

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KOMPOSTLAŞTIRMA PROSESİNDEN KAYNAKLANAN UÇUCU
ORGANİK BİLEŞİKLERİN AÇIK YATAK BİYOFİLTRASYON
İLE ARITILMASI SÜRECİNİN İNCELENMESİ**

HAKAN ÇELİKTEN

**DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI**

**DANIŞMAN
PROF. DR. ARSLAN SARAL**

İSTANBUL, 2018

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KOMPOSTLAŞTIRMA PROSESİNDEN KAYNAKLANAN UÇUCU
ORGANİK BİLEŞİKLERİN AÇIK YATAK BİYOFİLTRASYON
İLE ARITILMASI SÜRECİNİN İNCELENMESİ**

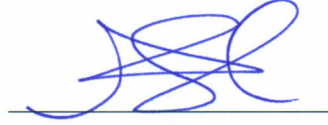
Hakan ÇELİKTEN tarafından hazırlanan tez çalışması 05/12/2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Arslan SARAL
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri


Prof. Dr. Arslan SARAL
Yıldız Teknik Üniversitesi



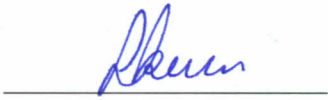
Prof. Dr. Yaşar NUHOĞLU
Yıldız Teknik Üniversitesi



Prof. Dr. Kadir ALP
İstanbul Teknik Üniversitesi



Doç. Dr. S. Levent KUZU
Yıldız Teknik Üniversitesi



Doç. Dr. Burcu ONAT
İstanbul Üniversitesi - Cerrahpaşa





Bu çalışma, Yıldız Teknoloji Transfer Ofisinin katkılarıyla ve Yıldız Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü'nün FDK-2018-3431 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Öncelikle, bana çalışma fırsatı sunarak maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen ve çalışmanın tüm aşamalarında yardım ve ilgisini eksik etmeyen tez danışmanım Sayın Prof. Dr. Arslan SARAL'a,

Tez çalışmalarımın başlangıç aşamasında bana yol gösteren, bilgi ve tecrübeleriyle bana ışık tutan ve teze yön veren doktora tez izleme komitesinde bulunan değerli hocalarım Sayın Prof. Dr. Kadir ALP'e ve Sayın Prof. Dr. Yaşar NUHOĞLU'na,

Bu tez çalışmasının gerçekleştirilmesinde saha ve laboratuvar çalışmalarında sürekli yanımda olan ve yardımlarını esirgemeyen kıymetli hocam Doç. Dr. Levent KUZU'ya,

Kafkas Üniversitesi'nde görev yaptığım süre içerisinde yardımlarını esirgemeyen çalışma arkadaşlarım Dr. Öğr. Üyesi Orhan ULUÇAY ve Dr. Öğr. Üyesi Cem ÖZİÇ'e,

Tezimin yazım aşamasında teknik olarak yardımlarını hiç esirgemeyen, destek olan kıymetli arkadaşım, dostum Çevre Müh. ve İnş. Müh. Fatih GÜLER'e,

Tezin gerçekleştirilmesi husunda; idari ve teknik desteklerini esirgemeyen İSTAÇ A.Ş. ve değerli çalışanlarına,

Lisans ve Yüksek Lisans öğretim hayatımda bilgi ve tecrübeleriyle üzerimde emeği olan kıymetli hocam merhum Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK'E,

Buralara kadar gelmemde en çok emeği olan, maddi ve manevi desteklerini esirgemeyen annem ve babam Cihan – Hakverdi ÇELİKTEN çifti ile ağabeyim Hayati ÇELİKTEN, ablam Serpil ÖZER'e,

Doktora eğitimine başladığım süreçte evlendiğim, zor zamanlarımda yanımda olan ve manevi desteğini eksik etmeyen eşim Dr. Öğr. Üyesi Gonca ÇELİKTEN'e ve 26.07.2017 tarihinde dünyaya gelen ve çalışmalarım sebebiyle ayrı kalmak zorunda olduğum biricik kızım Umay ÇELİKTEN'e,

İsimleri burada yer almayan ama üzerimde emekleri olan tüm değerli hocalarıma ve arkadaşlarıma sonsuz teşekkür eder, saygılar sunarım.

Aralık, 2018

Hakan ÇELİKTEN

İÇİNDEKİLER LİSTESİ

	Sayfa
SİMGE LİSTESİ.....	viii
KISALTMA LİSTESİ	ix
ŞEKİL LİSTESİ.....	x
ÇİZELGE LİSTESİ	xii
ÖZET	xiv
ABSTRACT.....	xvi
BÖLÜM 1	1
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti.....	1
1.2 Tezin Amacı.....	4
1.3 Hipotez.....	6
BÖLÜM 2	7
UOB KONTROLÜNDE BİYOLOJİK PROSESLER.....	7
2.1 Biyolojik Arıtma	7
2.2 Biyofiltreler.....	9
2.3 Biyofiltre Tasarım ve İşletme Kriterleri	11
2.3.1 Dolgu Malzemesi.....	12
2.3.2 Mikroorganizma Popülasyonu.....	15
2.3.2.1 Sıcaklık.....	16
2.3.2.2 pH.....	18
2.3.2.3 Nem Muhtevası	19
2.3.2.4 Oksijen	21
2.3.2.5 Nutrient İhtiyacı	22
2.3.3 Kirlenici Taşınımı, Konsantrasyon ve Etkileşim.....	24
2.3.4 Boş Yatak Bekletme Süresi (EBRT) ve Organik Yük (OLR).....	26
2.4 Biyofiltrasyon Prosesi Kinetiği ve Modelleme Çalışmaları	28
2.4.1 Biyolojik Bozunma Kinetikleri	28

2.4.2	Tek Bir UOB Türü İçin Geliştirilen Modeller.....	33
2.4.3	UOB Karışımları İçin Geliştirilen Modeller.....	35
2.4.4	Kütle Denklikleri	37
2.4.4.1	Gaz Faz İçin Kütle Dengesi	38
2.4.4.2	Biyofilm İçin Kütle Dengesi	38
2.5	UOB' lerin Kaynakları.....	41
2.5.1	Antropojenik Kaynaklar	41
2.5.2	Doğal Kaynaklar.....	43
2.6	UOB'lerin Çevreye ve Canlılara Etkileri.....	43
2.7	Yasal Düzenlemeler	45
BÖLÜM 3		49
KOMPOSTLAŞTIRMA PROSESİ.....		49
3.1	Kompostlaştırma İşlemi	49
3.2	Kompostlaştırma Prosesine Etki Eden Faktörler	52
3.2.1	Karbon/Azot Oranı (C/N).....	52
3.2.2	pH	53
3.2.3	Oksijen Miktarı.....	53
3.2.4	Su Mutevası	54
3.2.5	Sıcaklık	54
3.2.6	Dane Boyutu	55
3.3	Kompost Tesislerinden Kaynaklanan UOB'ler	56
3.4	Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi	59
BÖLÜM 4		63
MATERYAL VE METOT		63
4.1	Örnekleme Noktası	63
4.2	Ön Çalışmaların Gerçekleştirilmesi.....	65
4.3	Atık Gaz Örnekleme ve Analiz Yöntemleri	73
4.3.1	UOB Örnekleme ve Analiz Metodu	73
4.3.2	Toplam Organik Karbon (TOC) Tayini	75
4.3.3	Giriş Atık Gaz Ölçümleri	77
4.4	Mikrobiyal Popülasyonun Tanımlanması.....	78
4.4.1	Dolgu Malzemesi Örnekleme Noktaları	79
4.4.2	Saf Bakteri Kültürlerinin Elde Edilmesi ve DNA Ekstraksiyonu	80
4.4.3	16S rDNA Genlerinin PCR ile Çoğaltılması.....	82
4.4.4	Sekans Analizi	83
4.4.4.1	Saflaştırma Protokolü.....	83
4.4.4.2	Sekans PCR.....	84
BÖLÜM 5		85
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA		85
5.1	UOB Konsantrasyonlarının İncelenmesi	85
5.2	TOC Ölçüm Sonuçlarının Değerlendirilmesi	110
5.3	Mikrobiyal Tür Sonuçlarının İncelenmesi	117

BÖLÜM 6	123
SONUÇ VE ÖNERİLER.....	123
KAYNAKLAR	126
EK-A	
DOLGU MALZEMESİNDEN ALINAN ÖRNEKLERDEN ELDE EDİLEN SEKANS DİZİLERİ.....	142
EK-B	
ÇALIŞMADA ÖLÇÜLEN UOB KONSANTRASYONLARI VE GİDERİM VERİMLERİ.....	157
EK-C	
ÖRNEKLEME ZAMANLARINDAKİ ATMOSFERİK KOŞULLAR.....	170
ÖZGEÇMİŞ	171

SİMGE LİSTESİ

C	Su fazındaki çözünenin denge konsantrasyonu
C_{gi}	Giriş konsantrasyonu
C_{go}	Çıkış konsantrasyonu
K_i	Substrat inhibisyon sabitidir
K_H	Henry sabiti
P	Gaz fazındaki kirletici konsantrasyonu
Q	Debi
S	Substrat konsantrasyonu
X	t anındaki biyokütle konsantrasyonu
Y	Biyokütle verim katsayısı
μ	Özgül spesifik büyüme hızı
μ_{net}	Net spesifik büyüme hızı
μ_{max}	Maksimum spesifik büyüme hızı
τ	Gerçek kalış süresi
θ	Porozite

KISALTMA LİSTESİ

ATY	Atıktan türetilmiş yakıt
BMA	Biyolojik mekanik arıtma
BTEX	Benzen, Toluen, Etilbenzen, Ksilen
BUOB	Biyojenik uçucu organik bileşik
CF	Kloroform
C-UOB	Karbon olarak uçucu organik bileşik
Cl-UOB	Klorlu uçucu organik bileşik
CTC	Karbontetraklorür
DCM	Diklorometan
DDS	Dimetildisülfür
DS	Dimetil sülfür
EBRT	Boş yatak bekletme süresi
EC	Eliminasyon kapasitesi
EKA	Evsel katı atık
FID	Alev iyonizasyon dedektörü
GC	Gaz kromatografisi
MM	Metilmerkaptan
MS	Kütle spektrometrisi
BKA	Belediye katı atık
BKAOF	Belediye katı atık organik fraksiyonu
NCBI	Ulusal Biyoteknoloji Bilgi Merkezi
NMHC	Metan içermeyen hidrokarbonlar
NMUOB	Metan içermeyen uçucu organik bileşik
OH	Hidroksil radikali
OLR	Organik giriş yükü
BKAOF	Belediye katı atıkların organik fraksiyonu
PCE	Tetrakloroetilen
RE	Giderim verimi
TCE	Trikloroetilen
TD	Termal desorber
TOK	Toplam organik karbon
TÜBİTAK	Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu
UOB	Uçucu organik bileşik
US EPA	Birleşik Devletler Çevre Koruma Ajansı
VLR	Hacimsel yük

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1	Kirletici (UOB) biyolojik bozunma yolları 9
Şekil 2.2	Açık yatak biyofiltre ünitesi şematik gösterimi 10
Şekil 2.3	Kapalı yatak biyofiltre ünitesi şematik gösterimi 11
Şekil 2.4	Biyofiltrasyon prosesinin basitleştirilmiş biyofiziksel modeli 32
Şekil 2.5	Biyofiltre için biyofiziksel model 33
Şekil 2.6	Biyofiltrasyon model bileşenlerinin şematik gösterimi 37
Şekil 3.1	Havalandırılmalı kompostlaştırma prosesinin kimyasal olarak ifadesi 51
Şekil 3.2	2017 yılı kompost tesisine gelen atık miktarının % dağılımı 60
Şekil 3.3	Kemberburgaz kompost ve geri kazanım tesisi akış diyagramı ve 2017 yılı % atık dağılımı 61
Şekil 4.1	Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi genel görünümü 64
Şekil 4.2	Gerçek ölçekli açık yatak biyofiltre ünitesinin (3 adet) tesis alanında konumu ve dıştan görünümü..... 64
Şekil 4.3	Dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıkları 65
Şekil 4.4	Biyofiltre ünitesinde TOK ölçümü yapılan atık gaz giriş ve çıkış noktalarının genel görünümü 66
Şekil 4.5	UOB örneklemede kullanılan cam sorbent tüp 67
Şekil 4.6	UOB örneklemede kullanılan çelik sorbent tüp 69
Şekil 4.7	UOB giriş ve çıkış (A, B, C, D ve E) örnekleme noktaları..... 75
Şekil 4.8	PORTAFID® M3K model cihaz ile sahada yapılan bir ölçüm 76
Şekil 4.9	Toplam organik karbon giriş ve çıkış (1-12) örnekleme noktaları 76
Şekil 4.10	Giriş atık gazında ölçüm yapılan cihaz (GA5000) 77
Şekil 4.11	Kompost ve Geri Dönüşüm Tesisi Genel Görünümü, B- Gerçek ölçekli açık yatak biyofiltre ünitesinin (3 adet filtre) tesis alanında konumu C- Biyofiltre ünitesinde örnekleme yapılan dolgu malzemesi 78
Şekil 4.12	Gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi örnekleme noktalarının şematik gösterimi..... 80
Şekil 4.13	Bakteri üremesinin gerçekleştiği katı agar besiyeri (A Noktası Numunesi) 81
Şekil 4.14	PCR ile DNA dizilerinin çoğaltılması aşamaları 82
Şekil 4.15	Biyofiltre ünitesinden alınan dolgu malzemesi örneklerinden elde edilen agaroz jel görüntüleri 83
Şekil 5.1	Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Kasım, 2017) 87
Şekil 5.2	Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Ocak, 2018) 88

Şekil 5.3	Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Nisan, 2018).....	89
Şekil 5.4	Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Mayıs, 2018).....	90
Şekil 5.5	Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Haziran, 2018)	91
Şekil 5.6	Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Kasım, 2017).....	93
Şekil 5.7	Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Ocak, 2018).....	94
Şekil 5.8	Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Nisan, 2018).....	95
Şekil 5.9	Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Mayıs, 2018)	96
Şekil 5.10	Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Haziran, 2018).....	97
Şekil 5.11	Solar radyasyon-yağış grafiği	116
Şekil 5.12	Biyofiltre dolgu malzemesinde bakteri popülasyonunun dağılımı (%)	119

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2.1	Biyolojik arıtma yöntemlerinin performansları açısından karşılaştırılması 8
Çizelge 2.2	Filtre ortamına dayalı biyofiltrelerin tasarım ve işletilmesinde etkili olan faktörler 23
Çizelge 3.1	Çeşitli kompostlaştırma malzemeleri için maksimum tavsiye edilen nem miktarı 54
Çizelge 3.2	Kompostlaştırma tesislerinde biyofiltreyi besleyen bir akımın ortalama bileşimi 56
Çizelge 3.3	Kompostlaştırma proseslerinden kaynaklanan uçucu organik bileşik türleri 59
Çizelge 4.1	Biyofiltre giriş ve çıkış TOK ölçüm sonuçları 66
Çizelge 4.2	Biyofiltre giriş numunelerinde ölçülen UOB konsantrasyonları (ppm).. 68
Çizelge 4.3	Biyofiltre çıkış numunelerinde ölçülen UOB konsantrasyonları (ppm) . 68
Çizelge 4.4	Tenax® TA kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m^{-3}) 70
Çizelge 4.5	Hindistan cevizi kömürü kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m^{-3})..... 71
Çizelge 5.1	Biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz hızı ve karakteristiği 98
Çizelge 5.2	Biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz debileri 99
Çizelge 5.3	Biyofiltre ünitesi işletme ve performans parametreleri..... 105
Çizelge 5.4	Biyofiltre ünitesi işletme parametreleri..... 107
Çizelge 5.5	Biyofiltre ünitesi hedef kirletici ve giderim verimleri 108
Çizelge 5.6	Biyofiltre ünitesi örnekleme noktalarında TOK sonuçları ve giderim verimleri 111
Çizelge 5.7	Biyofiltre ünitesi TOK-UOB konsantrasyonları arasındaki ilişki..... 112
Çizelge 5.8	Biyofiltre ünitesinin TOK arıtma performansı..... 113
Çizelge 5.9	İncelenen gerçek ölçekli biyofiltrelerin genel özellikleri..... 114
Çizelge 5.10	İncelenen gerçek ölçekli biyofiltrelerin giderim verimleri 115
Çizelge 5.11	TOK giderimi-meteoroloji parametreleri korelasyonu 116
Çizelge 5.12	Bakteriyel 16S rRNA genlerinden agaroz jel bantları için NCBI'da elde edilen en yakın ilişkili sekanslar 118
Çizelge 5.13	Dolgu malzemesinde tanımlanan bakteri türlerinin sınıflandırması 120
Çizelge B.1	Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m^{-3} ölçülen konsantrasyonlar (Ocak, 2018) 157
Çizelge B.2	Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Ocak, 2018)..... 159

Çizelge B.3	Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m^{-3} ölçülen konsantrasyonlar (Nisan, 2018)	160
Çizelge B.4	Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Nisan, 2018).....	162
Çizelge B.5	Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m^{-3} ölçülen konsantrasyonlar (Mayıs, 2018).....	163
Çizelge B.6	Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Mayıs, 2018)	165
Çizelge B.7	Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m^{-3} ölçülen konsantrasyonlar (Haziran, 2018)	166
Çizelge B.8	Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Haziran, 2018)	168
Çizelge C.1	Örnekleme Zamanlarındaki Atmosferik Koşullar.....	170



KOMPOSTLAŞTIRMA PROSESİNDEN KAYNAKLANAN UÇUCU ORGANİK BİLEŞİKLERİN AÇIK YATAK BİYOFİLTRASYON İLE ARITILMASI SÜRECİNİN İNCELENMESİ

Hakan ÇELİKTEN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Arslan SARAL

Belediye katı atıkları organik fraksiyonlarının kompostlaştırılması depo sahalarına yönlendirilecek atık miktarlarını azaltmaktadır. Kompostlaştırma işlemi, çeşitli organik katı atıklardan kullanılabilir ve faydalanılabilir nihai ürün elde edilmesini sağlar. Ancak proses esnasında biyolojik süreçlerden ve atıkların kimyasal bileşiminden kaynaklanan çok farklı UOB türleri ve kokulu gazlar açığa çıkmaktadır. Kokuya sebep olan UOB'lerin biyolojik yöntemlerle arıtılması, etkili ve ekonomik bir seçenek olarak önem kazanmıştır.

Biyofiltreler; UOB karışımlarının veya inorganik atık gaz bileşiklerinin arıtılmasında önemli bir role sahiptir ve yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu tez çalışmasında kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB'lerin gerçek ölçekli açık yataklı biyofiltrasyon prosesinde arıtılması süreci incelenmiştir. Bu sayede kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan hedef UOB konsantrasyonları ve bu kirleticilerin biyofiltre ünitesinde giderim verimleri belirlenmiştir.

