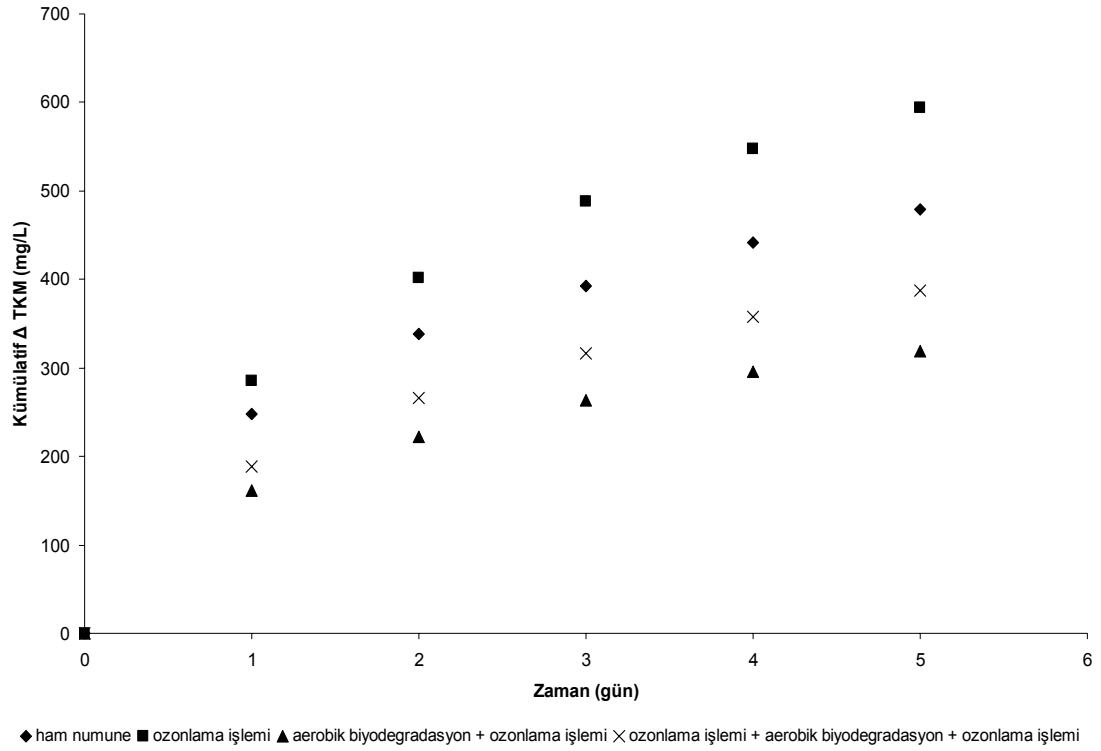
Şekil B.2: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (İkinci Çamur Numunesi)



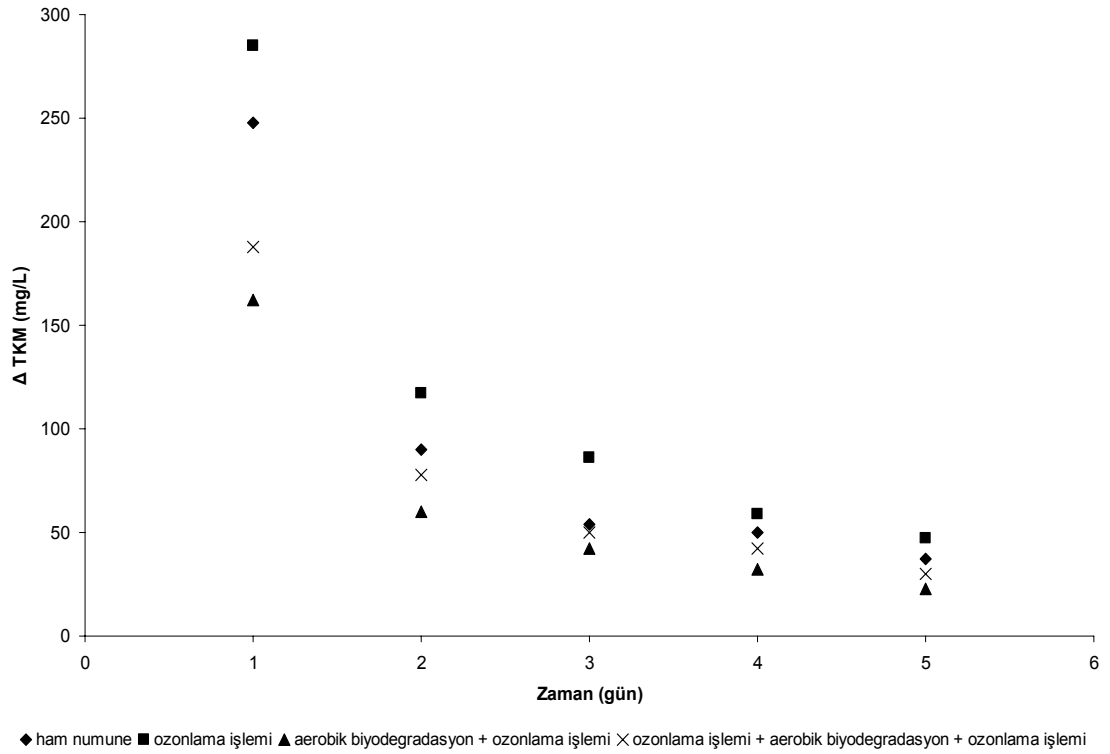
Şekil B.3: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi (İkinci Çamur Numunesi)



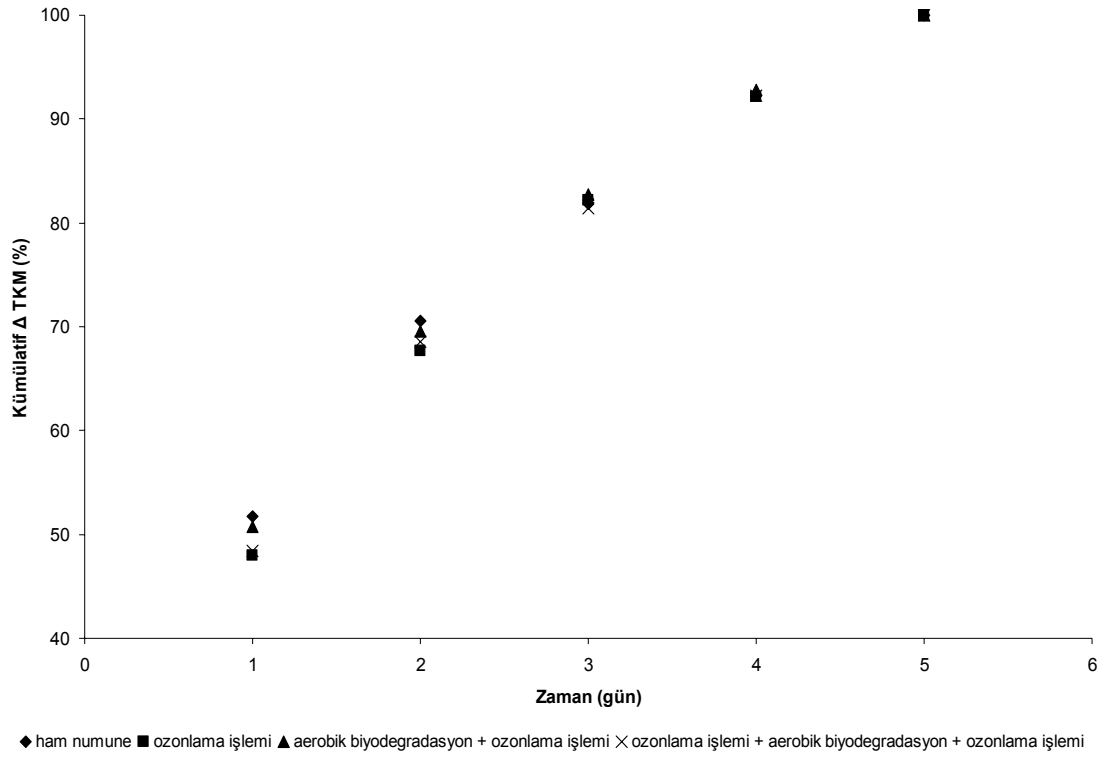
Şekil B.4: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi (İkinci Çamur Numunesi)