Çalışma kapsamında TOC cinsinden yapılan atık gaz ölçüleriyle de biyofiltre yatağının performansı ortaya konmuş ve UOB-TOC arasında ilişki belirlenmiştir. Biyofiltre gibi kirletici bileşiklerin mikrobiyal topluluk tarafından katalizlendiği biyolojik proseslerde mikrobiyal aktivitenin sağlanması ve sürekliliği başlıca önemli faktörlerdir. Bu nedenle, tez çalışmasında biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi olarak

kullanılan ağaç parçacıklarında biyolojik bozunmada rol alan mikrobiyal popülasyonlar DNA izolasyonu, PCR ve dizileme teknikleriyle tanımlanmıştır.

Hedef UOB türleri için Kasım, Ocak Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında biyofiltre ünitesine beslenen ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 57.9, 11.51, 4.54, 5.09 ve 10.26 mg m⁻³ olup bu giriş konsantrasyonları için giderim verimleri ise sırasıyla % 45, % 62, % 32, % 32 ve % 40 olarak tespit edilmiştir. Kullanılan dolgu malzemesinde zamanla meydana gelen bozulmalar giderim veriminin azalmasına neden olmuştur.

Aynı dönemlerde (Ocak, Nisan, Mayıs ve Haziran) yapılan TOK - UOB ölçümleri, incelenen UOB'lerin toplam mg C m⁻³ cinsinden hesaplanan UOB konsantrasyonunun % 1 ile % 4'lük bir kısmını temsil ettiğini göstermiştir. Bu sonuçlar, tez çalışmasında araştırılan hedef UOB'ler haricinde kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan çok farklı C- UOB'ler olduğunu ortaya koymuştur.

Çalışma kapsamında biyofiltre dolgu malzemesinde belirlenen türler içerisinde *Bacillaceae* (*Solibacillus silvestris*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus cereus*, *Bacillus paralicheniformis*) ve *Enterobacteriaceae* (*Enterobacter cloacae*, *Enterobacter ludwigii*, *Serratia marcescens*) bakteri ailesinin sırasıyla 53% ve 47 % hakim olduğu sonucuna varılmıştır.

Elde edilen sonuçlar, biyofiltre prosesinde kullanılan dolgu malzemesi seçiminde homojen ve dayanıklı malzemelerin tercih edilmesi gerektiğini göstermiştir. Ayrıca biyofiltre yatağının kurumaya başladığı dönemlerde dolgu malzemesinin nemlendirilmesi, ömrünün uzamasına ve biyofiltre ünitesinin giderim veriminin iyileştirilmesine katkı sunacaktır.

Anahtar Kelimeler: Biyofiltre, UOB, TOK, DNA, PCR, dolgu malzemesi, giderim verimi

**INVESTIGATION OF VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS
REMOVAL IN A FULL-SCALE OPEN BED BIOFILTER TO
TREAT COMPOSTING EMISSIONS**

Hakan ÇELİKTEN

Department of Environmental Engineering

PhD. Thesis

Advisor: Prof. Dr. Arslan SARAL

Composting of organic fractions of municipal solid waste reduces the amount of waste to be directed to landfills. Various organic can be used Composting process in order to acquire valuable end product. But various types of odorous VOCs are released due to organic decomposition and material composition. Biological treatment of VOCs that cause odors, gained importance in terms of efficiency and economical aspects.

Biofilters have an important role treatment of VOC mixtures or inorganic waste gas compositions and they are widely used. In this study, the treatment process of VOCs at a full-scale biofilter was investigated. Target VOCs species and their removal efficiencies were determined.

Waste gas measurements were recorded in terms of TOC and treatment performance was determined. Then, the relation between VOC and TOC was revealed. Microbial activity and sustainability in biological processes, where biodegradable contaminants such as the biofilter are catalyzed by the microbial community, are important factors. Fort this reason, microbial populations taking part in biodegradation of wood chips used as filling material in biofilter unit were identified by PCR and sequencing techniques.

The average inlet concentrations for the target VOCs supply to the biofilter unit in November, January, April, May and June were 57.9, 11.51, 4.54, 5.09 and 10.26 mg m⁻³, respectively and the removal efficiencies for these inlet concentrations were 45%, 62%, 32%, 32% and 40%, respectively. The deterioration of the filling material, caused reduced removal efficiencies by the time.

TOC - VOC measurements in the same periods (January, April, May and June) showed that the quantified VOCs represented only 1% to 4% of the VOC concentration calculated in total mg C m⁻³. These results showed that there are various C-VOCs resulting from the composting process except for the target VOCs investigated in the this study.

Bacillaceae (*Solibacillus silvestris*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus cereus*, *Bacillus paralicheniformis*) and *Enterobacteriaceae* (*Enterobacter cloacae*, *Enterobacter ludwigii*, *Serratia marcescens*) dominated the bacterial family in the packing material by 53% and 47%, respectively.

The results showed that homogenous and stable materials should be preferred in the selection of the packing material used in the biofilter process. In addition, moisturizing of the packing material during the periods when the biofilter bed begins to dry, will contribute to prolonging the life of packing material and improving the removal efficiency of the biofilter unit.

Keywords: Biofilter, VOC, TOC, DNA, PCR, packing material, removal efficiency

1.1 Literatür Özeti

Nüfusun hızla artması, kentsel ve endüstriyel gelişmeyle birlikte günümüzde artan yakıt tüketimi ve kimyasal madde kullanımı; hava kirliliği, insan ve çevre sağlığı açısından endişe verici çok farklı uçucu organik bileşikler (UOB) ve kokulu bileşiklerin atmosfere salınmasına neden olmaktadır. Günümüzde çevre problemlerine karşı artan duyarlılık, önemli hava kirleticileri olan uçucu organik bileşikler (UOB) ve bunların çevre ve insan sağlığı üzerine etkileri konusunda insanların bilinçlenmesine katkı sağlamaktadır. Son yıllardaki bilimsel, politik, sosyal ve ekonomik alanlardaki değişiklikler hava kalitesi ve çevre mevzuatlarını da etkilemiştir. Devlet kurumları tarafından zorunlu tutulan bağlayıcı çevre mevzuatları, kirleten sanayilerin bu düzenlemelere uyması için etkili hava kirliliği arıtma süreçlerini benimsemelerine öncülük etmiştir [1]. Bu da uçucu organik bileşiklerin kontrolü konusunda yeni bakış açısı sağlamıştır. Bu kapsamda; biyolojik prosesler, genel olarak atık gaz arıtımı ve hava kirliliği kontrolü için konvansiyonel, biyolojik olmayan teknolojilere nispeten yeni alternatifler olarak geliştirilmiştir [2].

Hava kirliliği kontrol çalışmalarında atıksu arıtma tesisleri ve endüstriyel proseslerden kaynaklanan atık gazlar, geleneksel olarak ıslak arıtıcı, yakma, adsorpsiyon, yoğunlaşma ve oksidasyon gibi fiziko-kimyasal işlemler kullanılarak arıtılmıştır. Biyolojik atık gaz arıtma işlemleri, yakma veya adsorpsiyon gibi konvansiyonel tekniklerle karşılaştırıldığında sadece maliyet açısından etkin değildir, aynı zamanda çevre dostu bir yöntemdir [3], [4]. Yatırım ve işletme maliyetleri dikkate alındığında atık gazların biyolojik yöntemlerle arıtılması günümüzde etkili ve ekonomik bir seçenek olarak önem kazanmaktadır. Biyolojik arıtma, uygun maliyetli bir seçenek sunması ve

kamuoyu tarafından geleneksel arıtma yöntemlerine çevre dostu alternatif olarak olumlu yaklaşımdan dolayı fiziksel ve kimyasal yöntemler ile karşılaştırıldığında giderek popüler olan bir tekniktir [5]. Uygulanacak olan teknoloji işletme maliyetleri ile direk olarak ilgili olduğu için UOB arıtımı konusunda teknoloji seçimi en önemli basamaklardan biridir. Biyolojik arıtma, UOB emisyonları için yenilikçi hava kirliliği kontrol teknolojisidir. Atık gazların biyolojik olarak arıtılması işleminde günümüzde yaygın olarak kullanılan üç ana tip (biyofiltreler, biyo-ıslak arıtıcılar ve biyo-damlatmalı filtreler) bioreaktör vardır [6]. Yaygın olarak kullanılan bu üç teknolojiye ek olarak; harici hava döngülü bioreaktör [7], sarmal bioreaktör [8], membran bioreaktör [9], [10], [11], [12] ve aktif çamur difüzyonu [13], [14] gibi diğer alternatifler önerilmiştir.

Atık gaz arıtımı için bioreaktörlerin tüm tiplerinde kirleticiler sıvı faza nüfuz eder ve mikroorganizmalar tarafından CO_2 , H_2O ve mineraller gibi ürünlere dönüştürülür [15], [16]. Kirli havanın arıtılması için mevcut seçenekler arasında biyofiltrasyon, kompostlaştırma süreçlerinden gelen emisyonları azaltmak için adapte edilebilir bir koku azaltma tekniğidir [17]. Biyofiltreler, atık gaz akımının gözenekli bir filtre ortamından geçirildiği proseslerdir. Biyofiltreler, gaz kirleticileri parçalamak ve zararsız son ürünler üretmek için mikroorganizmaları kullanan etkili bir hava kirliliği kontrol teknolojisidir [18]. Biyofiltrasyon prosesinin temeli mikrobiyal bozunmaya dayanmaktadır. Bu prosesin işletilmesinin oldukça karmaşık mikrobiyolojik ve fiziksel temelleri vardır. Atık gaz, mikroorganizmalar ve besin maddelerinin bağlı olduğu organik (kompost, turba, toprak vb.) ya da inorganik (plastik, slika vb.) dolgu malzemeleriyle kaplı sabit bir yatağa beslenir. Mikroorganizmalar bu gözenekli ortamda substrata bağlı atık gaz ile beslenir. Geleneksel aktif çamur arıtımında olduğu gibi biyofiltrasyon proseslerinde de mikroorganizmalar organik bileşikleri tamamen CO_2 ve H_2O 'ya okside etmek için kullanılırlar [19]. Atık gaz içerisindeki UOB'ler heterotrofik mikroorganizmalar için enerji ve/veya karbon kaynağı olarak kullanılırken, oksitlenebilir inorganik bileşikler (H_2S ve NH_3 gibi) ototrofik mikroorganizmalar tarafından doğrudan arıtımda kullanılır [20].

Literatürde kokulu gazların biyolojik yöntemlerle arıtılması için ilk öneriler 1923 yılında yapılmış ve atıksu arıtma tesislerinde H_2S emisyon kontrolünün temel kavramları Bach tarafından tartışılmıştır [21]. 1950'lere kadar bu kavramın uygulanması hakkında ABD ve Batı Almanya'da rapor yayınlanmıştır. 1959 yıllarında Batı Almanya Nuremberg'de belediye atık su arıtma tesisinde kanalizasyon borularından gelen

kokuları kontrol etmek için bir toprak yataklı filtre kurulmuştur [21]. ABD'de, H₂S biyofiltrasyonu üzerine ilk sistematik araştırma 1960'ların başlarında Carlson ve Leiser tarafından yapılmıştır [21]. Batı Almanya'da 1960 ve 1970'li yıllarda atık su arıtma tesisleri, yağ fabrikaları, kompost ve gıda işleme tesislerinin yanı sıra tavuk ve domuz çiftlikleri gibi çeşitli kaynaklardan gelen kokuları kontrol etmek için biyofiltreler başarılı şekilde kullanılmıştır [21]. 1990'lı yılların sonlarına doğru Avrupa ve Japonya'da yaygın kullanıma sahip biyofiltreler [19] günümüzde hava kirliliği kontrolü teknolojisi olarak kabul edilmeye başlanmış ve yaygın olarak kullanılmaktadır. Biyofiltrasyon prosesi; uçucu organik bileşikler (UOB) ve çeşitli kirletici kaynaklardan gelen toksik hava emisyonlarının kontrolünü kapsayacak şekilde geniş uygulama alanı bulmuştur [22]. Özellikle düzenli depolama alanlarının hava kirliliği üzerinde olumsuz etkileri ve aşırı kirletici yükünün azaltılması için yaygınlaşmış olan kompostlaştırma tesislerinde de açığa çıkan atık gazların biyofiltrasyon yöntemiyle arıtılması önemli bir çalışma alanı sunmuştur. Bu amaçla; özellikle 2000'li yıllardan sonra kompostlaştırma tesislerinde kentsel organik katı atıkların biyolojik olarak ayrıştırılması sonucunda açığa çıkan uçucu organik bileşiklerin biyofiltrasyon prosesiyle arıtılması ve kirletici türlerinin belirlenmesi konusunda bir çok çalışma yapılmış olup [6], [23], [24], [25], [26], [27], [28], [29] günümüzde de bu çalışmalar önemli bir yer teşkil etmekte olup devam etmektedir.

Biyofiltreler, atmosfere açık ve kapalı olarak veya yatay ve dikey gaz akış yönüne göre tasarlanabilir. Dikey gaz akışlı biyofiltreler yukarı akışlı veya aşağı akışlı olabilir. Yeterli yüzey alanı ve boşluk mevcut olmadığı durumlarda yatay gaz akışlı biyofiltreler bir seçenek olarak sunulabilir [30]. Hayvansal faaliyetler için yaygın olarak kullanılan kapalı biyofiltrelerin açık biyofiltrelerden daha maliyetli olduğu ayrıca aşağı akış ve yukarı akışlı biyofiltreler karşılaştırıldığında, inşaat maliyeti açısından genellikle yukarı akış tipinin aşağı akıştan daha ucuz olduğu belirtilmiştir [30]. Açık biyofiltrelerde, genel bir inşaat yönteminde uygun boyutta 1~2 m derinliğinde kazı yapılır, dibine çakıl kaplı bir dağıtım kanalı yerleştirilir ve üzeri kum, kompost vb. dolgu malzemeleriyle doldurulur. Sistem yağmurlu iklimlerde ağır yağış tarafından gerçekleştirilecek işletme problemlerini sınırlamak için kapatılır [6].

1.2 Tezin Amacı

Kentsel ve endüstriyel gelişmeye paralel olarak artan yakıt tüketimi ve kimyasal madde kullanımını çevre havasında uçucu organik bileşik (UOB) konsantrasyonunun artmasına neden olmaktadır. Uçucu organik bileşikler; yaygın bir şekilde evsel, endüstriyel ve motorlu taşıt emisyonu gibi pek çok kaynaktan atmosfere salınmaktadır. Bunun yanı sıra atıksu arıtma tesisleri, belediye katı atık depo sahaları ve kompost tesisleri potansiyel UOB kaynaklarıdır. Çevre Teknolojileri uygulamaları açısından kirlilikleri önlemek ve bertaraf etmek amacıyla yapılan bu tesislerde özellikle biyolojik işlemler sırasında kokulu gazlar açığa çıkmaktadır. Kentsel alanlarda rahatsız edici kokularıyla sıkıntı yaratan gaz kirleticiler, insan sağlığı ve refahı üzerinde negatif etkilere ve yaşam kalitesinin azalmasına neden olabilmektedir.

Koku kirliliği; gerek insanlarda oluşturduğu rahatsızlık ve gerekse içerdiği kirleticilerin yol açtığı çevresel etkilerinden dolayı günümüzde giderek artan endişe verici bir hal almıştır. Çevresel konularda kamu bilincinin artması ile birlikte kentsel alanlarda hoş olmayan kokuların atmosferik dağılımı büyüyen sosyal bir sorun haline gelmiştir. Koku kirliliğine sebep olan uçucu organik bileşikler, hava kirliliği ile ilgili şikayetlerinin önemli bir kısmını oluşturmaktadır. Bu yüzden çevre ve halk sağlığı üzerinde olumsuz etkileri olan koku emisyonlarının izlenmesi ve uygun arıtma teknolojileriyle kontrol edilmesi önem arz etmektedir.

Atıksu arıtma tesisleri, çamur işleme tesisleri, kompost tesisleri ve endüstriyel süreçlerden yayılan kokulu UOB'lerin arıtılmasında; biyokimyasal (biyofiltre, biyo-ıslak arıtıcı, biyo-damlatmalı filtre), kimyasal (scrubber, termal oksidasyon, katalitik oksidasyon, ozonlama) ve fiziksel (yoğunlaşma, adsorpsiyon, absorpsiyon) olmak üzere farklı teknikler kullanılmaktadır. Belirli bir tekniğin veya farklı kombinasyonların seçimi; işletme ve bakım maliyetleri, saha özellikleri, arıtma hedefleri, atık gaz debisi, giriş kirletici yükü ve özellikleri gibi faktörlere bağlıdır. Kokuya sebep olan UOB'lerin biyolojik yöntemlerle arıtılması; verimlilik, maliyet ve çevresel kabul edilebilirlik açısından etkili ve ekonomik bir seçenek olarak önem kazanmıştır. Bu kapsamda, literatürde atık gazların biyofiltrasyon prosesiyle arıtılabilirliğinin incelenmesi üzerine genellikle laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar yapılmış olup gerçek ölçekli çalışma sayısı azdır. Hava kirliliği kontrolü çalışmalarında, biyofiltrasyon prosesi düşük işletme

ve yatırım maliyetleri açısından uygulanabilir ve ekonomik bir yöntem olmasına rağmen ülkemizde bu konudaki araştırma sayısı azdır.

Bu tez çalışmasıyla, İSTAÇ Kompost ve Geri Kazanım Tesisinde kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB türlerinin tespit edilerek bu kirleticilerin açık yataklı biyofiltrasyon prosesinde arıtılması sürecinin incelenmesi amaçlanmıştır. Bu amaçla; belirli zaman aralıklarıyla toplam organik karbon (TOK) ve UOB konsantrasyonları ölçülmüştür. Bu tez çalışmasında; aynı zamanda organik içerikli belediye katı atıklarının kompostlaştırılmasından yayılan çok çeşitli UOB türlerinin odun parçacıklarından oluşan gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde arıtılması sırasında aktif rol alan bakteri türleri de belirlenmiştir. Böylece; bakteri popülasyon evrimlerinin belirlenmesine yönelik yöntemlerin tanımlanmasına ve bakteri türlerinin biyofiltre ünitesinde hakim olduğu yerlerin belirlenmesine olanak sağlanmıştır. Tesiste aktif rol olan bakteri türlerinin belirlenmesi sayesinde bu çalışma; gelecekte benzer tesislerde yapılacak gerçek proses uygulamalarında biyofiltrelerin verimli hale dönüştürülmesine ve işletmenin optimize edilebilmesine öncülük edecektir. Bu kapsamda; atık gaz arıtma performansını etkileyen tasarım ve işletme parametrelerinin araştırılması, koku ve hava kirliliği kontrolünde biyoteknolojik yöntemlerin kullanılmasına önemli ölçüde katkı sağlayacaktır.