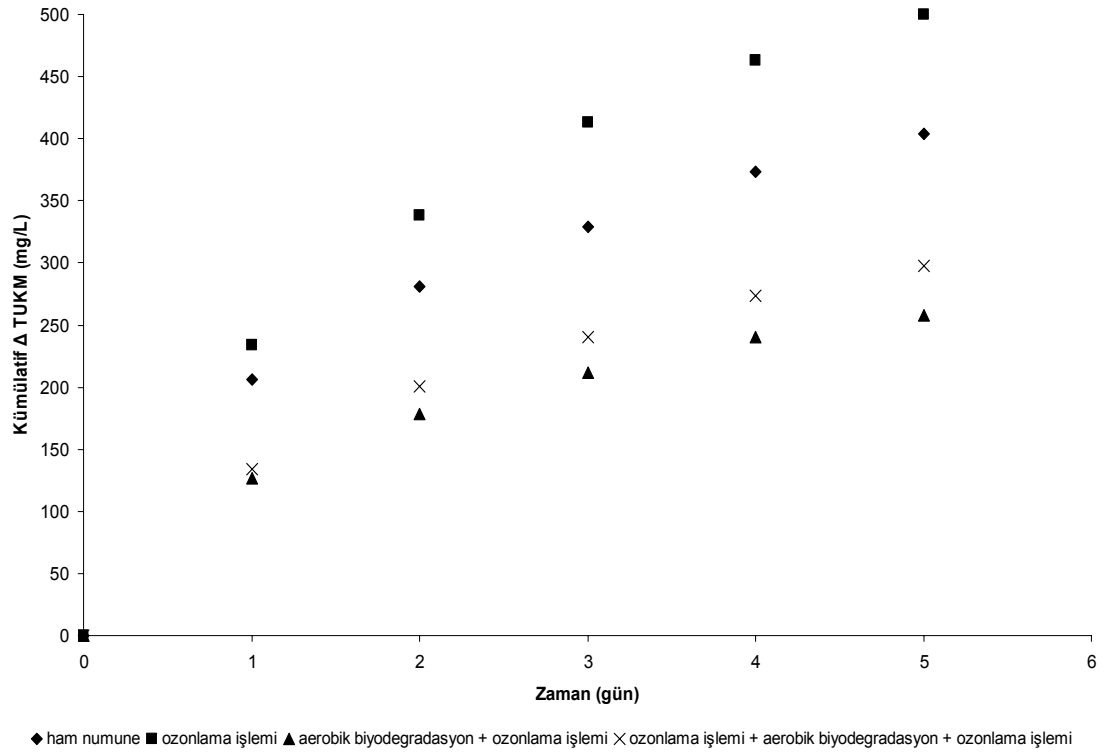
Şekil B.5: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



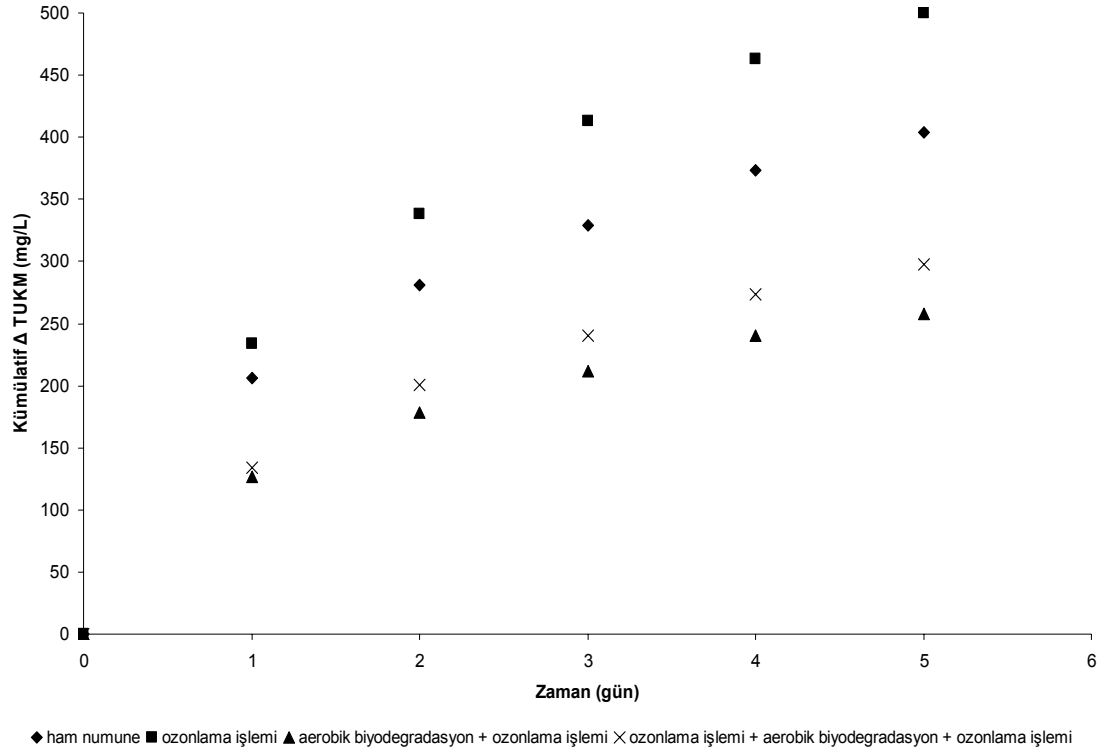
Şekil B.6: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



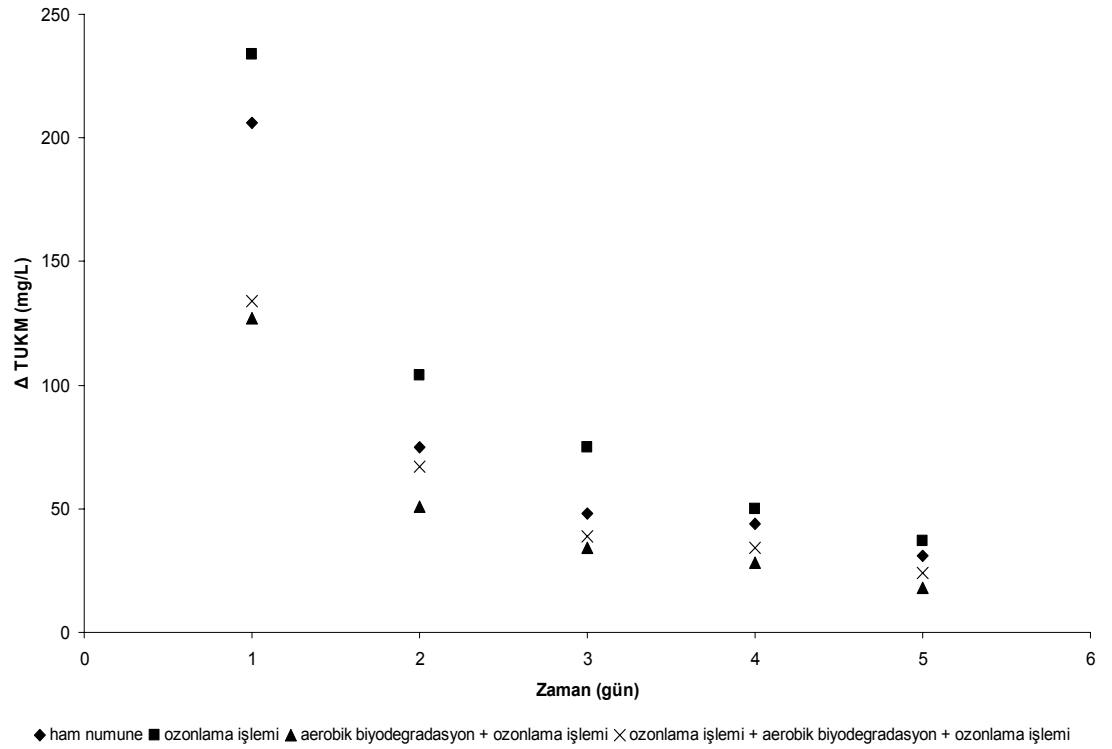
Şekil B.7: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



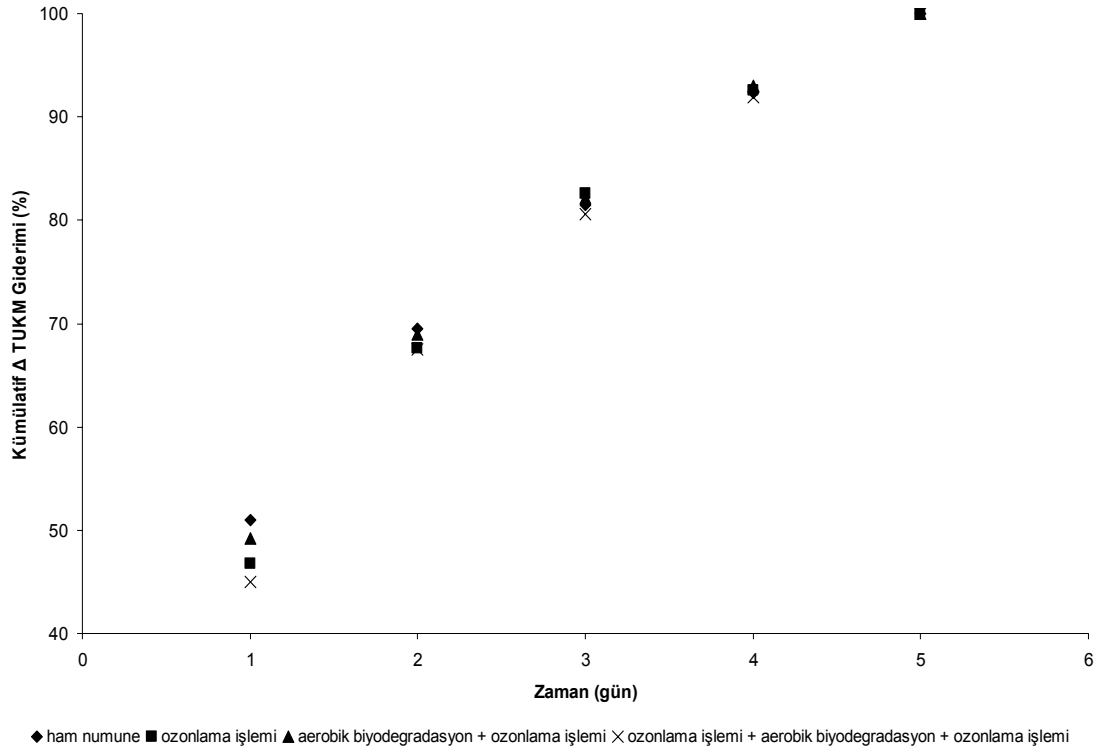
Şekil B.8: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (İkinci Çamur Numunesi)