Yukarıda bahsedilen konular kapsamında bu tez çalışmasının amacı özetle aşağıda sunulmuştur:

- Kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan hedef uçucu organik bileşiklerin konsantrasyonlarının belirlenmesi,
- Kompost prosesinden çıkan hedef uçucu organik bileşiklerin açık yatak biyofiltre ünitesinde arıtma verimlerinin belirlenmesi,
- TOK ve UOB konsantrasyonları arasındaki ilişkinin tespit edilmesi,
- UOB tür kompozisyonu ve giderim verimlerinin dönemsel değişimlerinin incelenmesi,
- Biyofiltre ünitesinde farklı uçucu organik bileşiklerin biyolojik oksidasyonunun gerçekleştiği biyofilm tabakasında mikroorganizma popülasyonunun belirlenmesi,
- Biyofiltrasyon prosesinin arıtma performansının iyileştirilmesi ve optimum işletme şartlarının belirlenmesi için farklı önerilerin geliştirilmesi,

- Uygun işletme stratejilerinin belirlenmesiyle sonraki çalışmalara katkıda bulunması.

1.3 Hipotez

Bu tez çalışması kapsamında, kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB emisyonlarının belirlenmesi ve bu kirleticilerin açık yatak biyofiltrasyon prosesinden geçirilerek arıtılması sürecinin incelenmesi hususunda detaylı bir araştırma yapılması için gayret gösterilmiştir.

Bu çalışmanın en önemli özelliklerinden biri yaygın olarak kullanılan laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmaların aksine gerçek ölçekli bir biyofiltre ünitesinde gerçekleştirilmiş olmasıdır. Bu sayede; kompostlaştırma ünitesinden kaynaklanan hedef UOB türleri tespit edilmiş ve bu emisyonların dolgu malzemesi olarak ağaç parçacıklarının kullanıldığı gerçek ölçekli açık yatak biyofiltrasyon prosesinde arıtılması süreci incelenmiştir. Bu tez çalışması, biyofiltre sisteminde kullanılacak yatak malzemesinin hedef UOB'lerin arıtılmasında tek başına kullanılabilirliğinin belirlenmesine ve tesis için optimum verim sağlayacak dolgu malzemesi ve/veya karışımlarının önerilmesine imkan sağlamıştır. Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkışlarından belirli aralıklarla alınan numunelerin analiz edilmesiyle meteorolojik şartların sistem üzerindeki etkileri ortaya konmuş ve proses performansı belirlenmiştir. Bununla birlikte bu tez çıktılarının kokuya sebep olan diğer sanayi kuruluşlarında, düşük işletme ve yatırım maliyeti olan biyofiltrasyon prosesinin, diğer biyolojik sistemlerin veya bunların kombinasyonlarının uygulanmasına öncülük etmesi öngörülmektedir.

Bu çalışmayı değerli yapan ve diğer çalışmalardan ayıran önemli bir başka özellik karışık UOB giderimi için kullanılan gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde moleküler teknikler kullanılarak bakteri popülasyonunun belirlenmesidir. Bakteriye tür kompozisyonu, biyofiltrede dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıklarından alınan örneklerden DNA'nın izole edilmesi, PCR (Polimeraz Zincir Reaksiyonu) amplifikasyonu ile 16S rDNA geninin çoğaltılması ve dizileme (Sekans Analizi) ile belirlenmiştir. Böylece; bakteri popülasyonunun belirlenmesine yönelik yöntemlerin ve atık gaz arıtımında rol alan bakteri türlerinin tanımlanmasına katkı sunulmuştur.

UOB KONTROLÜNDE BİYOLOJİK PROSESLER

2.1 Biyolojik Arıtma

Çevreyle ilgili endişelerin artması ve daha katı ulusal ve uluslararası düzenlemeler su, hava ve toprak kirliliğini azaltmayı amaçlayan süreçlerin geliştirilmesine ve optimizasyonuna yol açmıştır [15]. Hava emisyonlarının kontrolü, kaynakta kontrol ve üretilen atık gazın arıtılması olmak üzere iki şekilde uygulanabilir. Kaynakta kontrol, ham ürünün değiştirilmesi, azaltma veya geri dönüşüm yoluyla emisyonların azaltılmasını içerir [31]. Atık gaz arıtımında ise; Yoğunlaşma, Yakma, Adsorpsiyon, Absorpsiyon, Membran Sistemleri ve Biyolojik arıtma gibi farklı teknikler kullanılabilir [1], [15], [31].

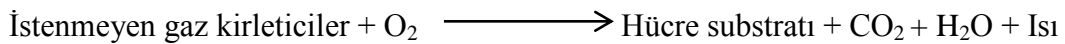
Yıllar süren araştırmalar, biyoteknolojilerin geleneksel fiziksel veya kimyasal arıtma yöntemlerine göre sağlam, güvenilir [32], etkili [2] ve çevre dostu [1] teknolojiler olarak düşünülebileceğini göstermiştir. Teknoloji seçimi genellikle ekonomik ve ekolojik kısıtlamalarla belirlenmesinin yanı sıra yasal standartlara uymak için çeşitli teknolojilerin kombinasyonları gerekebilir [31]. Biyolojik atık gaz arıtma teknolojisinde, arıtılacak olan kirleticinin yüküne ve türüne bağlı olarak çeşitli biyoreaktör tipleri kullanılmaktadır [1]. Uçucu organik bileşikler ve kokulu bileşiklerin arıtılması için biyofiltre, biyo damlatmalı filtre ve biyo ıslak arıtıcı yaygın olarak kullanılan biyoreaktörler olup, bu reaktör tiplerinin temel avantaj ve dezavantajları aşağıdaki Çizelge 2.1’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.1 Biyolojik arıtma yöntemlerinin performansları açısından karşılaştırılması [33]

Reaktör Tipi	Avantajlar	Dezavantajlar
Biyo-damlatmalı Filtreler	Asit üretici kirleticilerin etkin arıtımı	Filtre yatağında aşırı biyokütle birikimi
	Uzun süreli çalışma sırasında düşük basınç kaybı Hidrofilik VOCler için yüksek giderme performansı	Yapım ve işletmede karmaşıklık İkincil atık akımlarının üretimi
Biyofiltreler	Hareketli sulu faz eksikliği	Filtre ortamının tıkanması
	Sudaki çözünürlüğü düşük olan gazlar için uygundur	Filtre ortamının bozulması
	BOI gideriminde yüksek verimlilik	Yüksek konsantrasyonlardaki kirleticiler için düşük verim
	Fazlar arasında kütle transferi için geniş bir alan Düşük işletme ve yatırım maliyeti	Sınırlı esneklik ve kontrol
Biyo-ıslak Arıtıcılar	İşletme parametrelerinde mükemmel stabilite (pH, sıcaklık, besin maddeleri)	Atık üretiminin fazla olması
	Nispeten küçük basınç kaybı	Sıvı halde kirleticiler
	Nispeten küçük boyutlu ekipman	Suda az çözünen kirleticiler için düşük arıtma verimi

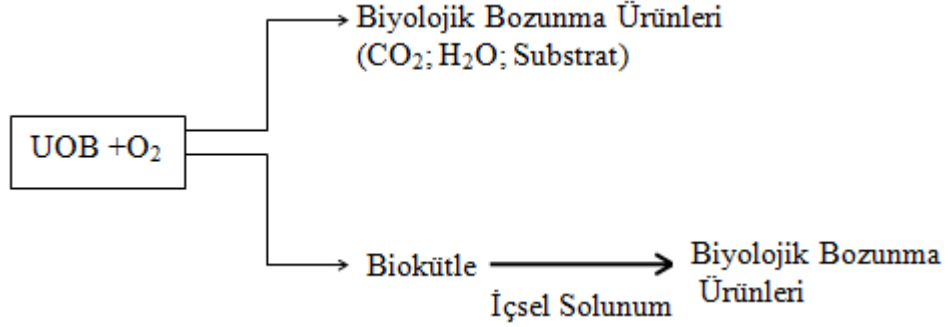
Uçucu organik bileşikler ve kokulu gazların arıtılmasında kullanılan biyoreaktör tipi giderim verimi üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. İlk olarak Avrupa’da geliştirilen bu üç teknoloji [15] günümüzde atıksu arıtma tesisleri [34], [35] ve kompost tesislerinde [36] uygulama alanı bulmuş ve kullanımları giderek artmaktadır. Atık gaz arıtımı için biyoreaktörlerin tüm tiplerinde; genel olarak kirletici gazlar gözenekli dolgu ortamdan geçerken, gaz fazından mikrobiyal biyofilme (sıvı faz veya nem yoluyla) taşınır [1] ve mikroorganizmalar tarafından CO₂, H₂O ve mineraller gibi ürünlere dönüştürülür [2], [15], [16], [20]. Bu biyoteknolojiler; özellikle mikroorganizmaların geniş bir UOB aralığını metabolize etme kapasitesi (kirleticilerin biyokatalitik oksidasyonu) dışında enerji kullanmamalarından dolayı ilgi odağı olmuştur [3]. Dönüşüm işlemi basitleştirilmiş olarak aşağıdaki gibi ifade edilebilir [20]:

Bakteri



Bu son ürünlere ek olarak UOB yapısında heteroatomların (Cl, S, N, vb.) varlığına bağlı olarak inorganik yan ürünler (örn., HCl, SO_x), organik yan ürünler (organizma harici biyopolimerler) [3], mineral tuzlar ve asidik metabolik yan ürünler de üretilebilir. Çoğu

durumda; uçucu kirletici sadece karbon ve hidrojen atomları [örneğin toluen (C_7H_8) veya metan (CH_4)] içermesinin yanı sıra metanol (CH_3OH) veya formaldehitte (CH_2O) olduğu gibi oksijende içerebilir. Her iki durumda da, aerobik biyodegradasyonun son ürünleri su ve karbon dioksit olacaktır [2]. Eğer kirletici büyümeyi sürdürebiliyorsa Şekil 2.1’de şematik olarak gösterildiği gibi yeni biokütle de oluşacaktır.



Şekil 2.1 Kirletici (UOB) biyolojik bozunma yolları [2]

Klorobenzenler, diklorometan ve trikloroetilen (TCE) gibi bazı halojenli organik bileşiklerin biyolojik olarak parçalanması sonucu ise su ve karbon dioksitin yanında hidrojen klorür açığa çıkar [2].

Biyolojik atık gaz arıtma teknolojileri, kirletici maddelerin zararsız veya daha az kirletici ürünlere tamamen indirgenmesi avantajını sunmasının yanı sıra yüksek konsantrasyonlarda uçucu bileşik içeren atık gaz arıtımında uygun değildir [15]. Tüm reaktörlerin temel kirletici giderim mekanizmaları az ya da çok benzer olmasına rağmen, mikroorganizmaların [askıda (sıvıda) ya da sabit (biyofilm) formda olabilir] kullanımında [1], mobil faz ve dolgu ortamında [15] farklılıklar bulunmaktadır.

2.2 Biyofiltreler

En popüler ve en eski biyoreaktör konfigürasyonu, günümüzde son 30 yıldır kullanılmakta olan klasik biyofiltredir [2]. Biyofiltreler; düşük maliyetleri ve tehlikeli atıkların üretilmediği esas alındığında [37] yakma veya adsorpsiyon gibi konvansiyonel tekniklere göre çevre dostu bir yöntem olarak [3], [4] kokulu bileşikler ve UOB'lerin arıtılması için uygulanabilir bir kontrol teknolojisidir. Çeşitli arıtma teknolojileri arasında, UOB'lerin arıtılması için yaygın ve başarılı bir şekilde uygulanan biyofiltrasyon işlemi [38] birbirini takip eden iki sürece ayrılabilir:

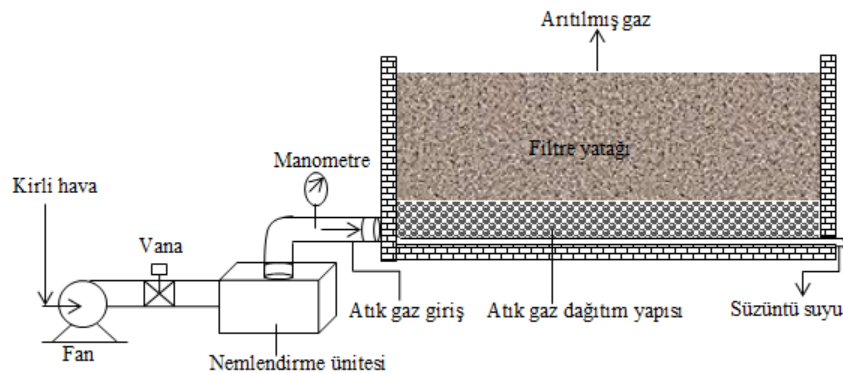
- Biyofilm içerisindeki atık gaz bileşenlerinin absorpsiyon/adsorpsiyonu

- Oksijen tüketimi ile emilen maddelerin mikrobiyal dönüşümün bir sonucu olarak biyofilmin bakteriyel rejenerasyonudur [20].

Farklı biyolojik teknikler arasında, biyofiltrasyon geniş çapta kabul görmüş ve geniş bir yelpazede aromatik ve alifatik gaz fazındaki kirletici maddelerin tek tür veya karışımlarının arıtılması için başarıyla uygulanmıştır [39]. Biyofiltreler (BF'ler), çok çeşitli atık gazların kirletici parçalayıcı organizmaların karışık bir kültürünün sabitlendiği gözenekli dolgulu yataktan geçirildiği reaktörlerdir [1]. Atık gazlar gözenekli yatak malzemesinden geçer ve uçucu organik bileşiklerin biyolojik oksidasyonunun gerçekleştiği mikroflora tarafından oluşturulan biyofilm içine yayılır [32]. UOB ve kokulu maddenin biyolojik olarak parçalanması biyofilm içerisinde gerçekleşir [1]. Burada; oksitlenebilir inorganik bileşikler (H_2S ve NH_3 gibi) ototrofik mikroorganizmalar tarafından doğrudan arıtmada kullanılırken [20], UOB'ler heterotrofik mikrobiyal türler (bakteri, mantar) tarafından iki şekilde kullanılır:

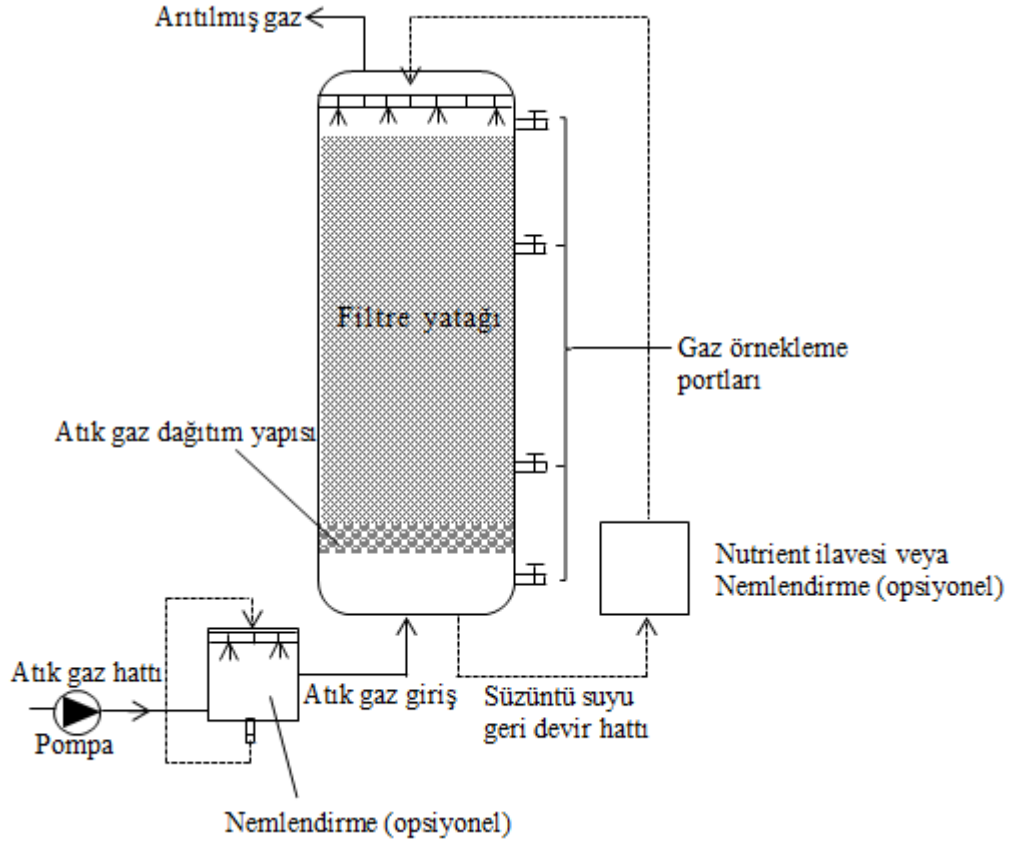
- Katabolik yollarla (solunum zinciri) oksitlenen kirletici maddeler enerji kaynağı olarak,
- Hücre büyümesi gibi anabolik işlemler için ise kirletici maddeler mevcut karbon kaynağı olarak kullanılır [3].

Biyofiltreler (BF), endüstriyel ve belediye kaynaklı çok çeşitli organik ve inorganik atık gaz kirleticilerinin, mikroorganizmaların karışık bir kültürünün sabitlendiği [askıda (sıvıda) ya da hareketsiz (biyofilm) formda olabilir] gözenekli dolgulu yataktan geçirilerek arıtıldığı [1] açık (Şekil 2.2) veya kapalı (Şekil 2.3) tasarlanabilen reaktörlerdir.



Şekil 2.2 Açık yatak biyofiltre ünitesi şematik gösterimi

UOB/koku üreten ünitelerin dışında kurulan açık yataklı biyofiltreler geniş alanlar gerektirir ve iklim değişikliklerine maruz kalırlar [1]. Sistem yağmurlu iklimlerde ağır yağış tarafından gerçekleştirilecek işletme problemlerini sınırlamak için kapatılabilir [6]. Bir tesis veya prosesten kaynaklanan kirlenmiş havayı toplamak için bir fan kullanılır. Hava çok sıcak, çok soğuk, çok kuru veya çok kirli (askıda katı madde ile) ise, kontamine hava akımını biyo-reaktöre sokmadan önce optimum koşulları elde etmek için önceden ön arıtma gerekebilir [40]. Artan veya azalan gaz akışıyla kapalı tasarım biyofiltreler, açık konfigürasyona göre daha az yer kaplamalarının yanı sıra [1] aşağı [2], [15] veya yukarı akışlı [1], [3] olarak tasarlanabilir. Açık biyofiltrelerde iki yıl sonra gözenekliliğin artırılması için filtre malzemesi ters çevrilir veya bir iki yıl sonunda yeni filtre malzemesiyle değiştirilir. Kapalı sistemlerde ise daha dayanıklı bileşenler seçilerek filtre malzemesinin kullanılabilir ömrü uzatılabilir [21].