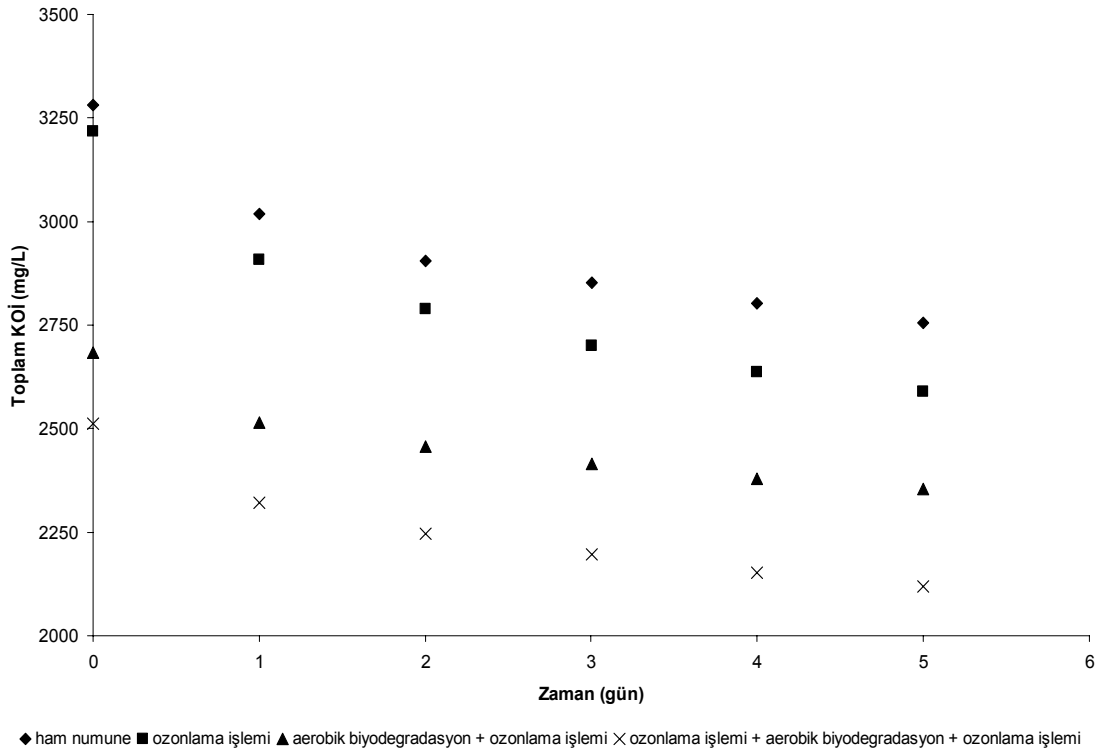
Şekil B.9: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



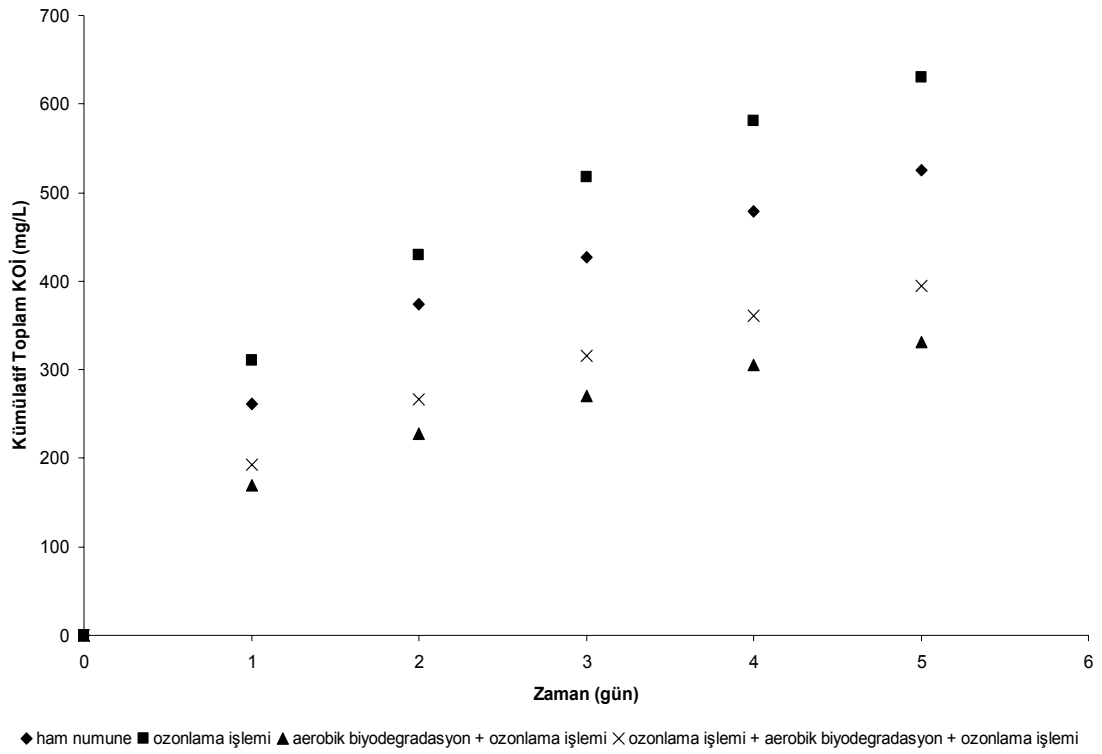
Şekil B.10: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



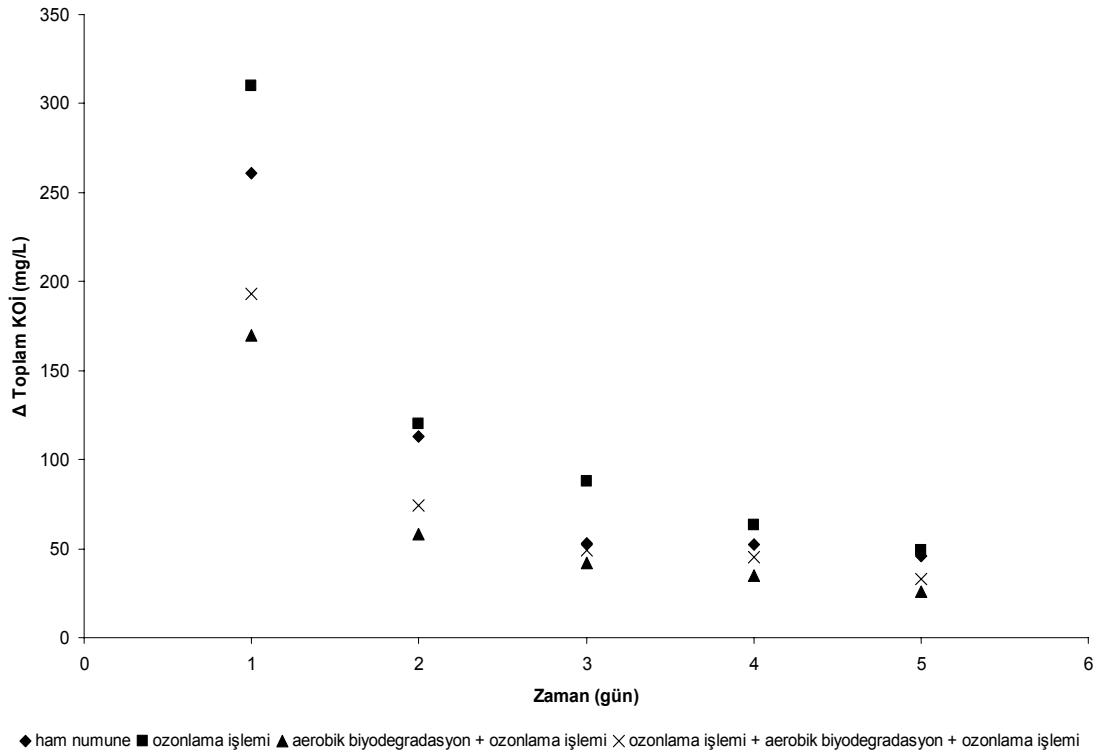
Şekil B.11: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)