Şekil 2.3 Kapalı yatak biyofiltre ünitesi şematik gösterimi

2.3 Biyofiltre Tasarım ve İşletme Kriterleri

UOB ve koku arıtımı için kullanılan biyoreaktörlerin dizaynı ve konfigürasyonunun yanı sıra işletilmesi için gerekli parametrelerin anlaşılması, arıtma sürecinin etkinliğinin

arttırılmasına yardımcı olmakla kalmayıp, daha yeni, daha iyi ve sağlam arıtma tekniklerinin geliştirilmesine de yardımcı olacaktır [1]. Biyofiltrelerin çalışması, kirleticinin gaz fazdan su fazına taşınımı, ortama adsorpsiyonu veya biyofilm içine absorpsiyonu ile başlayan ve son olarak biyofilm içerisinde UOB/kokulu maddenin biyolojik olarak parçalanması gibi bir dizi aşamayı kapsamaktadır [31].

Bir biyofiltre prosesinin uygun tasarımı, biyokatalizörler (mikroorganizmalar), onların yaşam alanı (dolgu/filtre ortamı) ve biyolojik aktivite için çeşitli çevresel faktörler (sıcaklık, pH, nem muhtevası, oksijen içeriği vb.) gibi teknik konuların dikkate alınmasını gerektirir. Biyofiltrelerin tasarım ve işletilmesinde; hedef kirleticinin maksimum giderimi için birim zamandaki kirletici yükü ($g \text{ UOB m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), uygun koşullar altında spesifik kirletici için filtre yatağının bozunma kapasitesi ($g \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) [20] ve boş yatak bekletme süreside (EBRT) [41] önemli olan parametrelerdir. Biyofiltrasyon prosesini etkileyen önemli fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler aşağıda detaylı şekilde açıklanmıştır.

2.3.1 Dolgu Malzemesi

Biyofiltre yatağı, mikrobiyal büyüme için destek sağladığından biyofiltrasyon prosesinin kalbini oluşturur [1]. Filtre ortamı; metabolik yıkım için yeterli kalma süresini sağlamanın yanı sıra mikroorganizmalar için substrat kaynağı ve yaşam alanı olması dolayısıyla biyofiltrelerin önemli bir bileşenidir. Aynı zamanda filtre yatağının iç yapısının korunması için mekanik destek sağlamaktadır [42]. Bu özelliğinden dolayı dolgu malzemesi veya gözenekli ortam olarak adlandırılan uygun filtre ortamının seçilmesi, herhangi bir biyofiltrenin tasarımı ve işlevi için hayati önem taşımaktadır ve biyofiltre sisteminin optimum kirletici madde giderimi sağlamasında kilit bir rol oynamaktadır [43].

Teorik olarak kirleticilerin biyofiltrasyonu geniş bir mikroorganizma topluluğu için destekleyici ortam oluşturan tüm yüzeylerde gerçekleşir. Bu ortamlar fiziksel ve mekanik özellikleri ile karşılaştırıldığında özgün biyolojik aktiviteleri çok farklı değildir. Aktif filtre ortamlarının kendine özgü bu yapıları biyolojik oksidasyon için önemli bir özelliktir. UOB karışımlarının biyofiltrasyonu ile ilgili olarak kirleticilerin dolgu malzemesinde adsorpsiyonunda fiziksel ve kimyasal etkileşimler söz konusudur [44], [45]. Partiküllerin genellikle uygun adsorpsiyon yüzeyi ve kabul edilebilir akış

direnci sağlayacak boyutlara sahip olması gerekmektedir. Adsorblama yüzeyinin çok küçük olması aşırı büyük ve dolayısıyla ekonomik olmayan filtre hacmi gerektirirken, filtre direncinin çok büyük olması da aşırı enerji tüketimi gerektirir [20]. Ayrıca dolgu malzemesinde aşırı biyokütle birikimi ve dağılımı basınç kayıplarına neden olarak sistem verimliliğini olumsuz olarak etkilemektedir. Bazı araştırmacılar biyofiltrasyon prosesinde gaz akımı basınç kayıplarının; yatak partikül boyutuyla [46], [47], bazıları ise filtre ortamının doğası ve bileşimiyle [48], [49] ve bazıları da yatak nem içeriğiyle [50] ilişkisini araştırmışlardır. Biyofiltrasyon proseslerinde biyokütle büyümesi tıkanmalara [51] ve biyokütleden kaynaklanan tıkanmalar ise basınç kayıplarının artmasına neden olmaktadır [46]. Yüksek basınç kayıpları biyofiltrelerde ciddi kanal tıkanmalarına ve by-pass olmasına neden olabilmektedir [52]. Genel olarak biyofiltrelerde biyokütle gelişiminin sonucu olarak meydana gelen basınç kayıpları; yatakta tanecikler arası boşluğun (etkin porozite) azalması ve destek malzemesinde (doğal dolgu malzemeleri) meydana gelen mikrobiyal bozulma ile açıklanabilir. Homojen olmayan ortamlar kanallamaya neden olur ve hava sadece filtrenin en geçirgen bölümünden geçer. Bu durum geçirgen bölgelerin kurummasını artırarak yataktaki alıkonma süresini azaltarak arıtım veriminin azalmasına neden olur [20].

Kullanılan dolgu malzemesi; reaktif yüzeyi büyük, geri tepme basıncını sınırlayacak ve biyofilm için uygun bir bağlantı yüzeyi sağlayacak şekilde seçilmelidir. Bu amaçla; biyofiltrelerde turba [53], kompost [54], ağaç kabuğu [46], [55], toprak gibi organik maddeler ve slika [56], granül aktif karbon, poliüretan köpük [57], vermikülit [58] gibi inorganik maddeler veya bunların karışımı [59] dolgu malzemesi olarak kullanılmıştır. Turba absorpsiyon/adsorpsiyon özellikleri, yüksek selüloz içeriği, büyük nem tutma kapasitesi, tamponlama kapasitesi ve kolay kullanılabilirliği nedeniyle mikroorganizmalar için destek ortamı olarak tercih edilmektedir. Toprak, absorbe edici ve oksitleyici özelliğinden dolayı kokulu kirleticilerin arıtımında %99 giderme verimliliği ile etkili ve güvenlidir [20]. Ancak tıkanma meydana gelmesi ve kısa devre yapmasından dolayı toprağın etkinliği sınırlıdır. Kompost ise topraktan daha yaygın kullanım alanına sahiptir [60]. Kompostun yüksek yüzey alanı, yüksek hava geçirgenliği, yüksek su geçirgenliği, yüksek su tutma kapasitesi, geniş mikrobiyal çeşitliliği barındırması ve düşük maliyetli olması gibi faydalı özellikleri vardır [20]. Kompost içerisinde geniş mikroorganizma popülasyonunun varlığı, biyofiltre başlama zamanını veya alışma süresini büyük ölçüde azaltarak filtre yatağına inokülasyon

ihtiyacını önler [21]. Ancak mikrobiyal mineralizasyon nedeniyle kompost yaşlanmaya maruz kalır ve bu yaşlanma lifli olgun ve kararlı kompost kullanılarak büyük ölçüde önlenir [20]. Kompost ortamının sıkışması, bir toprak ya da turba yatağındaki sıkışmadan daha fazla olduğundan, gerekli gözenekliliği muhafaza etmek için genellikle odun yongaları ya da plastik küpler gibi inert ya da sentetik bir ortamla karıştırılır [43].

Odun yongaları ve ağaç kabukları da biyofiltrelerde dolgu malzemesi olarak kullanılabilir. Odun yongası genellikle kompost ile bir hacim arttırıcı madde olarak kullanılmasıyla birlikte düzenli bir besin kaynağıyla da kullanılabilir [61]. Odun yongaları sıkışmayı önleme ve homojen hava akışını sağlama konusunda iyi olup ortalama parçacık boyutları 1-5 cm'dir [61]. Tek başına ağaç yongaları, atık gaz içerisinde yeterli bakteri ve besin maddelerinin olduğu durumda dolgu malzemesi olarak kullanılması diğer bir seçenektir [62]. Ağaç kabuğu iyi hava geçirgenliği, kolay kullanılabilirliği ve düşük maliyetli olması nedeniyle dolgu malzemesi olarak kullanılmaktadır. Ancak dolgu malzemesi olarak talaş kullanıldığı biyofiltrede yatakta meydana gelen sıkışma ve biyokütle büyümesinin daha fazla olmasından dolayı basınç kayıplarının daha yüksek olduğu belirlenmiştir [46]. Yapılan başka bir çalışmada ise fındık kabuklarının kompost ve ağaç kabuklarına göre hedef UOB temasına (toluen) daha yüksek direnç gösterdiği ortaya konmuştur [55]. Ancak, odun yongaları porozite ve hava akışını arttıran ve filtre yatağının sıkışma olasılığını azaltan dolgu maddesi olarak diğer organiklerle birlikte sıklıkla kullanılır [18].

Sistem verimliliği ve maliyetler üzerinde önemli etkilere sahip olan dolgu malzemeleri için temel özellikler aşağıdaki gibi tarif edilebilir [3], [19], [42]:

- Partikül boyutu, boşluk oranı ve spesifik yüzey alanı biyokütle bağlanması için kullanılabilir yüzeye olanak sağlamalıdır.
- Besin Kapasitesi: Mikrobiyal metabolizma, atık akışında yer almayan temel besin maddeleriyle tamamlanmalıdır.
- Güçlü mekanik dayanım ve düşük yığın yoğunluğu dolgu yatağının aşağıya çökmesini engelleyerek daha hidrodinamik özellikler sağlayacaktır.
- Yatak kurumasını önlemek için anlamlı bir su tutma kapasitesine sahip olmalıdır.
- Gaz konveksiyonunu kolaylaştırmak ve yatak boyunca gazların homojen dağılımını arttırmak için yüksek bir gözeneklilik;

- Yüksek tampon kapasitesi, mikroorganizmalar asidik veya bazik metabolizma bileşikleri üretirken yüksek pH dalgalanmalarını önler.
- Yoğun ve çeşitli yerli bir mikrofloranın varlığı.

2.3.2 Mikroorganizma Popülasyonu

Mikroorganizmalar, kirleticilerin uzaklaştırılmasında fizyolojik ve metabolik yeteneklere sahip olduğundan biyolojik proseslerde önemli bir rol oynamaktadır [33]. Mikrobiyal popülasyon genellikle doğrudan inorganik bileşiklerle beslenen ototrofik mikroorganizmalar ile enerji ve karbon kaynağı olarak organik bileşikleri kullanılan heterotrofik mikroorganizmalardan oluşmaktadır [21]. Biyofiltrasyon prosesinin başlangıç aşamasında filtre malzemesindeki mikrobiyal popülasyon dağılımı hedef kirleticilerin katalizlenmesine yönelik değişmektedir. Dolgu malzemesinde mikrobiyal büyüme ve metabolik aktivite esas olarak biyofilmde çözülmüş oksijenin varlığına, mikroorganizmalar için toksik etkisi olan bileşiklerin olmamasına [21], uygun sıcaklık, pH, karbon kaynağı, inorganik besin maddesi ve mikrobiyal adaptasyon gibi fiziksel ve kimyasal şartlara bağlıdır [20], [57].

Bir biyofiltre için substrat eksikliğinden sonra mikroorganizmaların ortama alışma süreleri; kirletici özellikleri, mikrobiyal aktivite, dolgu malzemesi ve reaktör konfigürasyonu gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişir [50]. Biyolojik olarak kolayca parçalanabilen organik bileşiklerin ortama uyum sağlama periyodu (aklimasyon süresi) tipik olarak yaklaşık 10 gün ve daha az sürmektedir. Sinitsyn vd. ambalaj kağıdı fabrikasındaki emisyonların biyofiltrasyon prosesiyle arıtılması çalışmasında alkoller ve ketonlar gibi maddelerin adaptasyon süresini 2-3 gün olarak belirlemiş olmalarına rağmen hidrojen sülfür, metil merkaptan ve metil sülfür gibi indirgenmiş kükürt bileşikleri için bu süreyi bir haftadan fazla olarak tespit etmişlerdir [20]. Mathur vd. [59] benzen, toluen, etil benzen ve o-ksilen (BTEX) karışımını ihtiva eden gaz akımının biyofiltrasyonunda aşılardan sonra mikrobiyal alışma süresi için yaklaşık 30 güne ihtiyaç olduğunu belirtmişlerdir. Aizpuru vd. [53] turba ile dolu bir biyofiltrede kompleks UOB karışımlarının (oksijenli, aromatik ve klorlu bileşikler) arıtımında adaptasyon aşamasının 27 gün sürdüğünü bildirmişlerdir.

Mikrobiyal adaptasyon ve mikroorganizma topluluğu kirleticilerin ayrıştırılmasını önemli derecede etkilemektedir. Bu mikrobiyal türler biyofiltrede aşılama ya da doğal

yöntemler olmak üzere iki yolla elde edilir. Aşılama yöntemlerinde hedef UOB türleri için özel olarak izole edilmiş türlerin yatak malzemesinde inokulasyonu gerçekleştirilir [63]. Biyolojik çözünürlüğü düşük bileşiklerin arıtılması ve başlangıçta filtre malzemesinde bulunan uygun mikroorganizmaların sayısının az olması durumunda, uygun bir kültüre sahip aşılama ile aklimasyon periyodu (ortama alışma süresi) azaltılabilir [21]. Ancak; yatırım ve işletme maliyetlerini düşürmek amacıyla genellikle doğal mikrofloraya sahip yatak malzemeleri kullanılması tercih edilmektedir [64], [65], [66]. Biyofiltrelerde hava kirleticilerinin arıtılmasında bakteriler, aktinomisetler ve mantarları içeren çeşitli mikroorganizma grupları rol almaktadır. Bu organizmaların, kompost bazlı filtre malzemelerinde genellikle toprak ve turbaya oranla daha yüksek popülasyon yoğunluğu gösterdiği belirtilmiştir [21].

Biyofiltrasyon proseslerinde kirlenmiş hava akımları dolgulu yataktan geçirilip UOB ve oksijenin katı yüzeye bağlı biyofilme transferi gerçekleştirilir ve kirleticiler zararsız ürünlere dönüştürülür. [45]. Yeterli mikrobiyal popülasyonun sağlanması ve kirleticilerin maksimum biyodegradasyonu için biyofilm tabakasında mikrobiyal büyüme aşağıda belirtilen şartlar dikkate alınarak optimize edilir.

2.3.2.1 Sıcaklık

Sıcaklık, mikrobiyal büyüme ve aktiviteyi etkileyen en önemli çevresel faktörlerden biridir [33]. Sıcaklık, biyofiltrenin verimli işletilmesi için tüm biyolojik sistemlerde olduğu gibi kontrol edilmesi gereken bir parametredir. Aerobik mikroorganizmalar sıcaklıklarına göre genel olarak üç grupta sınıflandırılır:

psikofilik mikroorganizmalar 20 °C sıcaklığın altında;

mezofilik mikroorganizmalar 20 - 40 °C arasında;

ve termofilik organizmalar ise 45 °C'nin üzerindeki sıcaklıklarda en iyi büyüme oranlarına sahiptir [67]. Özellikle sıcaklık gibi fizikokimyasal şartlar bozunma oranlarıyla ilgili yapılan çalışmalarda önemlidir [53]. Sıcaklık; difüzyon oranı, biyolojik yararlanım ve çözünürlüğün yanısıra mikrobiyal metabolizmanın doğası için kontrol edilmesi gereken bir parametredir. Sıcaklıktaki büyük değişiklikler biyolojik sistemleri bozacağı ve genel sistem performansını azaltacağından dolayı [67] sistemin optimum işletilebilmesi için sıcaklığın mümkün olduğunca sabit kalması önemlidir.

Biyolojik aktivite, sıcaklıktaki her 10 °C artışla yaklaşık iki katına çıkarken mezofilik bakteriler için uygun sıcaklık 37 °C'dir [50], [68]. Yapılan çalışmalar biyofiltrasyon proseslerinde genellikle 40 °C üzerindeki sıcaklıkların UOB arıtımı için inhibe edici ve optimum sıcaklık aralığının 25-35 °C olduğunu ortaya koymaktadır [33]. Giriş gaz sıcaklığının 40 °C'yi aşması durumunda ortam havası ile seyreltme sayesinde (akış hızında artış olmayacak şekilde temas süresi azaltılarak) veya bir ön nemlendirme ünitesiyle giriş gaz akımı soğutulabilir [20], [69].

Biyolojik oksidasyon ekzotermik bir reaksiyon olduğu için donma sıcaklıklarının altında bile yeterli performans sağlanabilir [70]. Soğuk iklimlerde biyofiltrelerde 0-2 °C'de geçici şartlarda geçerliliğini koruduğu rapor edilmesine rağmen [6], mikroorganizmaların düşük sıcaklıklarda aktivitelerini kaybetmesinden dolayı 10 °C'nin altındaki soğuk gaz akışının arzu edilen sıcaklığa getirilmesi gerekir. Bu sıcaklık buhar enjeksiyonu ile elde edilebilir [69].

Ayrıca sıcaklık, kirleticilerin bozunma oranlarıyla ilgili yapılan çalışmalarda önemlidir [71]. Farklı sıcaklık koşullarında BTEX'in bozunma oranları bakterilerin gelişimini, enzim aktivitesini, biyolojik dönüşümü, substrat konsantrasyonunu ve bakteri deprotonasyonunu (protondan arındırma) etkileyebilir [33]. BTEX'in sulu halde çözünürlüğü sıcaklık arttıkça azalır [72]. Benzinle kirlenmiş akiferden alınan mikrobiyal topluluğun incelendiği bir çalışmada sıcaklığın 7-35 °C olduğunda hücre büyümesinde artış olduğu 36-40 °C ise hızlı bir düşüş olduğu gözlenmiştir [33]. Deeb vd. [73] toluenin bozunma etkinliği ve mikrobiyal büyüme için optimum sıcaklığın 35 °C olduğunu belirtmişlerdir. Alagappan ve Cowan [74] yaptıkları çalışmada; benzen ve toluenin parçalanmasında *P. putida* bakterilerinin büyüme hızının sıcaklığın 15-35 °C arasında olduğunda etkili olduğunu belirlemişlerdir. Elde edilen optimum sıcaklık her iki substrat için 33 °C'dir. Mohammad vd. [75] yaptıkları çalışmada yüksek yüklerde BTEX bileşiklerinin mezofilik (ortam sıcaklığında, yaklaşık 20 °C) ve termofilik (50 °C) şartlar altında arıtımının mümkün olduğunu göstermişlerdir. Termofilik biyofiltrede yüksek yüklerde BTEX gazlarının özellikle benzen arıtımının etkili olduğu rapor edilmiştir. Biyofiltre ve biyo damlatmalı filtrelerde, mezofilik şartlarda (15-30 °C) ve hatta sıcaklıktaki küçük artışlarda bile kirletici gideriminin iyileştiği gözlenmiştir.

Yapılan çalışmalar, optimum büyüme için bakteriyel büyümeyi destekleyen sıcaklık aralığının 20-40 °C arasında olduğunu göstermektedir [76]. Bu amaçla; UOB

gideriminde sıcaklıkta meydana gelebilecek yüksek değişikliklerin etkisini minimize etmek için filtre yatağında optimum sıcaklık aralığının 25-35 °C arasında olması tercih edilebilir.

2.3.2.2 pH

Biyolojik arıtma proseslerinde mikroorganizmaların faaliyet gösterdiği belli bir pH aralığı olduğundan pH kontrolü de biyofiltrasyon proseslerinde önemli bir faktör olarak karşımıza çıkmaktadır. Biyolojik arıtma sistemleri, genel olarak 6.5 - 8 arasındaki pH değerlerinde daha iyi faaliyet gösterme eğilimindedir [20]. Rene vd. [50] BTEX bileşiklerinin biyofiltrasyonunda farklı pH'larla (4.9, 5.9, 7.0) yapılan çalışmada nötr pH değerinin toplam giderme verimini önemli derecede arttırdığını belirtmişlerdir. Mikroorganizmalar, nötr ya da nötre yakın pH değerinde başarılı olup ancak hidrojen sülfür bozunduğunda sülfürik asit üretilmektedir. Biyofiltrelerde bazı malzemeler (özellikle toprak) tamponlama kapasitesine sahip olmasına rağmen uzun vadede yüksek hidrojen sülfür yüklerinde yeni ortam ya da pH kontrolü için kireç ilavesini zorunlu kılmaktadır [6]. Aerobik mikroorganizmaların metabolik reaksiyonları sırasında açığa çıkan CO₂ sistemin pH'sını düşürme eğiliminde olur. Bu gibi durumlarda atık gaz veya onların yan ürünleri yeterli tamponlama kapasitesi sağlayamıyorsa pH kontrolü için kimyasal maddelerin eklenmesi gerekli olabilir [20]. Bu işlem sodyum hidroksit veya magnezyum hidroksit gibi kimyasallar ilave edilerek gerçekleştirilebilir [67].

İndirgenmiş kükürt bileşikleri ve klorlu organik maddelerin biyolojik olarak ayrıştırılmasında asidik yan ürünlerin üretilmesi pH'nın ciddi düzeyde azalmasıyla sonuçlanır. Thiobacilli bakterileri yüksek asidik konsantrasyonlarda yaşamlarını devam ettirerek sülfürü okside ettiklerinden dolayı H₂S düşük pH değerlerinde giderilebilmesine rağmen metil sülfürler gibi diğer kokulu gazlar etkin ve tam olarak arıtilamaz. Bu gibi durumlarda nötralizasyon için kireç gibi tampon çözeltiler ilave edilmelidir [20]. pH değeri çoğu mikroorganizmaların yaşaması için çok asidik olduğunda, toksin birikimi meydana geleceğinden, ortamda sıkışma ve gözeneklik kaybı olacağından filtre ortamının değiştirilmesi gerekir [6].

Mikroorganizmaların faaliyet gösterdiği pH aralığı farklı olduğundan dolgu malzemesinin pH'sında meydana gelecek değişiklikler biyolojik aktiviteyi ve arıtım performansını etkileyecektir. Biyofiltrelerde görev yapan mikroorganizmalar genellikle

nötral pH değerlerinde daha yüksek performans sergilemekte olup [1] dolgu malzemesinin yapısına göre pH'nın mikroorganizmalar üzerindeki etkisi değişebilmektedir. Kompost yataklarda bakteriler ve aktinomisetler için tercih edilen pH aralığı genellikle 7 ve 8'dir [20]. BTEX karışımlarının izole edilen *B. Sphaericus* saf kültürü ile arıtıldığı biyofiltre prosesinde bu türün büyüdüğü pH aralığının 3-11 ve optimum değerinin ise 6-8 olduğu bildirilmiştir [59]. You vd. [71] *P. Putida* bakterileri tarafından BTEX karışımlarının biyolojik olarak ayrıştırılması için optimum pH değerinin 6-8 olduğunu ortaya koymuşlardır.

2.3.2.3 Nem Muhtevası

Mikroorganizmalar doğal metabolik reaksiyonları yürütmek için suya ihtiyaç duymalarından dolayı biyofiltre etkinliğinin sağlanması için filtre yatağının nem içeriği en önemli faktördür [20]. Bekleme süresiyle birlikte biyofiltre ortamının nem içeriği biyofiltrenin işletilmesinde en önemli parametre olarak tanımlanmıştır [77], [78]. Nem düzeyinin mikrobiyal büyüme için gerekli olmasının yanı sıra aynı zamanda α - pinen gibi hidrofobik bileşiklerin biyolojik ayrışmasında önemli rol oynar.

Biyolojik oksidasyon ekzotermik reaksiyon olduğu için giriş gaz akımının ön nemlendirme işlemi doğrudan nem ilavesiyle sağlanabilir. Gerçek sıcaklık, okside edilecek kirleticinin konsantrasyonu ve doğasına bağlı olarak 2-4 °C ile 10 °C ve daha fazla artış gösterebilir [20]. Auria vd. [79] yaptıkları çalışmada toluen gideriminde aktif mikrobiyal büyüme fazında filtre yatağında 4,2 °C sıcaklık artışı olduğunu rapor etmişlerdir. Metabolik ısı üretiminin dolgu malzemesinin kurumması ve heterojen bölgelerin gelişimini desteklemesi üniform olmayan gaz dağılımının olması ve mikroorganizmaların azalmasıyla sonuçlanır. van Lith, yüksek kirletici konsantrasyonlarında doymamış atık gaz akımının güçlü ekzotermik reaksiyonlarla birleşmesi sonucu yatağın giriş kısmında meydana gelen kurummanın önlenmesi için biyofiltrenin aşağı akışlı işletilmesini tavsiye etmişlerdir [20]. Bu sorunlar filtre yatağının üst kısmından doğrudan nemlendirme yoluyla aşılabilir. Doğrudan nemlendirme yapılabilmesi için su damlacığı çapı 1 mm.'den büyük olmamalıdır. Çünkü düşen damlanın etkisi çapın beşte biri kadar artar. Dolgu yapısının bozulmasını ve sıkışmayı önlemek için spesifik besleme oranı 20-30 L. m⁻² s⁻¹ gibi düşük olmalıdır. Su besleme oranı 1000 m³ arıtılmış gaz başına 7 -14 L olarak önerilmektedir [20].

Optimum nem içeriği biyofiltre yatağındaki dolgu malzemesinin karakteristiğine (yüzey alanı, porozitesi gibi) göre değişmektedir. Bu açıdan literatürde nem muhtevası dolgu malzemesinin yapısına göre; >%90 [80], >%98 [81], %60 [21] ve %30-65 [50] gibi çok farklı olabilmektedir. Nem içeriği kompost yatak için %40-50, turba için ise %40-60 olarak tavsiye edilmektedir [20]. Rene vd. [50] klasik biyofiltrelerdeki normal bağıl nem değerinden (>%95) çok düşük değişikliklerde (RH:% 65-45-30) yaptıkları çalışmada kritik organik yük (ILR_T) değerelerindeki farklılıklarda biyofiltrede herhangi belirgin bir fark gözlemlenmemişlerdir. Bu durumu; biyofiltreye belirli zaman aralıklarında (haftada 2 kez) beslenen mineral besin çözeltisine bağlamışlardır. Dolgu malzemesi olarak toprak, kompost ve turba için sırasıyla %10-25, %20-50 ve %40 nem içeriğinin hedef değer olduğu belirtilmiştir [6]. Chen vd. [77] domuzlardan kaynaklı hafif kokular ve UOB için odun yongalarının biyofiltre ortamı olarak kullanıldığında %40-60 nem seviyesinin uygun olduğunu tavsiye ederken Sheridan vd. [82] odun yongaları kullanıldığında genel verimliliği sağlamak için % 63'ten daha fazla nem içeriği önermişlerdir.

Düşük nem içeriği mevcudiyeti biyofilmdaki kirletici konsantrasyonun yüksek olmasından dolayı toksisiteye neden olurken yüksek nem içeriği biyofilmda aşırı emilimi engeller [20]. Bu nedenle filtre yatağında nem düzeyinin kontrol edilmesi önemli bir husustur. Nem içeriğinin çok düşük olması yani giriş atık gazı suya doymamışsa bu durum filtre yatağın kurumasına [21] mikroorganizmanın sudan yoksun olması sonucunda zamanla biyolojik aktivitenin önemli derecede azalmasına neden olur [20]. Yatak malzemesindeki bu etkileşimler kanallama ve kısa devre yaparak çatlaklar oluşturur böylece bekletme süresi ve giderim verimliliğini azaltır. Bu amaçla; biyofiltrasyon proseslerinde gerekli nem giriş gaz akımının ön nemlendirilmesiyle veya yatağın üst kısmından sulama sistemiyle doğrudan uygulanabilir. Püskürtme sistemiyle ön nemlendirme, atık havadaki partikül maddeleri de uzaklaştırır ve böylece dolgulu yatağın tıkanmasını önler [83]. Pilot ölçekli biyofiltrelerde yeterli nem, giriş atık gazının sprey tipi nozullarla nemlendirmesiyle sağlanırken [18], çoğu uygulamada dolgulu yatağa doğrudan su temini sağlamak için sprey (yağmurlama) sistemi [83] vardır veya gerekli nem muhtevası filtre yatağının üst kısmından otomatik sulama sistemi ile muhafaza edilmektedir [21]. Daha gelişmiş kontrol sistemleri yük hücrelerinin kullanımını içermektedir. Yük hücreleri spreyleme sistemine bağlanıp doğrudan su besleyerek yatakta otomatik olarak meydana gelen nem artışı kontrol

edilebilir. Saha çalışmalarında su temini için sprey nozullar genel olarak manuel veya otomatik olarak kontrol edilirken, laboratuvar testlerinde ise giriş gazının nemlendirilmesi ve su temini (bazen besinle birlikte) ayrı ayrı veya kararlı ortam nem içeriğini korumak için birlikte kullanılan nozullar aracılığıyla sağlanmaktadır. Çoğu biyofiltre çalışmaları sırasında, % 40- 65 ortam nem içeriği uygun bir nem içeriği aralığı olarak belirtilmiştir [62].

Biyofiltrenin aşırı ıslak olması ise; gözeneklerin su ile dolmasından dolayı yüksek basınç kayıpları ve düşük EBRT'ye (Boş Yatak Bekletme Süresi), özellikle kükürt ihtiva eden kirleticilerde anaerobik bölgelerin oluşmasına, yavaş bozunma oranlarına, biyofiltre ortamından besinlerin yıkanmasına ve yüksek hacimli ve düşük pH'lı sızıntı suyuna neden olur [62]. Suyun çok fazla olması ayrıca biyofilmde oksijen transferini engeller, reaksiyon hızını sınırlar ve ölü bölge oluşmasına neden olur. Bu durum; filtre yatağında anaerobik bölgelerin gelişmesini teşvik ederek kötü kokulu emisyonlar, geri basıncın artması ve verimin azalmasıyla sonuçlanır [20].

Açık biyofiltrelerde, biyofiltre ortamının doğrudan filtrenin performansını etkileyebilecek iklim koşullarına maruz olması bir problemdir. Atık gaz nemlendirilmiş olsa dahi sıcak ve kuru iklim şartları filtre ortamının kurummasına neden olabilir. Bu gibi durumlarda biyofiltre malzemesinin üst kısmına yağmurlama (püskürtme) sistemi monte edilebilir [15]. Buna tezat bir sorun çok nemli iklime sahip yerlerde rapor edilmiştir. Bu durumda şiddetli yağış filtreyi kapsayacak şekilde işletmeciyi zorlar [84]. Nem kontrolü, giriş hava sıcaklığındaki ve bağıl nemdeki değişikliklerden ve kirletici oksidasyonu sırasında metabolik ısının üretilmesi nedeniyle destek ortamındaki kurumanın daha iyi anlaşılması için gereklidir [1]. Bu amaçla; biyofiltrasyon proseslerinde optimum nem düzeyinin sağlanması ve muhafaza edilebilmesi için gerekli tedbirlerin alınması ve uygulanması önem arz etmektedir.

2.3.2.4 Oksijen

Biyofiltrelerin işletilmesinde çoğu uygulamada genel prensip olarak anaerobik koşullardan kaçınmak amaçlanır. Bunun nedeni, mikro-anaerobik koşulların varlığının, kokulu bileşiklerin oluşumuna yol açmasıdır [1]. Biyofiltrasyon proseslerinde baskın olarak aerobik mikroorganizmalar kullanıldığından sistemin işletilmesi için oksijen önemli bir faktördür ve organik bileşenlerin katalizlenmesi için gereklidir. Ancak

yapılan bazı çalışmalar, biyofiltrelerde bulunan tesadüfi anaerobik mikroçevre koşullarının, organik kirleticilerin bozulmasına yardımcı olduğunu düşündürmüştür [85] ve metanolün biyodegradasyonunu iyileştirmek için oksijenle zenginleştirilmiş havanın kullanımının (aşırı oksijen konsantrasyonunun) biyofiltre performansını geliştirmediğini göstermiştir [86].

Genel olarak; biyofiltrasyonda kullanılan baskın mikroorganizmalar aerobiktir ve metabolizmaları için oksijen gereklidir [32]. Filtre yatağında bulunan aerobik heterotrofik bakterilerin hayatlarını idame ettirebilmeleri için giriş gaz akımında en az % 5-15 oksijene ihtiyaç duyulur [20]. Genellikle biyolojik hava kirliliği kontrol sistemlerinin çoğunda oksijenin giriş gaz akımında bol miktarda bulunması ve aktif biyofilmin ince olmasından dolayı oksijen sağlamak bir problem teşkil etmez. Ancak aşırı yüklü biyofiltrelerde asidik formasyonun oluşumu sınırlayıcı olabilir [87]. Yüksek UOB konsantrasyonuna sahip endüstriyel atık gaz giriş akımları biyokütlenin devamlılığını sağlayacak yeterli oksijene sahip olmayabilir. Bu gibi durumlarda, biyofiltrelerde oksijenin sınırlayıcı etkisini önlemek için ortam havası karıştırılmalıdır [20] Koku emisyonlarının büyük bir kısmı optimum kompostlaştırma koşulları sağlanarak önenebilir. Bioatik çok ıslak ve iyi havalandırılmamış ise genellikle kötü kokular kısmen anaerobik süreçlerin bir sonucu olarak ortaya çıkar. Yeterince oksijeni sağlamak için havalandırma oranı kompost şartlarına uyarlanabilmektedir [88]. Bu kapsamda kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan atık gazda yeterli oksijen bulunmaması durumunda, kompostlaştırma ünitesinde havalandırma oranının optimize edilmesi mümkün olabilmektedir.

2.3.2.5 Nutrient İhtiyacı

Kirleticilerin bozunması biyokütle büyümesi ile gerçekleştiğinden dolayı mikrobiyal büyüme için iz elementler, azot ve fosfor gibi besin maddeleri gereklidir [20]. Kirleticinin bozunması sonucu karbon ve enerji elde edilirken mikroorganizmalar gelişimleri için kendileri tarafından sentezlenemeyen katı veya sıvı fazda besin maddelerine gereksinim duyarlar. Bunlar genellikle makro besinler (KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, KNO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, NaHCO_3) [89] ve mikro besinlerdir (vitaminler, mineraller vb.) [90]. Dolgu malzemesi olarak inorganik malzemelerin kullanıldığı biyofiltreler uygun besin maddesi içermediğinden mikroorganizmalar için gerekli olan besin maddelerinin temin edilmesi gerekir. Bu

sebeple tipik olarak biyofiltrelerde mikroorganizmalar için yeterli inorganik besi maddelerini sağlayan kompost gibi filtre malzemeleri kullanılmaktadır. Kompost yataklı biyofiltrelerin uzun süre kullanılması besleyici kaynakların tükenmesine neden olduğundan biyofiltre performansı için sınırlayıcı bir faktördür [33]. Bu nedenle kararlı bir biyofiltre performansı için besi maddeleri mikrobiyal aktiviteyi destekleyecek şekilde düzenli ve belirli miktarlarda sağlanmalıdır.

Laboratuvar ölçekli çalışmalarda besin maddeleri sulu çözeltiyle birlikte ara sıra verilmektedir [81], [91]. Saha çalışmalarında ise; genellikle kompost ve ağaç parçaları gibi organik ortamlar kullanıldığı için besin malzemeleri nadiren rapor edilmiştir. Kompost gibi organik maddeler genellikle yeterli miktarda besin sağlayabilir [21]. Yatakta kullanılan kompost, ağaç kabukları gibi malzemeler kirlenmiş hava bileşenleri üzerinde mikrobiyal büyümeyi desteklemek için yeterli besin içeriğine sahip olabilmemesine rağmen sentetik malzemelerin kullanılması durumunda; çinko sülfat, demir sülfat, manganez sülfat, sodyum klorür gibi besin maddelerinin ilave edilmesi gerekebilir [46]. Ayrıca besin takviyesi aynı işletme şartlarında yüksek kirletici konsantrasyonlarında daha yüksek eliminasyon kapasitesi sağlamaktadır ve böylece biyofiltre alanı ve kurulum maliyeti azaltılmaktadır [20].

Biyofiltrelerin tasarım ve işletilmesinde yukarıda açıklanan önemli parametreler Çizelge 2.2’de özetlenmiştir.

Çizelge 2.2 Filtre ortamına dayalı biyofiltrelerin tasarım ve işletilmesinde etkili olan faktörler [6]

Faktör	Hedef Değer	Etki
Oksijen konsantrasyonu	Hava/Koku oranı 100:1(v/v)	Kokulu bileşiklerin mikrobiyal oksidasyonu için yeterli oksijen gereklidir.
Nem içeriği	Toprak % 10-25 Kompost % 20-50 Turba % 40	Nem içeriğinin kontrolü, kirli hava akımındaki nem kontrolü ile ya da filtre yatağı üzerinden su spreleriyle gaz akımının kurumasına karşı gereklidir.
Sıcaklık	Optimum 37°C	Soğuk iklimlerde biyofiltrelerde 0-2 °C’de geçici şartlarda geçerliliğini koruduğu rapor edilmesine rağmen, biyolojik ayrışma ısı ürettiği ve yüksek sıcaklıkları muhafaza ettiği için giriş hava sıcaklığı özellikle nemlendirici kullanılarak ayarlanmalıdır
pH	Nötral	Mikroorganizmalar, nötr ya da nötre yakın pH değerinde başarılı olup ancak hidrojen sülfür bozduğunda sülfürik asit üretilmektedir. Biyofiltrelerde bazı malzemeler (özellikle toprak) tamponlama kapasitesine sahip olmasına rağmen uzun vadede yüksek hidrojen sülfür yüklerinde yeni ortam ya da pH kontrolü için kireç ilavesini zorunlu kılmaktadır.