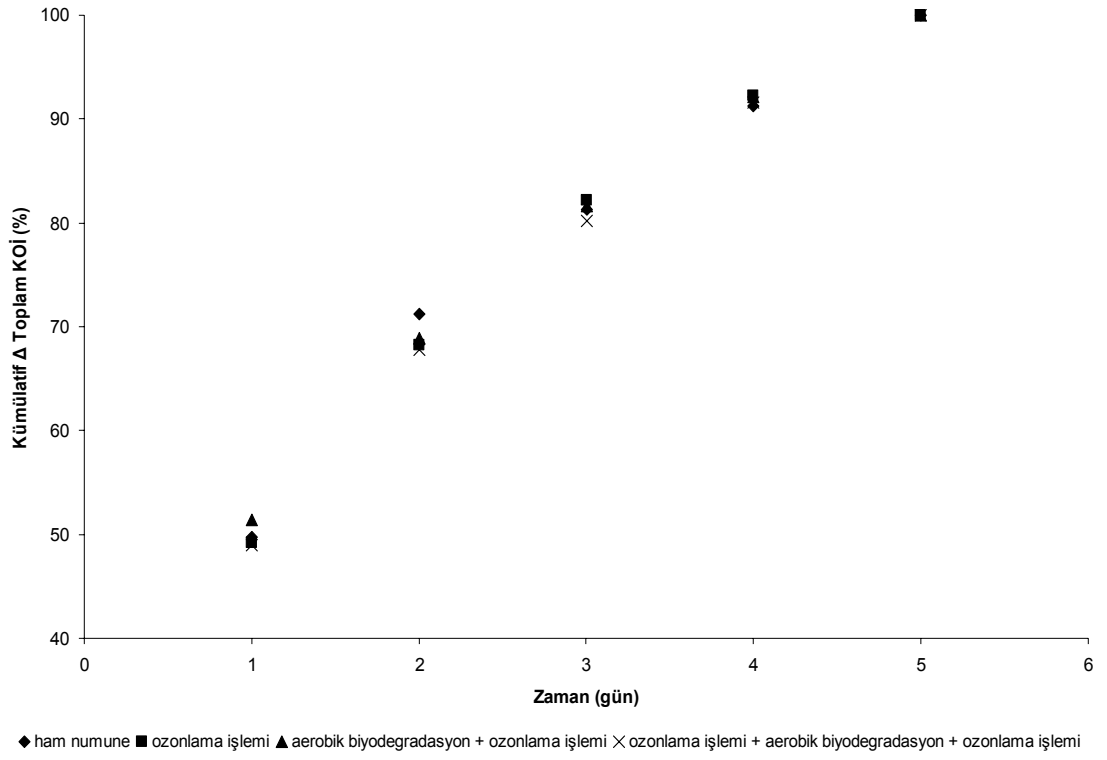
Şekil B.12: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (İkinci Çamur Numunesi)



Şekil B.13: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

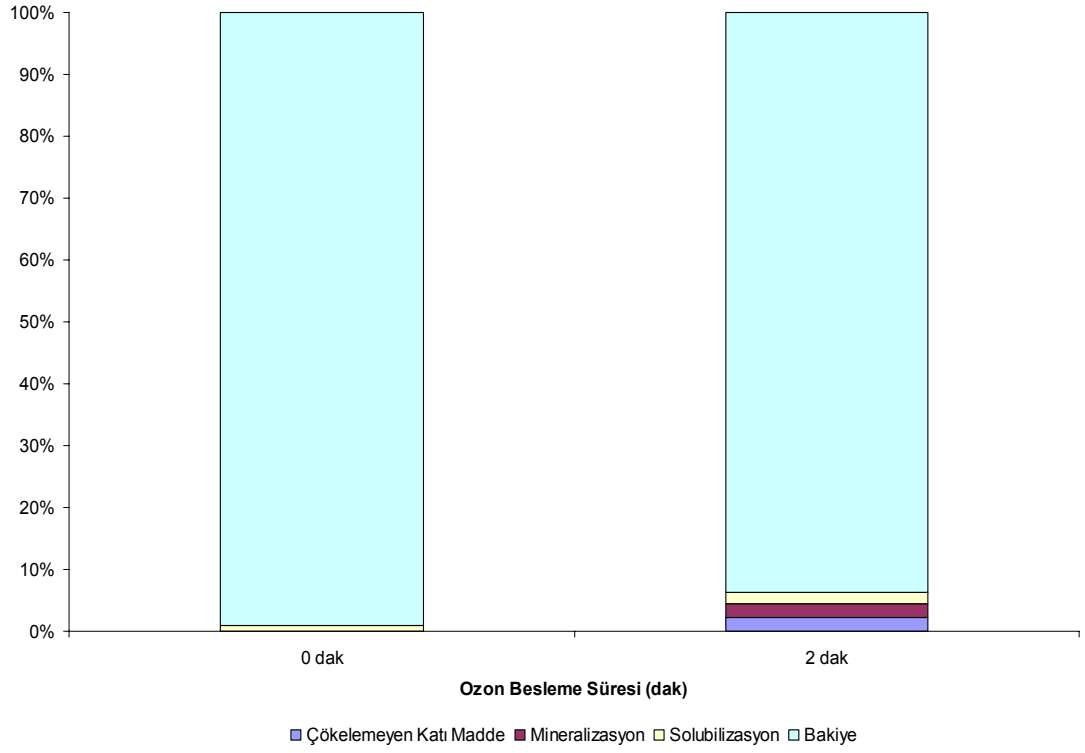


Şekil B.14: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

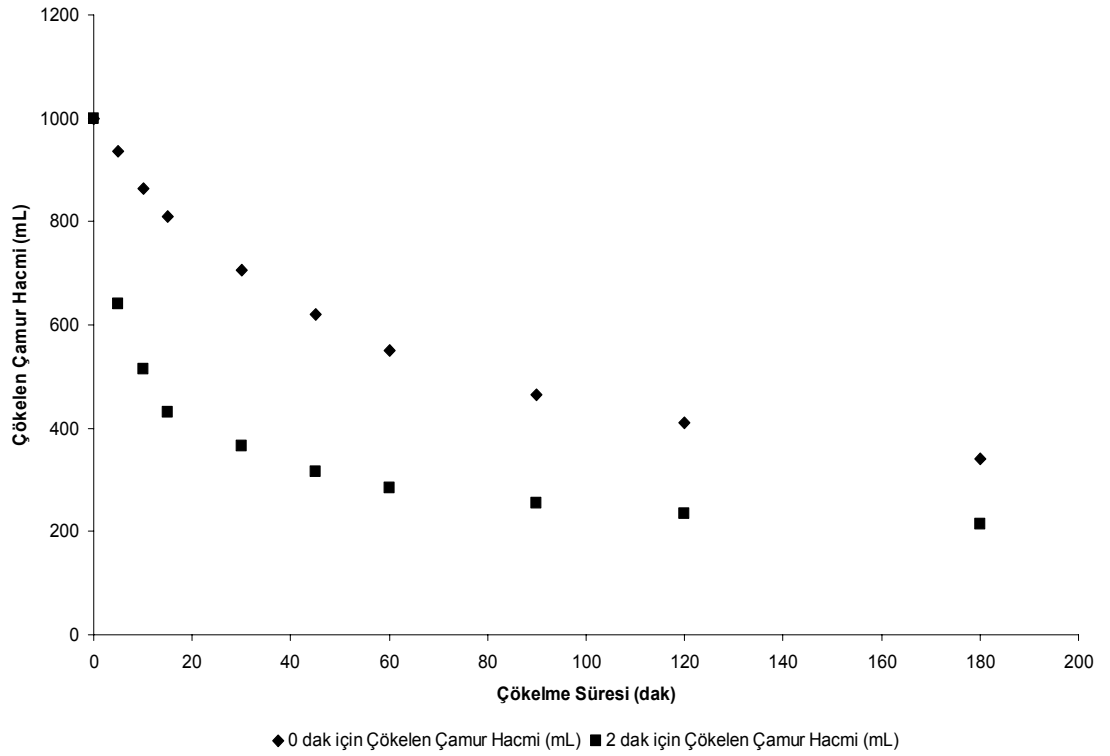


Şekil B.15: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Değişimi (İkinci Çamur Numunesi)

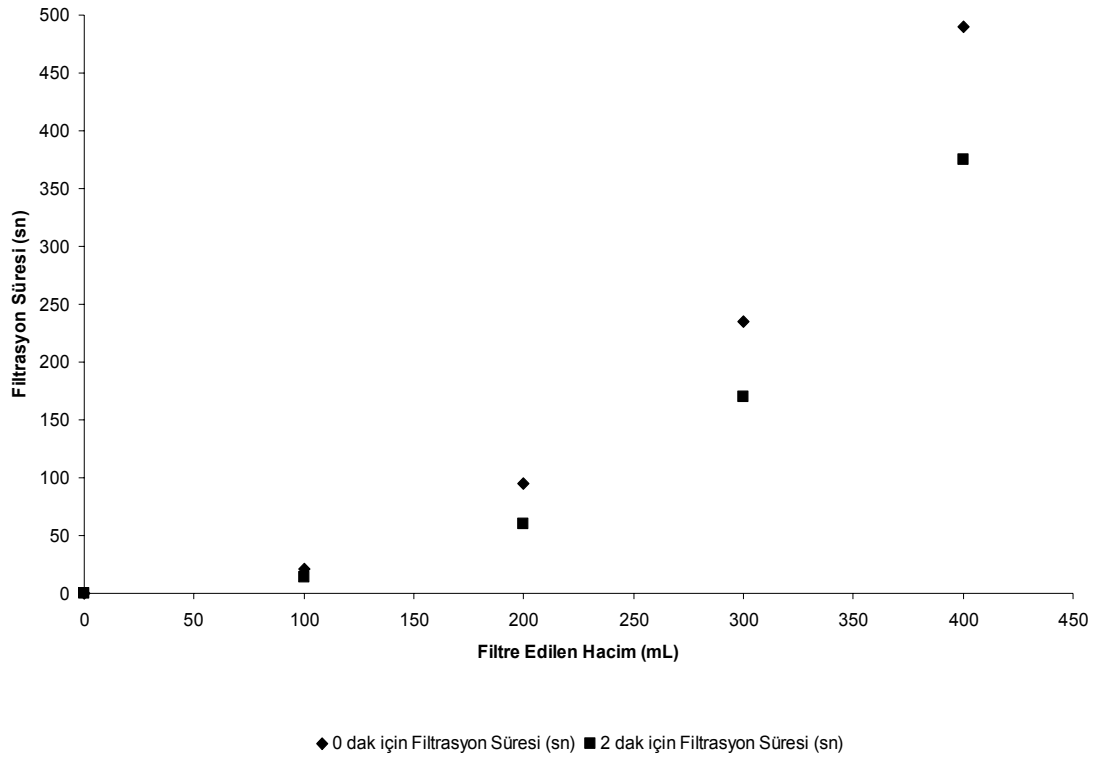
EK C: “Ozonlamanın Üçüncü Çamur Numunesi Üzerindeki Etkileri” ’ne Dair Şekiller



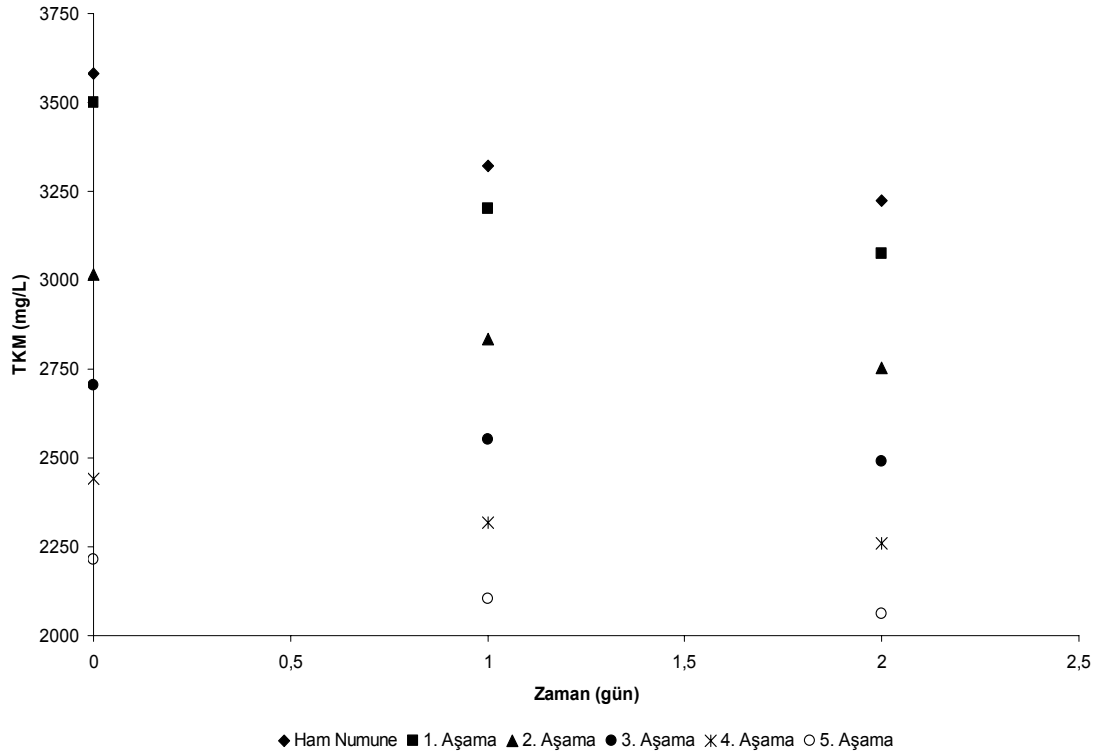
Şekil C.1: Ozonlama Prosesinin Çamur Bileşenlerinin Dağılımına Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi)



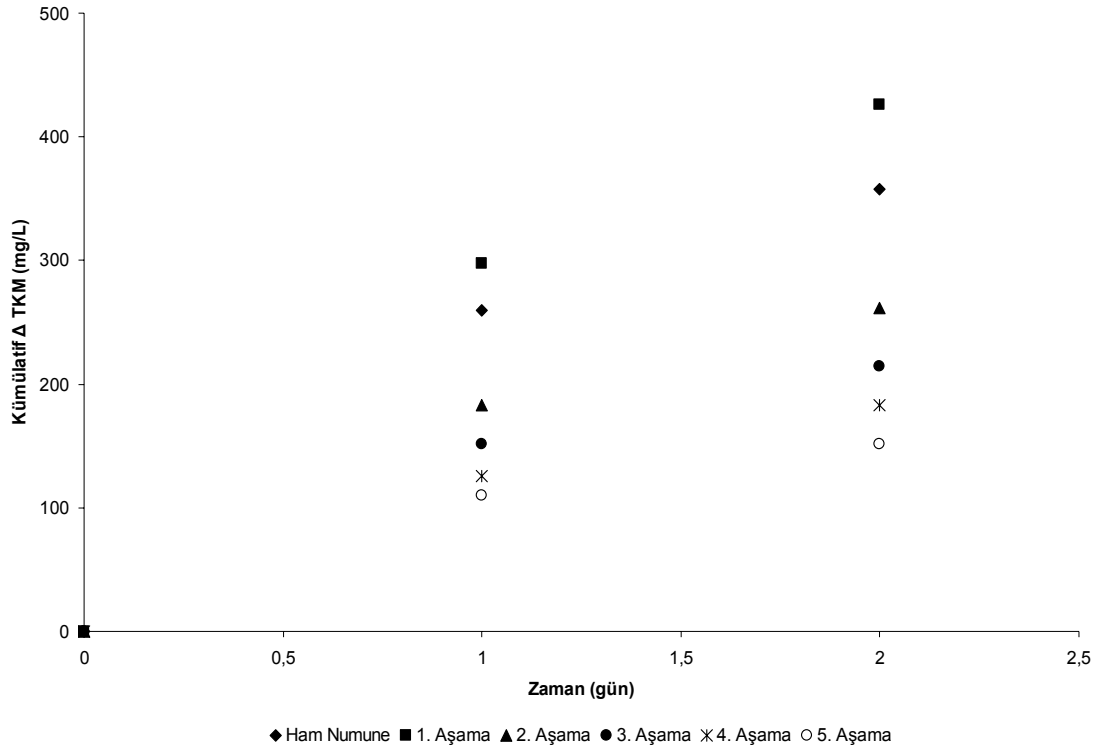
Şekil C.2: Ozonlama Prosesinin Çamurun Çökebilirliğine Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi)