Çizelge 2.2 Filtre ortamına dayalı biyofiltrelerin tasarım ve işletilmesinde etkili olan faktörler (devamı)

Koku kalma süresi	Değişken (minimum 30 sn.)	Kullanılan ortama bağlı olarak kokulu bileşenler artırılır. Kirli hava bileşenleri tanımlanabilir ve miktarı belirlenebilir olmalıdır. Bu yüzden biyofiltre, bileşenlerin indirgenmesi için uygun bir kalma süresi verecek şekilde boyutlandırılır.
Basınç kaybı		Porozite nem içeriği ve ortamın çökmesine bağlı olarak değişir, filtre yatağı boyunca kokulu havanın geçmesi için gerekli olan basınç etkilenir.

2.3.3 Kirletici Taşınımı, Konsantrasyon ve Etkileşim

Biyofiltrasyon prosesinde ilk olarak kirleticiler gaz fazından arıtımın gerçekleştiği biyofilm tabakasına aktarılmaktadır. Biyofilm, UOB ve kokulu bileşikler gibi kirleticilerin biyodegradasyonunu sağlayan biyofiltrenin temel bir faktörüdür. “Biyofilm”, katı destekleyici ortamın yüzeyinde büyüyen organizma kütesidir ve katabolik aktiviteyi yürütür [1]. Fazlar arası taşınım ve kirletici moleküllerinin (substrat) biyofilme difüzyonu gerçekleşerek atık gaz filtre boyunca biyofilmdeki mevcut mikroorganizmalardan geçirilerek dışarı atılır [21]. Her bir kirleticinin gaz ve sıvı faz konsantrasyonlarının her zaman dengede olduğu varsayılır [21]. Denge durumunda, havadaki kokulu kirletici maddelerin su fazına aktarımı, Henry Kanunu/sabiti (2.1) ile açıklanmaktadır [61].

$$P = K_H C \quad (2.1)$$

Denklem (2.1)'de;

Burada P ; gaz fazındaki kirletici (kısmi basınç) konsantrasyonudur (atm veya $g L^{-1}$ hava), K_H ; çözülmüş bir elektrolit olmayan maddenin uçuculuğunu çözelti içindeki konsantrasyonuna bağlayan Henry sabiti/katsayısı ($L mol^{-1}$ veya $g L^{-1}_{su}$ başına $g L^{-1}_{hava}$) ve C su fazındaki çözünenin denge konsantrasyonudur ($mol L^{-1}_{su}$ veya $g L^{-1}_{su}$). K_H , çözünen (kirletici), çözücüye ve sıcaklığa bağlı olup [61] literatürde farklı birimler halinde tanımlanmıştır. Boyutsuz Henry katsayısı kullanılarak, 0.01'in üstündeki maddelerin uçucu olduğu kabul edilir ve değer arttıkça, substrat suda daha az çözünür olur [1]. Hekzan, oksijen, hidrojen sülfür, toluen, benzen, metil izobutil keton, etanol ve amonyak gibi bazı yaygın bileşikler için Boyutzuz Henry Katsayısı sırasıyla 30,9; 29,1; 0,92; 0,25; 0,22; 0,016; 0,0012 ve 0,0005 olarak bildirilmiştir [61].

Bir biyofiltrede kirleticilerin parçalanması biyofilmde gerçekleşir. Biyofilm, kirleticileri zararsız ürünlere dönüştüren metabolik aktiviteleri gerçekleştiren katı ortamın yüzeyinde büyüyen bir organizma kütesidir [61]. Biyofilmin kalınlığı, kirleticinin türü, biyofiltre boyunca akış hızı, kullanılan yatak malzemesi, kullanılan arıtma sisteminin tasarımı ve konfigürasyonu gibi çeşitli faktörlerden etkilenir. Biyofilm kalınlığı, ortalama 1 mm veya daha az gözlemlenmesine rağmen genellikle on mikrometreden 1 cm'ye kadar değişir [1]. Biyofilmin >2 cm kalınlığa kadar büyümeye devam etmesi biyofiltrenin tıkanması ve aşırı yüklenmesine neden olur [61]. Eğer biyofilm büyümesi, spesifik bölgelerde lokalize olmanın aksine, tüm yatak hacmine dağılırsa, biyofilm kütesindeki yaklaşık üssel artış, genel basınç kaybının daha düşük olacağı anlamına gelmektedir [92]. Genel olarak, basınç kaybı artan gaz akış oranı ile yaklaşık doğrusal olarak artar. Belirli bir gaz akışında, biyofilm kütesinin artmasıyla ve azalan parçacık büyüklüğü ile özellikle 1 mm'nin altındaki parçacık büyüklükleri için basınç kayıpları artar [32]. Bu durum, arıtılacak olan kirletici giderim veriminin düşük olmasına neden olur.

Biyofiltrasyon proseslerinde düşük konsantrasyonlu atık gaz akımlarının arıtılmasında yüksek giderme verimi elde edilebilmektedir. Kirletici türüne bağlı olarak atık gazdaki UOB konsantrasyonları 3-5 g.m⁻³'ü geçmemelidir [20]. Biyofiltreler; genel olarak yaklaşık 5 g m⁻³'ün altındaki konsantrasyonlarda atık gazların arıtılması için önerilmektedir. Bu tür reaktörler nispeten düşük veya orta derecedeki debilerin arıtılması için daha uygun olmasına rağmen kirletici konsantrasyonu aşırı yüksek olmadığı sürece 100 000 m³ h⁻¹'i aşan debiler de bazen arıtılabilir. Günümüzde, tam ölçekli biyofiltreler 200 m³ m⁻³ h⁻¹'i aşan gaz yükleme oranlarını arıtabilmesine rağmen böyle yüksek yüklerde kirleticinin tam olarak giderilmesi her zaman mümkün değildir. Tam olarak kirletici giderimine genellikle 100 m³ m⁻³ h⁻¹ kadar ulaşılabilir [2]. 5-10 g m⁻³'ü aşan giriş konsantrasyonlarında ve yüksek debilerde genellikle diğer biyolojik olmayan işlemler önerilir [2] veya atık gaz akımının ön arıtımı gerekli olur [20]. Bu koşullar altında, biyofiltreler için reaktör boyutu ve taban alanı oldukça yüksek olacaktır [2].

Moussavi ve Mohseni [93] nispeten dirençli uçucu organik bileşikler olan toluen ve o-ksilen karışımlarını, entegre UV- biyofiltrasyon kullanılarak arıttıkları çalışmada düşük basınç kayıplarında (3 mm H₂O m⁻¹'den az) ve % 95'ten büyük giderme verimiyle başarılı bir şekilde arıtmışlardır. Yüksek konsantrasyonlarda substrat hücreler için

toksik etkiye neden olmaktadır. Li vd. [94] yaptıkları çalışmada benzenin > 80 mg/L iken *Planococcus* sp. ZD22'yi inhibe ettiği görülmüştür. Bu çalışmada giderek artan benzen konsantrasyonlarının inhibe edici etkisi teyit edilmiştir. Benzer şekilde Abuhamed vd. [95] kesikli tip reaktörde *P. Putida* spesifik büyüme oranının azalan konsantrasyonun fonksiyonu olduğunu belirtmişlerdir. Mathur ve Majumder [96]'de yüksek başlangıç konsantrasyonlarında (benzen > 150 mg/L ve toluen > 200 mg/L) substratın nispeten daha az bozunma oranına sahip olduğunu rapor etmişlerdir.

Hamed vd. [97] benzen, toluen ve fenolün ikili ve üçlü karışımlarının biyolojik bozunurluğunu incelemişlerdir. Yapılan çalışmada fenol ve benzen mevcudiyetinin toluenin biyolojik parçalanmasının önemli derecede etkilemediği ancak toluen ve fenolün benzenin biyolojik bozunurluğunu olumsuz şekilde etkilediği tespit edilmiştir. Jo vd. [98] yaptıkları çalışmada karışımdaki artan ksilen konsantrasyonlarının diğer kirleticilerin giderilmesinde iyi bir sinerjik etkiye sahip olduğunu göstermişlerdir. Ancak artan benzen konsantrasyonu ise tam tersi bir etkiye sebep olmuştur. Deeb ve Alvarez-Cohen [73] zenginleştirilmiş konsorsiyum ve *R. Rhodochrous* bakterileriyle yaptıkları çalışmada benzen ve toluenin bozunmasının ksilen varlığında geliştiğini ancak toluen, benzen veya etilbenzen mevcudiyetinin ksilen parçalanmasını inhibe ettiğini rapor etmişlerdir. Yukarıda bahsedilen çalışmalar doğrultusunda kirletici konsantrasyonu ve kirleticilerin birbirlerine olan etkileşimi atık gaz arıtımında biyofiltrasyon proseslerini önemli ölçüde etkilemektedir. Bu nedenle, laboratuvar veya gerçek ölçekli çalışmalarda biyofiltrasyon proseslerinin tasarım ve işletilmesinde kirletici tür ve konsantrasyonu dikkate alınmalıdır.

2.3.4 Boş Yatak Bekletme Süresi (EBRT) ve Organik Yük (OLR)

Teorik olarak gaz fazındaki kirleticiler mikroorganizmalar tarafından parçalanmak üzere biyofiltrede yaşam alanı olan sıvı faza transfer edilir. Kirleticilerin transferini ve bozunmasını sağlaması için gerekli olan yeterli bir boş yatak bekletme süresinden dolayı, EBRT kritik tasarım ve işletme parametresidir [62]. “Boş Yatak Bekletme Süresi” terimi (ayrıca; “boş yatak temas süresi veya “boş yatak tutma süresi”) akış oranını biyofiltre boyutuyla ilişkilendirir ve boş filtre yatak hacminin hava akış debisine bölünmesi olarak tanımlanır [99]; ve (2.2) ile hesaplanır.

$$EBRT = \frac{V_f}{Q} \quad (2.2)$$

Denklem (2.2)'de;

EBRT: boş yatak bekletme süresi (saniye, dakika), V_f : filtre yatak hacmi (m^3, ft^3 vb.) ve Q : hava akış debisi ($m^3 h^{-1}, scfm$ vb.)'dir [31].

Boş yatak bekletme süresi (EBRT), gazın biyofiltredeki dolgu malzemesinde alıkonma (kalma) süresinin bir ölçüsü olmasına rağmen [100] gerçek arıtma süresini olduğundan daha fazla tahmin eder [31]. Ortam, biyofiltrenin önemli bir bölümünü işgal eder, hava akış hacmini azaltır ve temas süresini kısaltır. Buna rağmen, kolayca hesaplandığından yaygın olarak kullanılan parametredir. Gerçek kalış süresi, biyofiltrede kalacak bir hava parselinin geçirdiği süre olup, toplam filtre yatak hacminin filtre ortamının yatak gözenekliliği (porozitesi) ile çarpılarak hava debisine bölünmesi (2.3) olarak tanımlanmaktadır [31]:

$$\tau = \frac{V_f \times \theta}{Q} \quad (2.3)$$

Denklem (2.3)'te;

τ : gerçek kalış süresi (saniye, dakika) ve θ : porozite: boşluk hacmi/filtre malzemesinin hacmidir.

Literatürde her iki terim; “boş yatak bekletme süresi” (EBRT) ve “gerçek kalış süresi” (τ) yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu iki terim arasındaki fark porozite faktörüdür (θ) ve oldukça önemli olabilir [31]. Boş yatak bekletme süresinin veya gerçek kalış süresinin biyofiltrenin performansı üzerindeki etkileri paraleldir. Genellikle, ya EBRT ya da τ , ortamın hacmini arttırarak veya hacimsel akış hızını azaltarak artması, sistem performansını arttıracaktır [31]. Her bir kirleticinin giriş yükü ve ortam nem içeriğine bağlı olarak minimum EBRT'ye ihtiyacı vardır. Yüksek giriş yükleri ve düşük nem içeriğinde kirleticilerin etkili olarak giderilmesi için genellikle daha uzun EBRT süreleri gerekmektedir [62]. Ticari ve endüstriyel uygulamalar için tipik gaz kalış süreleri, koku ve düşük UOB konsantrasyonlarının artırılması için 25 saniye yüksek UOB konsantrasyonları için ise bir dakikadan fazla olabilir [31].

Biyofiltrelerde arıtım performansı açısından önemli olan bir diğer işletme parametresi de organik yük (OLR) (2.4) [59] veya hacimsel yük (VLR) (2.5)'tür [2]. Organik yük,

yatak hacmi başına biyofiltreye birim zamanda beslenen organik madde miktarının ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) bir ölçüsüdür [2], [59].

$$OLR = \frac{QC_{gi}}{V} \quad (2.4)$$

$$VLR = \frac{Q}{V} \quad (2.5)$$

Bir biyofiltrede arıtım performansı; giderim verimi (RE) (2.6) ve eliminasyon kapasitesi (EC) (2.7) kullanılarak ifade edilmektedir [2], [59].

$$RE = \frac{(C_{gi} - C_{go})}{C_{gi}} \times 100 \quad (2.6)$$

$$EC = \frac{Q(C_{gi} - C_{go})}{V} = \frac{(C_{gi} - C_{go})}{EBRT} \quad (2.7)$$

Yukarıdaki eşitliklerde;

C_{gi} biyofiltreye giren kirletici konsantrasyonu (g m^{-3}), C_{go} biyofiltreden çıkan kirletici konsantrasyonu (g m^{-3}), V filtre yatağının hacmi (m^3), Q debi ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), EBRT boş yatak bekletme süresi (s), OLR giriş kirletici yükü ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$), RE giderim verimi (%) ve EC eliminasyon kapasitesidir ($\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$).

2.4 Biyofiltrasyon Prosesi Kinetiği ve Modelleme Çalışmaları

Biyofiltrasyon prosesi; biyofilmdeki biyolojik parçalanma kinetikleri ve oksijen muhtevası, mikrobiyal popülasyon ve biyofilmin mekânsal dağılımı, dolgu malzemesinin nem muhtevası, pH, sıcaklık ve akış karakteristikleri gibi pek çok faktöre bağlı karmaşık bir süreçtir. Mevcut çalışmaların çok sayıda olmasına rağmen karmaşık yapılarından dolayı klasik biyofiltrasyon prosesleri temel olarak anlaşılmış değildir. Bu açıdan gerçekçi matematiksel modellerin kullanılması optimum biyofiltre tasarımı ve doğru şekilde işletmeye olanak sağlar [45]. Sistemin optimizasyonunda kinetik analizler önemli bir rol oynamaktadır.

2.4.1 Biyolojik Bozunma Kinetikleri

Biyobozunma süreçlerinin iyileştirilmesi ve düşük maliyetli etkin bir reaktör tasarımı için biyolojik bozunma kinetiklerinin doğru şekilde belirlenmesi gerekmektedir. Madde

dengesine dayanarak; büyümenin hücre popülasyonunun büyüklüğü ile orantılı olduğu kabul edilmektedir ve (2.8) veya (2.9) ile tarif edilebilir.

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{net} X = \mu X - k_d X \quad (2.8)$$

$$\ln \left(\frac{X}{X_0} \right) = \mu_{net} X \quad (2.9)$$

Yani biyokütle büyüme hızı substrat kullanım hızıyla doğru orantılıdır.

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{\mu X}{Y} \quad (2.10)$$

Burada; t zaman (h), X t anındaki biyokütle konsantrasyonu (mg L^{-1}), μ özgül (spesifik) büyüme hızı (h^{-1}), μ_{net} net spesifik büyüme hızı (h^{-1}), S substrat konsantrasyonu (mg L^{-1}) ve Y biyokütle verim katsayısıdır (g hücre/g substrat) [33].

Monod Denklemi (2.11) sıvı veya gazların biyobozunmasını modellemek için en yaygın kullanılan kinetik ifadedir. Monod Denklemi, sınırlı substrat ve nutrient durumları için mikrobiyal büyüme oranını ifade eder. Bu denklem, enzim kinetikleri için verilen Michaelis- Menten denklemine benzer bir forma sahiptir (ampirik türetilen Michaelis- Menten Denklemi hariç) [33].

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S} \quad (2.11)$$

Burada; μ spesifik büyüme hızı (h^{-1}), μ_{max} maksimum spesifik büyüme hızı (h^{-1}), S substrat konsantrasyonu (mg L^{-1}) ve K_s yarı hız sabiti (substrat doygunluk katsayısı) (mg L^{-1}) yani maksimum büyüme hızının yarısındaki substrat konsantrasyonudur. Model; sınırlayıcı faktör olarak substratın kabul edilebileceği varsayımına dayanmaktadır ve konsantrasyondaki değişimler kültür davranışlarında farklılıklara neden olmaktadır. Başlangıç substrat konsantrasyonu kritik substrat konsantrasyonundan çok büyük ise [$S_0 \gg (K_s, K_i^2)^{1/3}$] verim (Y) konsantrasyon aralığı boyunca sabittir [101]. Monod Modeli, substrat konsantrasyonunun yarı hız sabitinden önemli derece düşük olması ($K_s \gg S$) durumunda (1. Derece kinetik) sınırlayıcı duruma sahiptir [102]. Yüksek kirletici konsantrasyonunun ($K_s \ll S$) olması durumunda (0. Derece kinetik) ise,

biyolojik ayrışmada inhibisyon etkisi (kendi kendini inhibisyon) görülür ve bu durum Haldane Denklemi (bazen Andrews) ile ifade edilir [33].

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (2.12)$$

Burada; K_i substrat inhibisyon sabitidir (mg L^{-1}). Yüksek K_i değerleri, inhibisyon etkisinin sadece yüksek bir konsantrasyon aralığında gözlenebileceğini göstermektedir [95]. Biyolojik ayrışma hızı konsantrasyondaki artış ile maksimum değerine ulaşır. Substrat konsantrasyonu maksimum değerine ulaşıncaya kadar Denklem (2.12) Monod davranışı (1.derece kinetik) gösterir. Bundan sonraki substrat konsantrasyondaki artış ile birlikte paydadaki S^2 teriminden dolayı spesifik büyüme hızı azalır.

Mathur vd. [96] yeterince yüksek konsantrasyonlarda substrat inhibisyonunda büyümenin tamamen durduğunu gözlemlemek için Han-Levenspiel Denklemi (2.13) kullanmışlardır. Substrat inhibisyon kinetikleri için; Haldane (2.12), Han-Levenspiel (2.13) ve Andrews ve Noack (2.14) modelleri kullanılmaktadır.

$$\mu = \frac{\mu_{\max} \left[1 - \frac{S}{K_i}\right]^n}{K_s + S - \left[1 - \frac{S}{K_i}\right]^m} \quad (2.13)$$

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{(K_s + S)\left(1 + \frac{S}{K_i}\right)} \quad (2.14)$$

Üç model arasında, benzen, toluen ve fenol biyodegradasyonu için en uygun olan Han-Levenspiel modelidir. Çünkü substrat konsantrasyondaki artış ile $[\mu_{\max}/K_s + S - (1 - S/K_i)^m]$ terimi 1. dereceye yakın olur. Ayrıca yüksek konsantrasyonda biyodegradasyon oranı aşağıdaki sebeplerden dolayı azalmaktadır:

- a.) Oksijen mevcudiyetindeki eksiklikten dolayı hipoksik şartlar altında mikrobiyal kültür benzen, toluen ve fenölü biyolojik olarak ayrıştırılmaz,
- b.) Çözeltinin pH'sındaki düşüş, başlangıç substrat konsantrasyonunda ($S_0 \gg \sqrt{K_s K_i}$) hücre büyümesini inhibe eder [103].