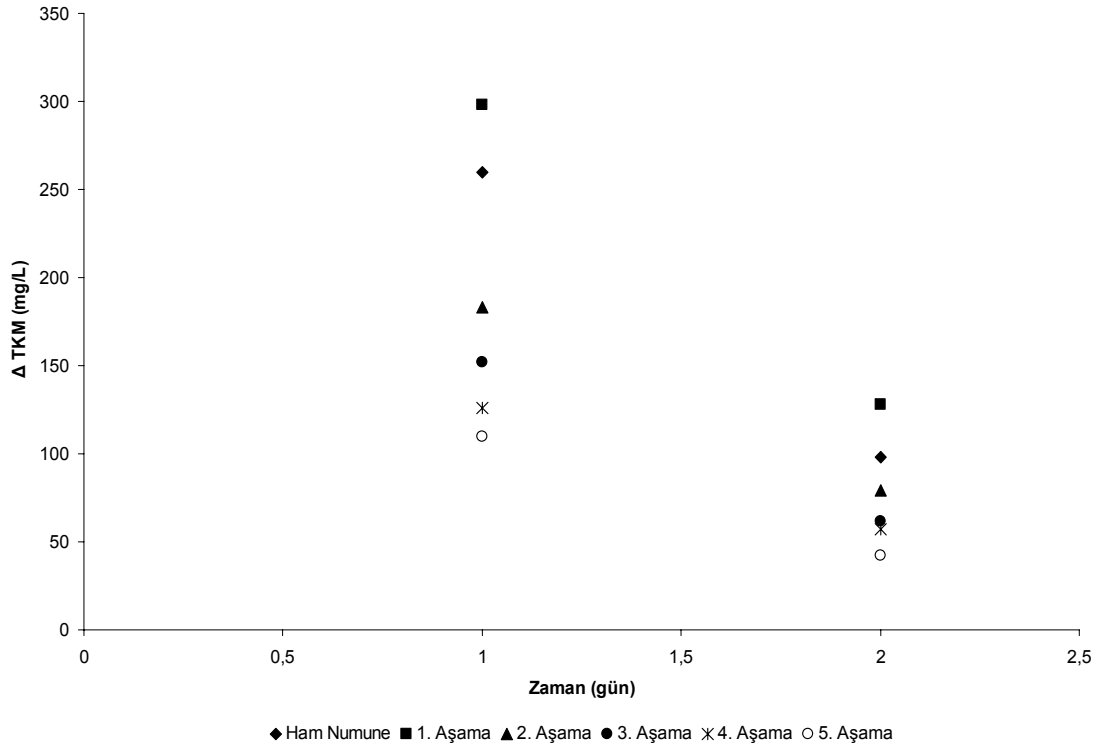
Şekil C.3: Ozonlama Prosesinin Çamurun Filtre Edilebilirliğine Etkisi (Üçüncü Çamur Numunesi)



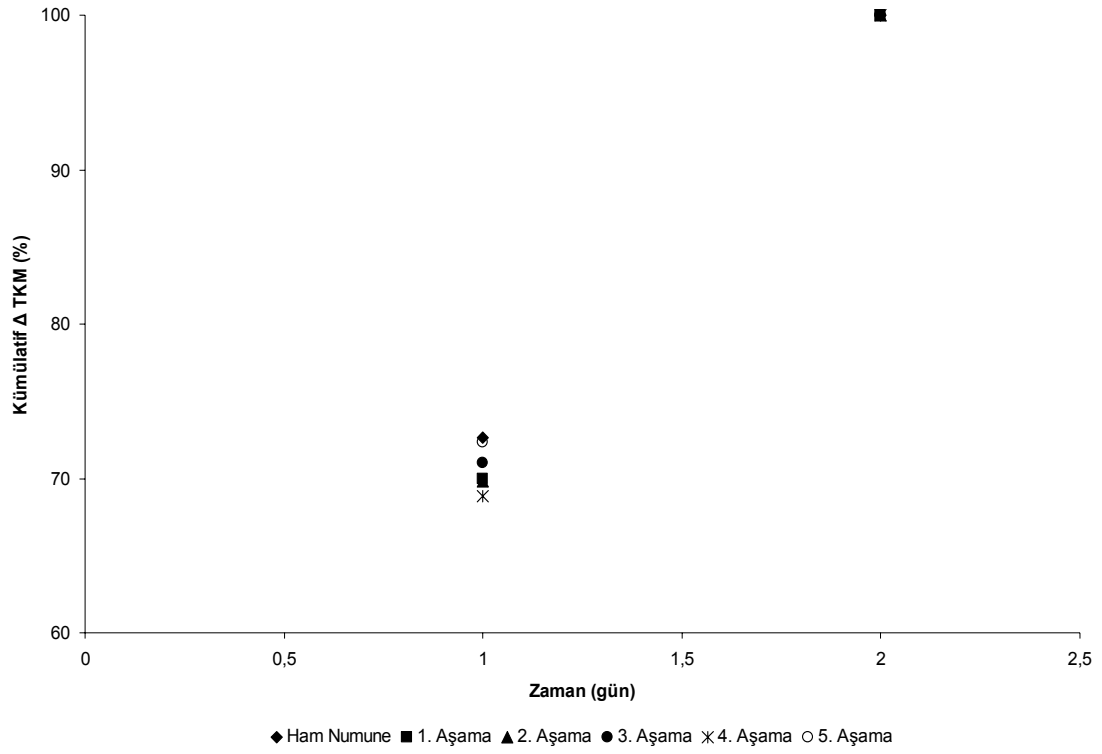
Şekil C.4: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TKM Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



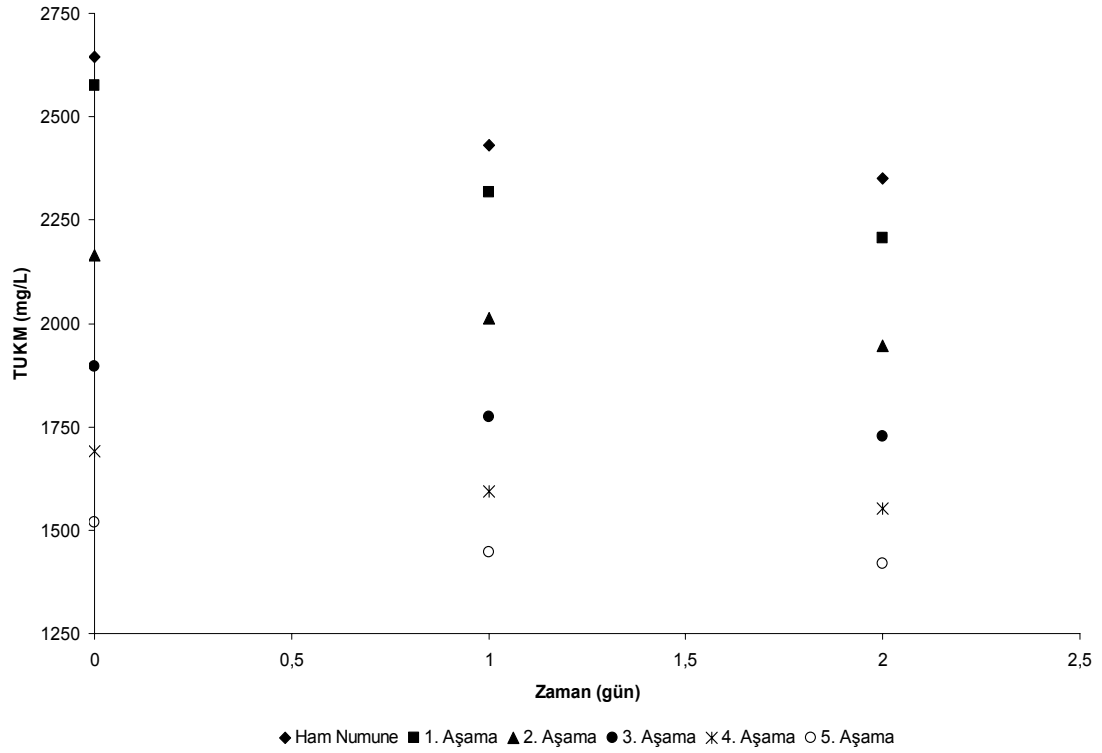
Şekil C.5: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



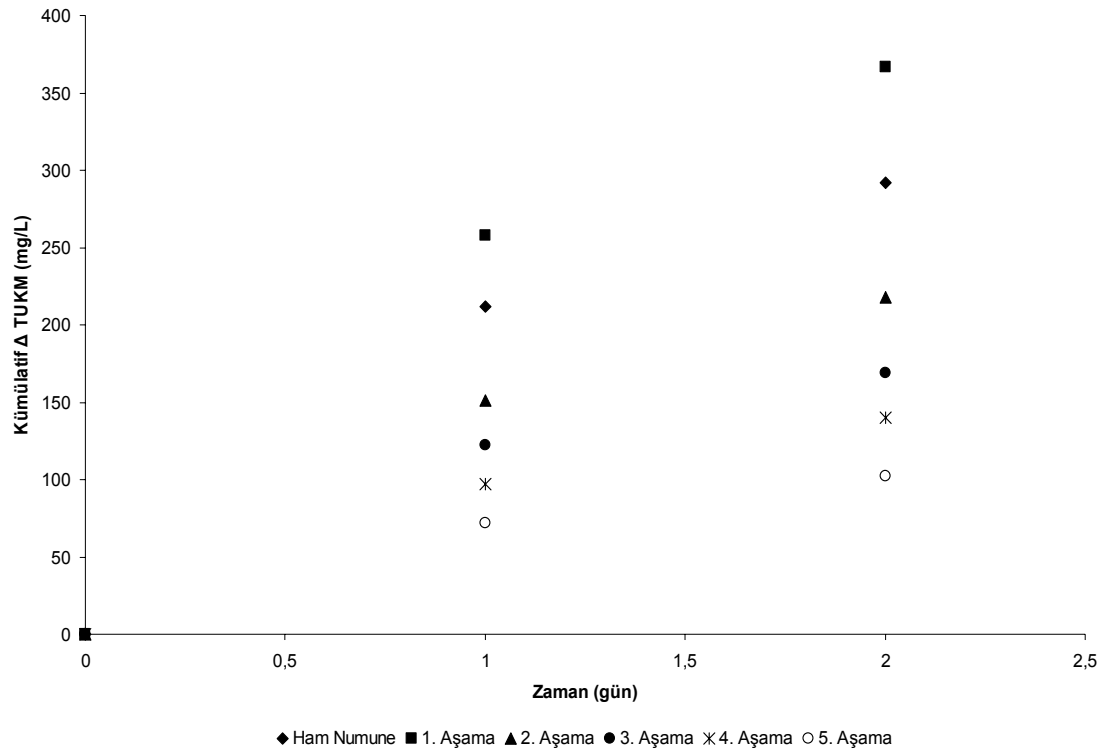
Şekil C.6: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