Başka bir substrat inhibisyon kinetik modeli Luong, (2.15)'te verilmiştir.

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} \left[1 - \frac{S}{S_m} \right]^n \quad (2.15)$$

Burada; S_m maksimum substrat konsantrasyonudur. Yani bu konsantrasyon üzerinde büyüme durur. n , ampirik model katsayısıdır. Luong denklemi (2.15) $m = 0$ hariç, Han-Levenspiel (2.13) denklemiyle aynıdır. Bunların dışında mikrobiyal büyümenin substrat inhibisyonunu tanımlayan Aiba (2.16), Wayman ve Tseng (2.17) ve Alagappan ve Cowan (2.18) gibi ampirik inhibisyon modelleri vardır.

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} e^{\left(-\frac{S}{K_i} \right)} \quad (2.16)$$

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} - i(S - S_\theta) \quad (2.17)$$

S_θ , m-ksilen konsantrasyonu eşik değeri (mM), (bu konsantrasyonun altında her hangi bir inhibisyon yoktur).

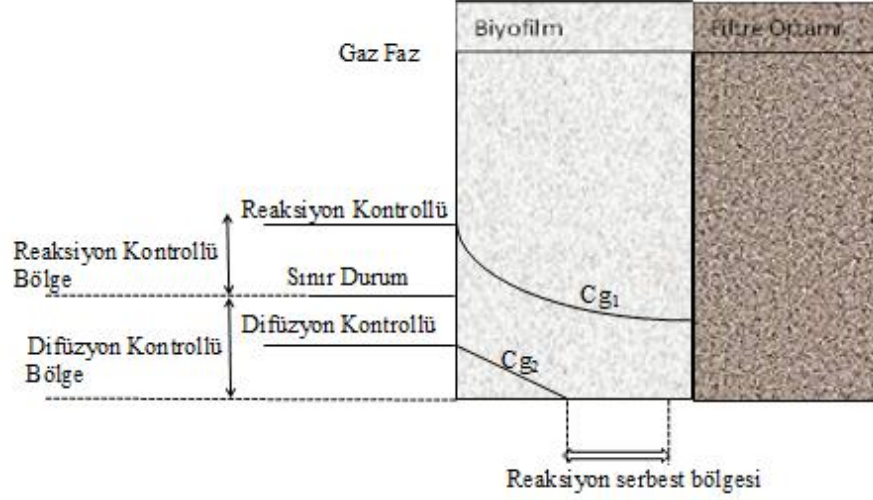
$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} - i(S - S_\theta) \quad (2.18)$$

Alagappan ve Cowan [104], Luong modelinin (2.15) diğer inhibisyon modelleriyle karşılaştırıldığında benzer için mikrobiyal büyümeyi etkileyen substrat inhibisyonunu en iyi şekilde temsil ettiğini belirtmişlerdir. Li vd. [94]'de *Pseudomonas putida* için yaptıkları çalışmada substrat inhibisyon davranışları için tanımlanan kinetik modeller arasından Luong Modelini seçmişlerdir. Koutinas vd. [101] ise Yano ve Koga (2.19) modelini seçmişlerdir.

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S + \frac{S^3}{K_i^2}} \quad (2.19)$$

Basitleştirilmiş modellerde, atık gaz içerisindeki kirletici kütle transferinin dolgu malzemesi etrafındaki ıslak biyolojik tabakada gerçekleştiği varsayılır. Kirletici maddeler biyofilm tabakasına nüfuz eder ve eş zamanlı ayrışma gerçekleşir. Toplam eliminasyon oranı da difüzyon ve parçalanmaya (reaksiyon) bağlıdır. Reaksiyon hızı sıfır, birinci derece, ikinci derece veya kaydırılmış birinci derece ile ifade edilirken,

difüzyon hızı kirletici konsantrasyon gradyanı ve çözünürlüğü gibi fiziksel olaylara bağlıdır. Şekil 2.4'te biyofiltrasyon prosesinin basitleştirilmiş biyofiziksel modeli gösterilmektedir [20].



Şekil 2.4 Biyofiltrasyon prosesinin basitleştirilmiş biyofiziksel modeli [20]

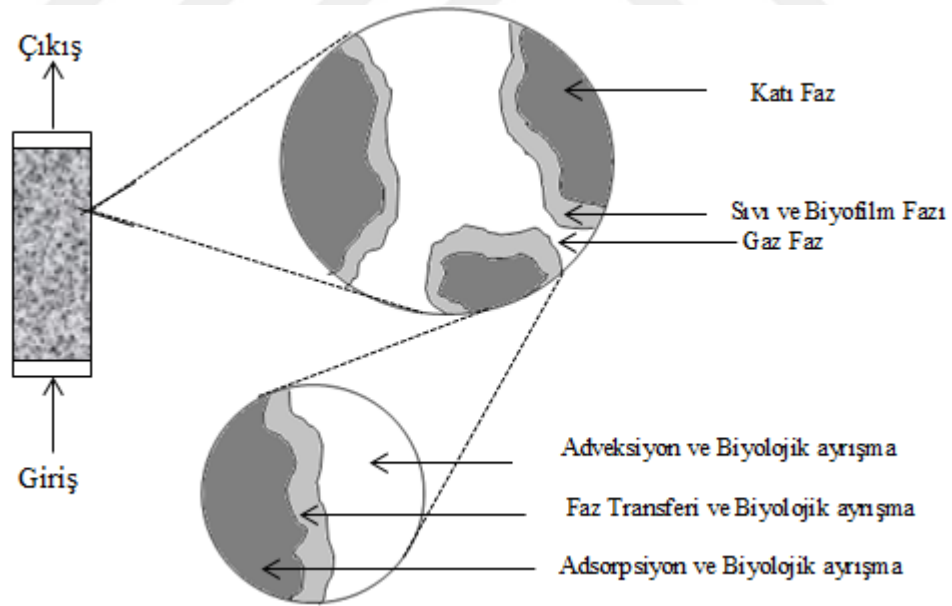
Biyolojik ayrışma oranı; yüksek konsantrasyonlarda kirletici konsantrasyonundan bağımsız (sıfırıncı derece reaksiyon) iken düşük konsantrasyonlarda substrat konsantrasyonu ile orantılıdır (birinci derece reaksiyon). Kirleticilerin sudaki çözünürlüğünün düşük olması durumunda ve/veya düşük gaz faz konsantrasyonlarında filtre yatağındaki eliminasyon oranı difüzyon kontrollü olur. Bu durumda, mevcut enerji mikrobiyal popülasyonu desteklemek için yetersiz kalır. Hidrofobik (suda az çözünen) kirleticilerde bu kısıtlamadan dolayı fotokimyasal oksidasyon gibi bir ön işlem uygulanabilir. Bu şekilde stirenin biyolojik olarak bozunmasında 3 kat artış olduğu belirtilmiştir [20]. Organik bileşiklerin biyodegradasyon kinetikleri kirletici konsantrasyonundan önemli ölçüde etkilenir. Bu durum gaz akımı içerisindeki etkileşimlere bağlı olarak meydana gelen diğer bileşiklerin varlığı ile açıklanabilir. Rene vd. [50] toluen arıtımı için yaptıkları çalışmada Difüzyon Kısıtlı Durum ($ILR_T < 140 \text{ g BTEX m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) için toplam eliminasyon kapasitesinin ILRT'deki artış ile lineer şekilde arttığını göstermişlerdir. Çünkü gaz-biyofilm arayüzünde BTEX konsantrasyonu nispeten küçüktür ve biyofilm kalınlığının kısmi derinliği boyunca kirleticinin biyolojik bozunurluğu tamamlanmıştır. Aynı çalışmada Reaksiyon Kısıtlı Durum ($ILR_T > 140 \text{ g BTEX m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) için yüksek giriş yüklerinde, giriş konsantrasyonundaki artış ile

eliminasyon kapasitesi azalmadan önce maksimum değerine ulaştığını belirtmişlerdir. Bu durumda biyofilm tamamen aktiftir ve kirleticilerin giderim verimini sadece biyobozunma reaksiyonunun oranıyla kontrol edilir [105].

2.4.2 Tek Bir UOB Türü İçin Geliştirilen Modeller

Model Tanımı:

Tek bir UOB türünün hem kararlı hem de kararsız şartlarda biyofiltrasyonu tanımlayan model Hodge ve Devigny [22] tarafından önerilmiştir. Bu model aynı zamanda dolgu malzemesi üzerinde UOB adsorpsiyonu açıklamaktadır. Ancak, katı maddeler (dolgu malzemeleri) ve biyofilm tek faz olarak düşünülmektedir. Bu nedenle model, hava akımının biyofiltre yatağı boyunca piston akışlı olduğu varsayımı kabul edilir. Ancak, UOB konsantrasyonuna bağlı olarak biyolojik parçalanma kinetiğinin birinci derece reaksiyon olduğu varsayılır ve oksijen mevcudiyetinin potansiyel etkileri ihmal edilir. Bu model etanol yüklü hava akımlarının biyofiltrasyonunun tanımlanmasında kullanılmıştır. Filtre içinden geçen kirletici konsantrasyonu; adveksiyon, dispersiyon, adsorpsiyon, absorpsiyon ve biyolojik süreçler tarafından etkilenir (Şekil 2.5).



Şekil 2.5 Biyofiltre için biyofiziksel model [22]

Model gözenekli ortamda iki fazlı sistem olarak davranır: gaz faz - sıvı faz ve gaz faz-katı faz. Su/biyofilm tabakasında difüzyon ve su-katı arayüzünde adsorpsiyon prosesleri gibi önemli olaylar dikkate alınmazsa su ve katılar tek faz olarak davranır. Ancak;

biyofiltre ortamlarının çoğu nispeten heterojen karakterli olduğundan adsorbatlar ve adsorbatlar için sıvı ve yüzey difüzyon katsayılarının saptanması zordur [22].

İlk olarak model ile kirleticinin adsorpsiyon etkileri ve biyolojik ayrışma süreçleri ayrılmıştır. Modelde farklı işletme modlarında hakim olan süreçler anlatılmıştır. Örneğin, biyofiltrenin başlangıç aşamasında kirletici gideriminin büyük çoğunluğundan filtre malzemesinin adsorpsiyon kapasitesi sorumludur. Daha sonra filtre malzemesi kirleticiye doymuş olacağından arıtımda biyolojik süreçler hakimdir. İkinci olarak, model farklı filtre (dolgu) malzemelerinin karşılaştırılmasında etkilidir. Modelin girdi parametreleri, filtre malzemelerinin adsorpsiyon kapasitesi, gözeneklilik ve tampon kapasitesi gibi özelliklerini içermektedir ve bunların biyofiltre performansı üzerinde önemli etkisi vardır. Üçüncü olarak; biyofiltre performansının değerlendirilmesine olanak sağlayan hem CO₂ üretimi hem de kirletici eliminasyonunun ölçülmesi için kirletici ve CO₂ konsantrasyonları modellenmiştir [22].

Filtrede oluşan her olayı algılamak mümkün değildir. Bu nedenle, teorik modelin geliştirilmesinde bazı basitleştirilmiş varsayımlar yapılmıştır [22]:

- Büyük ölçekli türbülans oluşmamaktadır.
- Filtre malzemesi bileşimi homojendir (örneğin, gözeneklilik, su içeriği, ve su/biyofilm kalınlığı).
- Biyokütle dağılımı ve yoğunluğunun homojen olduğu varsayılır.
- Adsorpsiyon tersinirdir.
- Su/biolayer içinde adsorbatın adveksiyon ve difüzyonu önemsizdir.
- Mikroorganizmalar tarafından asubstratın kullanım oranı birinci dereceden kinetiği izler.
- Karbondioksit üretimi stokiyometrik ilişkiyi izler : $C_2H_5OH + 3 O_2 \longrightarrow 2CO_2 + 3H_2O$

Tipik biyofiltre işlemlerinde laminer akış olduğu için büyük ölçekli türbülans önemsiz kabul edilir. Genel olarak tam ölçekli proseslerde dolgu yüzeyinde 120 ve 250 m/saat arasındaki hızlar için Reynolds sayısı 0.2-0.5 arasındadır [21].

Taşınmım:

Substrat ve karbondioksit taşınmasını yürüten süreçler; dispersiyon, adveksiyon ve katı/su fazı transferidir. Konsantrasyonundaki değişim (2.20) ile ifade edilebilir [22]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C_g}{\partial x} - \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) [k(k_h C - C_{ads})] \quad (2.20)$$

Denklem (2.20)'de;

C gaz faz konsantrasyonu (mg cm^{-3}), D gaz fazında dispersiyon katsayısı ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$), x filtredeki hareket mesafesi (cm), t zaman (s), V gözenekli ortamdaki aksel gaz hızı (cm s^{-1}), C_{ads} katı/su faz konsantrasyonu (mg cm^{-3}), θ saha kapasitesinde filtre malzemesinin porozitesi, k transfer katsayısı (s^{-1}) ve k_h gaz-katı ve gaz-su fazı konsantrasyonu için denge değerleridir.

Denklemin (2.20) sağ tarafındaki ilk iki terim dispersiyon ($D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$) ve adveksiyonu ($V \frac{\partial C_g}{\partial x}$) temsil etmektedir. Üçüncü terim ise gaz-katı ve gaz -su fazı arasında kirletici transferini ifade etmektedir. Transfer hızı, dengeden ayrılan katı/su fazındaki konsantrasyon miktarı ile orantılıdır ($k_h C$). Denge konsantrasyonu, dağılım katsayısıyla belirlenir ki bu Henry Sabiti'ne benzerdir.

2.4.3 UOB Karışımları İçin Geliştirilen Modeller

Baltzis vd. [45] 1997 yılında daha önce Baltzis ve Shareefdeen tarafından 1994 yılında verilen modeli revize etmek ve katı üzerinde oluşan biyofilmde biyokütle yapısının (çeşitliliğinin) potansiyel varlığının açıklanmasına olanak sağlayacak şekilde genelleştirmiştir. Çalışma kapsamında karışımların biyofiltrasyonunda adsorpsiyon olayları karmaşıklığı nedeniyle ele alınmamıştır.

Model Tanımı:

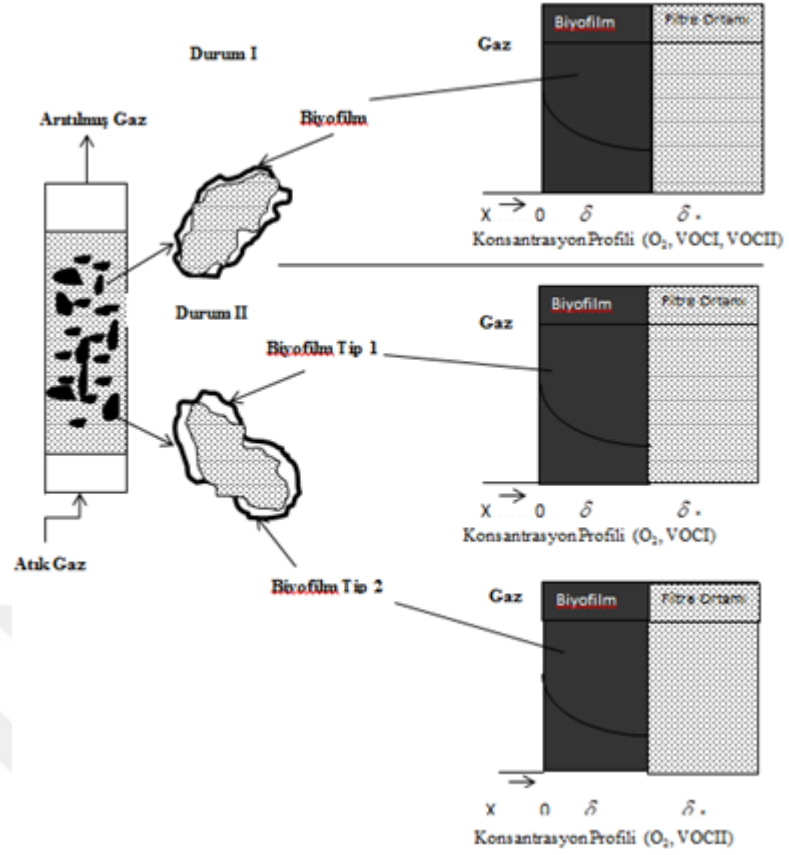
Önerilen modelin temel kavramları Şekil 2.5'te gösterilmiş ve aşağıda açıklanmıştır:

- Dolgu malzemesinin partikülleri tamamen biyofilm ile kaplı değildir. Biyokütle katı yüzey üzerindeki biyofilm tabakalarından oluşmaktadır.
- Biyofilm tabakaları aynı (Durum I) veya farklı (Durum II) bileşime sahip olabilir.

Durum I: Her iki UOB türünün aynı mikrobiyal konsorsiyum tarafından parçalanması

Durum II: Her bir UOB türünün farklı mikroorganizmalar tarafından parçalanması.

- Durum I'de iki kirletici de kinetik etkileşimlere dahil iken Durum II'de her bir bileşik farklı reaksiyon ortamında artıldığından bu tip etkileşimler mevcut değildir.
- Durum II söz konusu olduğunda farklı biyokütle türüne ait parçalarda hiçbir örtüşme bulunmaz.
- Spesifik biyofilm/hava ara yüzey alanı (örneğin birim yatak hacmi başına alan) biyofiltre yatak konumunun fonksiyonu değildir.
- Biyofiltredeki gaz akımı piston akışıdır.
- Biyofilmlerde dikkate alınan spesifik biyolojik bozunma oranları askıda duran kültürler ile aynıdır.
- Partikül boyutuna kıyasla biyolojik tabaka kalınlığı küçüktür ve biyofilmlerde düzlemsel geometri kullanılabilir.
- Biyofilmin sadece bir kısmında biyolojik bozunma gerçekleşir. Aktif (etkin) biyofilm kalınlığı (δ) oksijen veya UOB tükenmesi ile belirlenir.
- Biyofilm/hava ara yüzeyinde UOB ve oksijen denge dağılımı Henry Kanunu'nda belirtildiği gibidir.
- Biyofilmlerde su içerisinde olan söz konusu bileşiklerin difüzyon katsayıları bir düzeltme faktörüyle $f(X)$ çarpılır.
- Biyofiltre yatağı boyunca sıcaklık değişimi ihmal edilebilir [45].