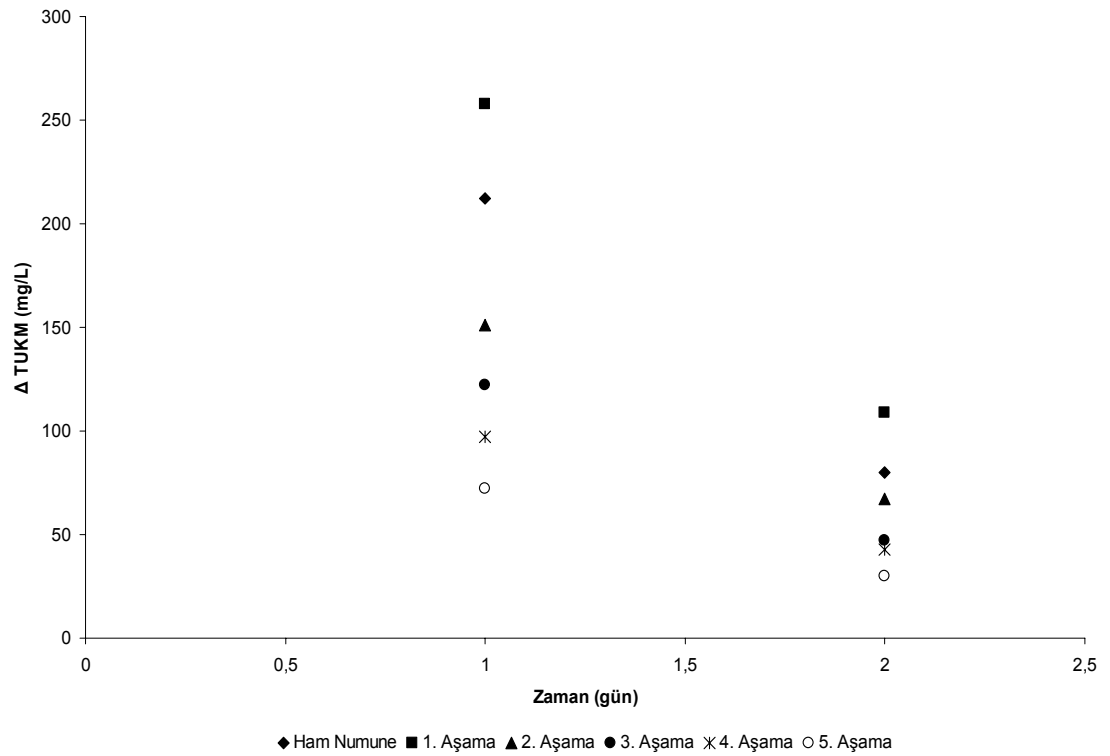
Şekil C.7: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TKM [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



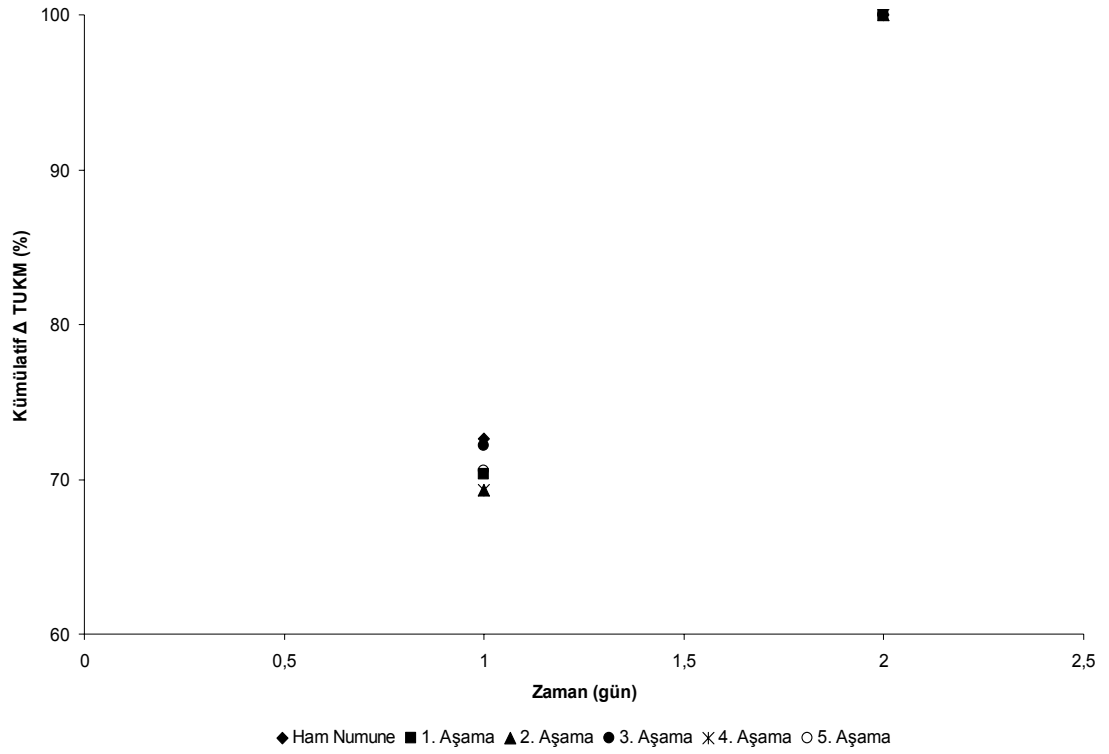
Şekil C.8: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında TUKM Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



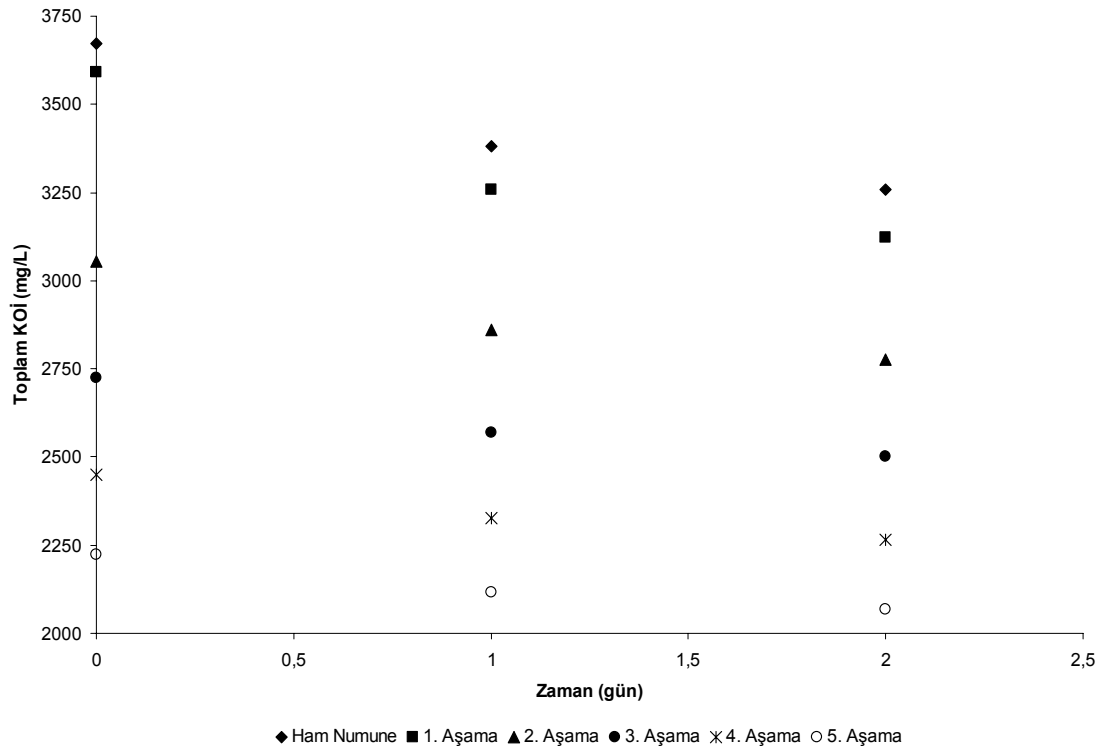
Şekil C.9: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



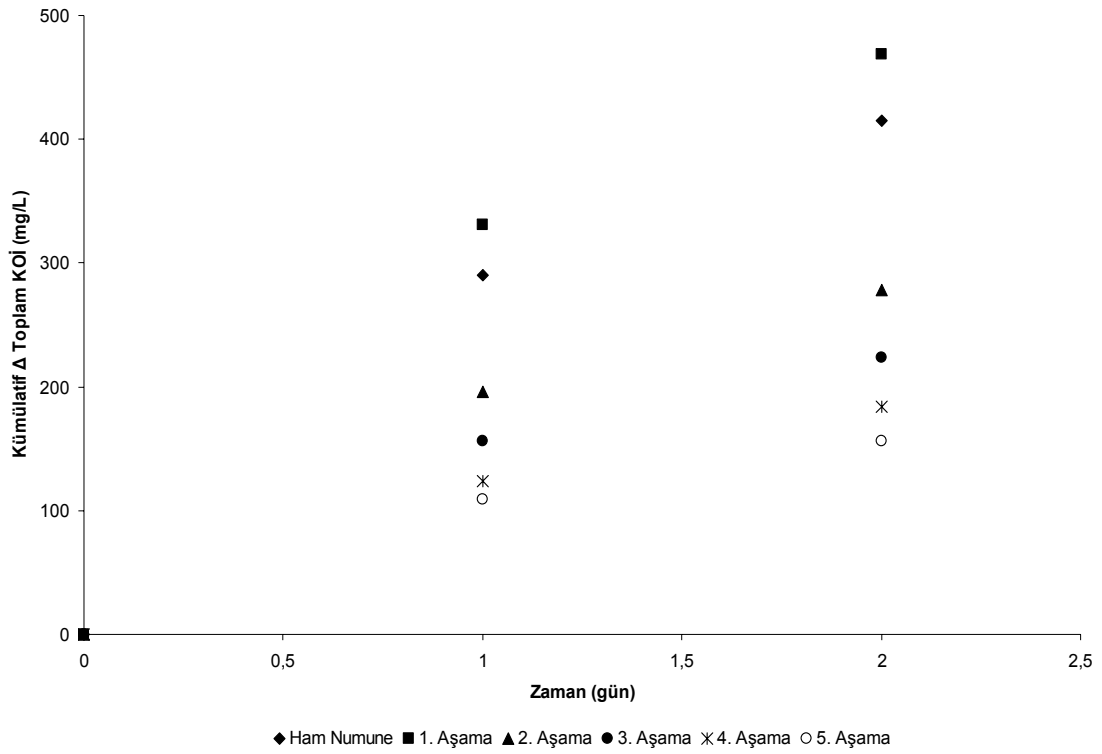
Şekil C.10: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ TUKM [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



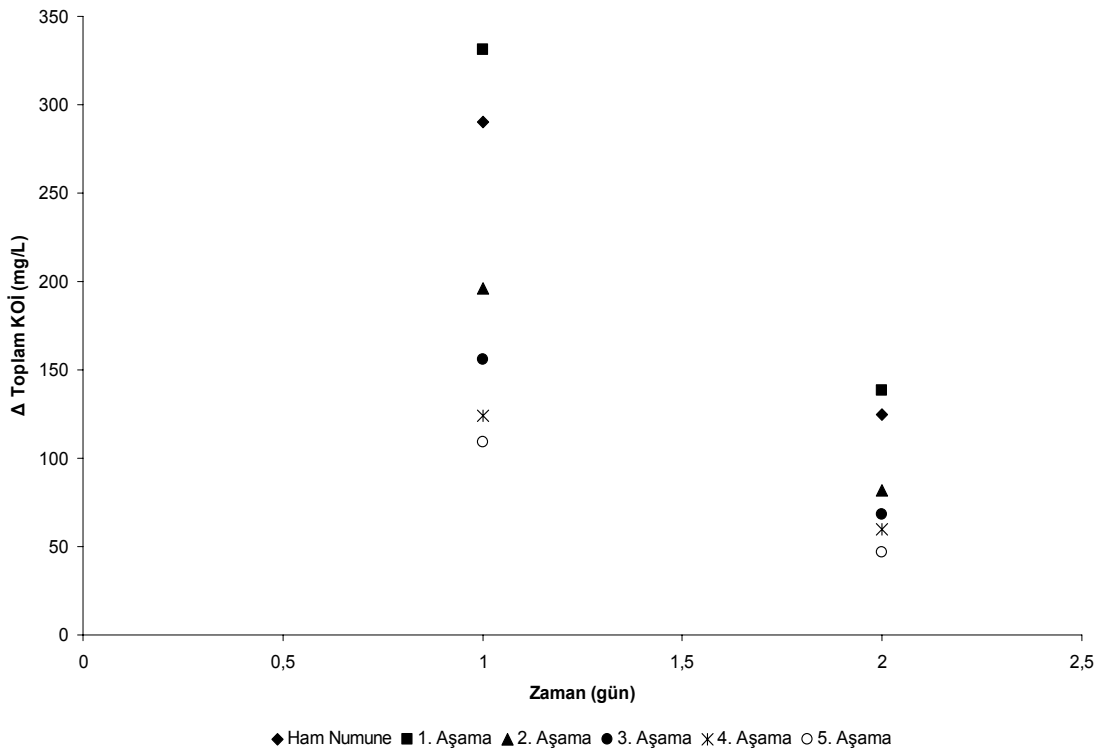
Şekil C.11: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ TUKM [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



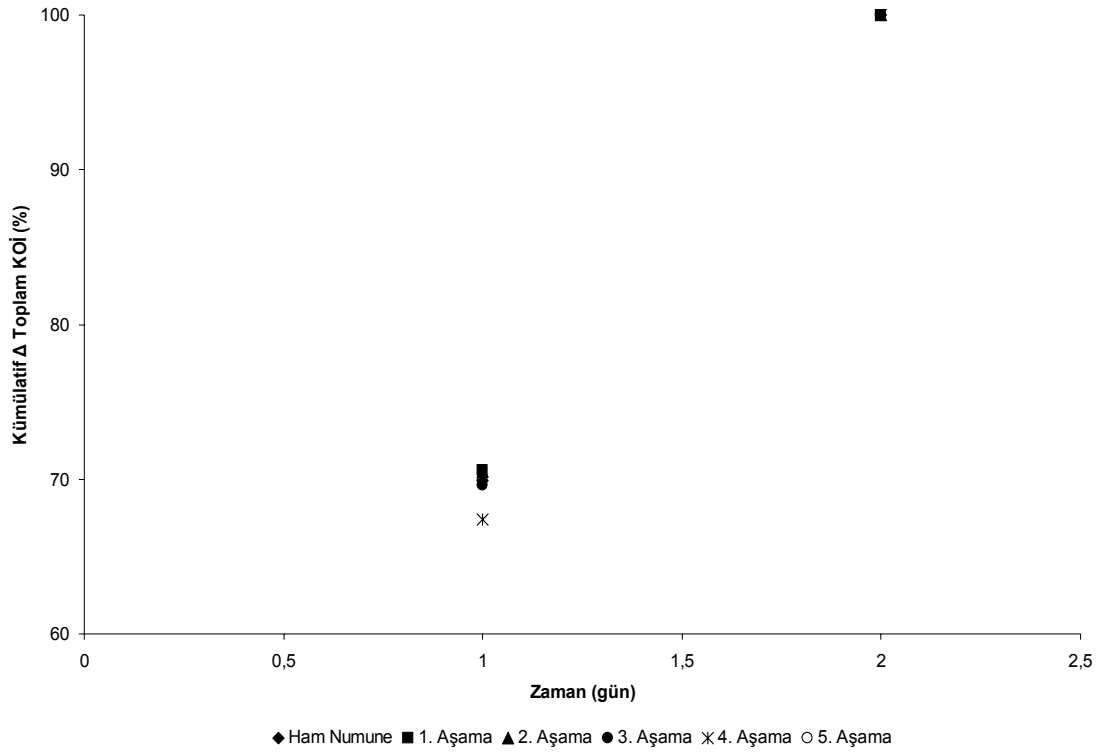
Şekil C.12: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Toplam KOİ Giderimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



Şekil C.13: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



Şekil C.14: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Δ Toplam KOİ [mg/L] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)



Şekil C.15: Aerobik Biyolojik Ayrışma Sırasında Kümülatif Δ Toplam KOİ [%] Değişimi (Üçüncü Çamur Numunesi)

ÖZGEÇMİŞ

14.02.1976 tarihinde İstanbul'da dünyaya gelen Serdar Doğruel, 1994 yılında Özel Sankt Georg Avusturya Lisesi'nden mezun olarak Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans eğitimine başladı. 1998 yılında lisans öğrenimini tamamladıktan sonra İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda yüksek lisans programına kaydoldu. 1999 yılında Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi olan Serdar Doğruel, 2000 yılında Fen Bilimleri Enstitüsü'ne bağlı Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'na ilişkin Çevre Mühendisliği Doktora Programı'nı kazandı. Serdar Doğruel, halen Prof. Dr. Fatoş Germirli Babuna'nın danışmanlığında doktora çalışmasını sürdürmekte ve Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi olarak çalışmaktadır.