Şekil 2.6 Biyofiltrasyon model bileşenlerinin şematik gösterimi [45]

Şekil 2.6'da gösterilen model kavramında yukarıda belirtilen varsayımlara ek olarak Shareefdeen vd. tarafından belirtilen aşağıdaki varsayımlarda dikkate alınır [45].

- UOB'lerin biyolojik olarak bozunması sadece aerobik şartlarda oluşur.
- Biyolojik bozunma oranını etkileyen maddeler sadece UOB ve oksijendir.
- Biyofilm içerisinde UOB ve oksijen transferi sadece difüzyon yoluyla gerçekleşir.
- Biyokütle yoğunluğu biyofiltre boyunca sabittir.
- Biyofiltre yatağında net bir biyokütle birikimi yoktur.

2.4.4 Kütle Denklikleri

Yukarıda belirtilen varsayımlar ile kararlı durumda ikili UOB karışımlarının biyofiltrasyonu altı kütle dengesiyle açıklanmıştır. İlk üç denklem (Denklem 2.21, 2.22, 2.23) gaz faz diğer denklemler (Denklem 2.24, 2.25, 2.26, 2.27) ise biyofilm fazı için verilmiştir.

2.4.4.1 Gaz Faz İçin Kütle Dengesi

Bu denge bağıntıları; gaz fazında kayıp UOB'ler ve oksijen miktarlarının difüzyon akışı aracılığıyla biyofilme taşınan miktara eşit olduğunu ifade eder [45]:

$$\frac{V}{\tau S} \frac{dc_j}{dh} = A\alpha_j D_{jw} f(X) \left(\frac{ds_j}{dy} \right)_{y=0}, j = 1, 2 \quad (2.21)$$

$$\frac{V}{\tau S} \frac{dc_o}{dh} = AD_{ow} f(X) \left(\frac{ds_o}{dy} \right)_{y=0} \quad (2.22)$$

Sınır şartlar;

$$h = 0: c_o = c_{oi} \text{ ve } c_j = c_{ji}, j = 1, 2 \quad (2.23)$$

Yukarıdaki eşitliklerde;

V biyofiltre yatak hacmi (m^3), τ boş yatak bekletme süresi (h) (yatak hacmi/kirlenmiş hava akımının hacimsel debisi), S biyofiltre yatağının enine kesit alanı (m^2), c_j h konumunda biyofiltre yatağında UOB $_j$ konsantrasyonu (g/m^3), A birim hacim biyofiltre yatağı başına biyofilm/gaz yüzey alanı (m^2) α_j UOB j türünü ayrıştırabilecek biyokütleyle ait biyofilm/gaz arayüz fraksiyonu, D_{jw} UOB j sudaki difüzyon katsayısı (m^2/h), $f(X)$ UOB ve oksijen için biyofilm ve sudaki difüzyon oranı, s_j biyofiltre yatağında h ve biyofilmde y konumunda UOB $_j$ konsantrasyonu (g/m^3), D_{ow} oksijenin sudaki difüzyon katsayısı (m^2/h) c_o h konumunda biyofiltre yatağında oksijen konsantrasyonu (g/m^3), s_o biyofiltre yatağında h ve biyofilmde y konumunda oksijen konsantrasyonu (g/m^3) c_{oi} biyofiltre girişindeki c_o değeri (g/m^3), c_{ji} biyofiltre girişindeki c_j değeri (g/m^3), h biyofiltre yatağının konumu (m) $h:0$ giriş pozisyonu ve y biyofilm konumu (m) $y:0$ biyofilm/hava arayüz konumunu gösterir.

2.4.4.2 Biyofilm İçin Kütle Dengesi

Bu denge bağıntıları difüzyon yoluyla biyofilme taşınan UOB ve oksijen miktarlarının biyolojik bozunma reaksiyonlarında kaybedilen miktarlara eşit olduğunu ifade eder. Bu bağıntılar aşağıda gösterilmiştir [45]:

$$f(X)D_{jw} \frac{d^2 s_j}{dy^2} = \frac{X}{Y_j} \mu_j(s_1, s_2, s_o), j=1,2 \quad (2.24)$$

$$f(X)D_{ow} \frac{d^2 s_o}{dy^2} = \sum_{j=1}^2 \frac{X}{Y_{oj}} \mu_j(s_1, s_2, s_o) \quad (2.25)$$

Sınır şartlar;

$$y=0: s_o = \frac{c_o}{m_o} \quad \text{ve} \quad s_j = \frac{c_j}{m_j}, j=1,2 \quad (2.26)$$

$$y=\delta: \frac{ds_o}{dy} = \frac{ds_j}{dy} = 0, j=1,2 \quad (2.27)$$

Yukarıdaki denklemlerde;

X biyofilm yoğunluğu (g kuru hücre/m³ biyofilm), Y_j giderilen birim UOB başına biyokütle üretim(verim) katsayısı (g biyokütle/g UOBj), Y_{oj} UOB kullanımı için birim oksijen miktarı başına biyokütle üretim (verim) katsayısı (g biyokütle/g oksijen), $\mu_j(s_1, s_2, s_o)$ UOB giderimi için kinetik ifade (biyokütle spesifik büyüme hızı) (h^{-1}), m_o hava-su arasındaki oksijen dağılım katsayısı (Henry Sabiti), m_j UOB için hava-su arasındaki dağılım katsayısı (Henry Sabiti) ve δ etkin biyofilm kalınlığı (m): UOB ve/veya oksijen konsantrasyonunun 0 olduğu andaki y değeridir.

Şekil 2.5'te (Durum I) gösterildiği gibi iki faz içeren (2.21) - (2.27) eşitlikleri $\alpha_1 = \alpha_2 = 1$ olması durumunda tam olarak doğrudur. Durum II söz konusu olduğunda ise yukarıdaki denklemler sadece bir yaklaşım olarak kullanılabilir. Gerçekte biyofilm tip 1 ve biyofilm tip 2 (Şekil 2.6'ya bakınız) için ayrı ayrı kütle dengelerinin yazılması gerekir. Bu durum (2.22) ve (2.25) denklemleriyle değiştirilebilir. Denklem (2.22), iki farklı oksijen akısını yansıtmalıdır. Denklem (2.25)'te her bir biyokütlenin oksijen tüketimini farklı olarak yansıtacak şekilde iki kez yazılmalıdır (Denklem 2.24'te belirtildiği gibi). Durum II (Şekil 2.6) söz konusu olduğunda Denklem (2.21) – (2.27) eşitlikleri iki farklı biyofilm üzerindeki ortalama oksijen konsantrasyonunu ifade etmektedir [45].

Diferansiyel Denklem Sayılarının Azaltılması:

(2.21) – (2.27) diferansiyel denklemleri ve sınır şartları kullanılarak, biyofiltre yatağı (h) boyunca ve biyofilmde (y) her hangi bir yerdeki havadaki ve biyofilmdeki iki UOB ve oksijen konsantrasyonu Denklem (2.28) ve (2.29) ile hesaplanabilir [45].

$$\frac{Y_1(c_1 - c_{1i})}{Y_{o1}\alpha_1} + \frac{Y_2(c_2 - c_{2i})}{Y_{o2}\alpha_2} - (c_o - c_{oi}) = 0 \quad (2.28)$$

$$\frac{Y_1 D_{1w}(m_1 s_1 - c_1)}{Y_{o1} m_1} + \frac{Y_2(m_2 s_2 - c_2)}{Y_{o2} m_2} - \frac{D_{ow}(m_o s_o - c_o)}{m_o} = 0 \quad (2.29)$$

Denklem (2.28) ve (2.29) model eşitliklerinin çözülmesi için gerekli olan sayısal işlemlerin azalmasını sağlar. Bu sayede yukarıda belirtilen altı kütle denge bağıntılarının çözülmesinin yerine sadece dört denklemi (2.21, 2.,22, 2,24, 2.25) çözmek yeterli olmaktadır. Dört diferansiyel denklemin çözümü bulunduğu ilgili konsantrasyonlar cebirsel olarak hesaplanır ve VOC1'e ilişkin diferansiyel denklemler elimine edilir. Teorik olarak üç bileşik için (VOCI,VOCII, Oksijen) diferansiyel denklemler elimine edilebilmelerine rağmen sayısal açıdan en dik profile teakbül eden diferansiyel denklemler elimine edilemez. Bazı denemeler yapılmadan konsantrasyon profilleri bilinmediği için diferansiyel eşitlikler elimine edilmemelidir.

Kinetik İfadeler:

Denklem (2.24) ve (2.25)'te gösterilen $\mu_j(s_1, s_2, s_o)$ fonksiyonlar UOB bileşiklerinin ($j = 1,2$) biyolojik bozunma kinetiklerini ifade etmektedir ve aşağıda gösterilmiştir (2.30) [45].

$$\mu_j(s_1, s_2, s_o) = \frac{\mu_j^* s_j s_o}{\left(K_j + s_j + \frac{s_j^2}{K_{lj}} + K_{clj} s_j \right) (K_{oj} + s_o)} \quad i \neq j \quad (2.30)$$

Burada; μ_j^* VOC için kinetik sabit, büyüme hızı, (h^{-1}), K_j VOC için yarı hız sabiti (g/m^3), K_{lj} kendi kendini (self) inhibisyon için hız sabiti (g/m^3), K_{clj} VOC türünün başka bir UOB ile etkileşiminden kaynaklanan inhibisyon (yarışçıl inhibisyon) sabiti (boyutsuz) ve K_{oj} UOB için oksijene bağlı hız sabitidir (g/m^3).

Denklem (2.30)'da ifade edilen genel olarak UOB'lerin biyolojik bozunma kinetiklerinin konsantrasyonlarına bağlı olduğudur. K_{cij} sabiti her iki UOB türü arasındaki potansiyel kinetik etkileşimi ifade etmektedir. Şekil 2.5'de Durum 2'ye göre; kirleticiler farklı tip biyofilmlerde bozunduğu için $K_{cij}=0$ yani kinetik düzeyde kirleticiler arasında etkileşim yoktur. Durum 1'e göre ise $K_{cij}=0$ (etkileşim olmadığında) veya pozitif olabilir. Denklem (2.30)'da tarif edilen kinetik etkileşim tipi yarışıl (compatetive) inhibisyon olarak adlandırılır. Literatürde açıklanan farklı inhibisyon türlerinin (yarışıl olmayan inhibisyon, karışık inhibisyon, kendi kendini inhibisyon detayları incelenip araştırılacak) mevcut olmasına karşın yapısal olarak benzer bileşikler arasındaki kinetik etkileşimler genellikle yarışıl inhibisyona dahildir [45].

2.5 UOB'lerin Kaynakları

Uçucu organik bileşikler terimi, ortam sıcaklığında uçucu olan karbon bileşikleri olarak bilinen çok çeşitli kimyasal maddeleri içerir [106]. Uçucu Organik Bileşikler, (UOB) çok uçucu organik bileşikler (kaynama noktası <0 °C-100 °C)'den katı organik bileşiklere (kaynama noktası >380 °C) kadar çok geniş bir bileşik grubunu kapsamaktadır. Hava kalitesi açısından UOB olarak adlandırılan grup ise genellikle bazı parafinler ve benzenden başlayarak naftaline kadar olan bileşikler (kaynama noktası <260 °C) kapsamaktadır [107]. UOB'ler; 20 °C'de buhar basınçları en az 0.01 kPa. olan organik bileşikler olarak adlandırılmakta olup genellikle sudaki çözünürlüklerinin düşük olması ile karakterize edilir [26]. UOB'ler genellikle kaynama noktaları 80 °C'nin altında olan organik bileşikler (metan hariç) olarak tanımlanırken, yarı uçucu bileşikler kaynama noktası 80 °C ile 180 °C arasında olan organik bileşiklerdir [108]. UOBler kimyasal yapıları ve kaynaklarının çeşitliliği nedeniyle hem antropojenik hem de doğal kaynaklardan atmosfere salınan [93], iç ve dış ortam havasında yaygın olarak bulunan önemli bileşenlerdir [109].

2.5.1 Antropojenik Kaynaklar

Hem iç ortam hem de dış ortamda bulunan UOB'ler farklı kaynaklardan yayılırlar. En yaygın iç ortam UOB emisyon kaynakları arasında inşaat malzemeleri (zemin ve duvar kaplamaları, halı, yalıtım, boya, ahşap kaplama ürünleri), yanma süreçleri (sigara,

yemek pişirme, ev ısıtması), tüketici ürünleri (temizlik maddeleri, çözücüler, oda koku spreyleri) yer almaktadır [110], [111]. Ortam UOB'leri ise genellikle; benzin, dizel ve sıvılaştırılmış petrol gazı (LPG) kullanan taşıt emisyonları [112], endüstriyel faaliyetler, kömür ve biyokütle yanması, sanayi ve ulaşım ile ilgili buharlaşma süreçleri veya boyalar ve çözücülerin kullanımı [111] dahil olmak üzere çok çeşitli antropojenik kaynaklar tarafından oluşturulur. UOB'lerin kaynaklarını tanımlamak çok önemlidir, ancak kaynaklar büyük ölçüde enerji tüketim seviyelerine ve bir şehrin/bölgenin endüstriyel yapılarına bağlıdır ve genellikle karmaşıktır [112]. Benzen, toluen, etilbenzen, ksilenler ve trimetilbenzenlerle birlikte diğer alkil benzenler araç emisyonlarında bol miktarlarda bulunan UOB'lerdir [110]. Toplam UOB'lerin yüzde otuz beşi ve dış ortamda benzen emisyonlarının % 80'inden fazlası, araç egzozu ve buharlaşma kayıplarından kaynaklanmaktadır [109]. Araç emisyonun yanı sıra kimyasal, petrokimyasal ve birleşik endüstriler tarafından yayılan UOB'ler, en yaygın hava kirleticileridir. Bu emisyonlar, depolama tanklarından ve yükleme kayıplarından, işlem tanklarının havalandırılmasından, boru ve ekipman sızıntılarından, atık su akışlarından ve ısı değişim sistemlerinden kaynaklanır [113]. BTEX olarak adlandırılan benzen, toluen, etilbenzen ve ksilenler özellikle boya ve kaplama gibi endüstriyel proseslerden atmosfere atılan en önemli bileşenler [114]. Poli klorometanlar, poli kloroetanlar ve poli kloroetenler gibi klorlu UOB'lerde (Cl-UOB) metallerde yağ giderme ve kuru temizleme gibi işlemler için yaygın olarak çözücü olarak ve tıbbi ilaç, böcek ilacı, yapıştırıcı ve soğutucu maddelerin üretimi için kullanılmalarından dolayı çevre ortamında yaygın olarak bulunurlar [115]. Çözücüler, boyalar ya da kimyasal maddelerin kullanımını içeren işlemler, en önemli UOB kaynakları olmasının yanı sıra [26], atıksu arıtma tesisleri ve özellikle belediye katı atık depolama alanları [116] ile kompost tesisleri [23], [27], [29], [117], [118] kentsel bölgelerde UOBlerin potansiyel kaynaklarıdır. Uçucu organik bileşenlerin oluşmasına katı atıklar içinde bulunan plastikler, solventler, boyalar ve katkı maddeleri (vernük vs.), gazete kağıtları, mürekkep, tekstil ürünleri, yapıştırıcı maddeler neden olmaktadır. Bu uçucu organik bileşiklerin emisyonları doymamış ve asidik hidrokarbonları, alkolleri, aromatik bileşikleri, halojenli organik bileşenleri ve sülfürlü bileşikleri içermektedir [119].

2.5.2 Doğal Kaynaklar

UOBler; toprak, denizler ve bitkisel emisyonlar gibi doğal kaynaklardan da atmosfere salınmaktadır. Biyojenik uçucu organik bileşikler (biyojenik UOB) terimi karbon dioksit ve monoksit dışındaki organik atmosferik iz gazları içermektedir. Metan hariç, hidrokarbonlar üzerinde odaklanarak, metan içermeyen hidrokarbonlar (NMHC'ler) terimi kullanılırken, metan içermeyen UOB'ler, metan içermeyen UOB (NMUOB'ler) olarak adlandırılır [120]. Laboratuvar deneylerinde toprağa mantar veya bakteri öldürücü maddeler uygulayarak, mikrobiyal toplulukların toprakların yaydığı UOB'lerin üretimine doğrudan dahil oldukları belirlenmiş ve topraklar tarafından yayılan biyojenik UOB'lerin topraktaki mikrobiyal biyokütle ile ilişkili olduğu gösterilmiştir [121]. Toprak tarafından salınan biyojenik UOB'ler, ilk olarak toprak organik maddesinin toprak mikroorganizmaları tarafından yıkımı ve bozunması sırasında üretilir [121]. Toprak tarafından salınan ikincil biyojenik UOB'ler ise yer altında mikrobiyal toplulukların biyotik çevreleriyle teması sırasında ikincil metabolitler olarak üretilmektedir [121]. Bitkisel kaynaklı biyojenik uçucu organik bileşikler (BUOB'ler) ise bitkisel fizyolojik süreçler, üreme ve kendini savunma mekanizmaları tarafından üretildiği bilinen hidrokarbonlardır [122]. İzopren (C_5H_8), monoterpenler ($C_{10}H_{16}$) [123] ve seskiterpenler ($C_{15}H_{24}$) [122] doğal kaynaklardan atmosfere yayılan en önemli biyojenik uçucu organik bileşiklerdir. Alkoller ve karboniller, en baskın grup olarak izopren ve monoterpenleri takip eder [120]. Bu bileşiklerin yanı sıra; biyojenik UOB'ler; alkanlar, alkenler, karboniller, alkoller, esterler, eterler ve asitleri içerir [120]. Her yıl 1200 Tg UOB'nin atmosfere salındığı tahmin edilmekte olup bu emisyonların % 90'ı bitki örtüsü ile yayılan biyojenik UOB'lerdir (yılda ~1100 Tg C) [121]. C2 – C4 alkenlerin en önemli kaynağı ise okyanuslardır. Okyanuslardan kaynaklı alken emisyonları, dolaylı olarak okyanustaki biyolojik işlemlerle ilgilidir ve atmosfere salınan maksimum yıllık miktar 5 Tg'dir [120].

2.6 UOB'lerin Çevreye ve Canlılara Etkileri

Atmosferdeki aromatik UOB'ler yüksek fotokimyasal ozon oluşturma potansiyeline sahiptir ve fotokimyasal reaksiyonlara katılırlar ve radikallerin ana kaynaklarıdır [109]. Bu bileşiklerin atmosferdeki emisyonları; ozon oluşumu [28], sera etkisi [75] ve küresel ısınma [121] gibi farklı çevresel sorunlara neden olmaktadır. Özellikle endişe verici olan durum, troposferde gerçekleşen fotokimyasal reaksiyonlar sonucu yaygın olarak

"kahverengi" ya da "fotokimyasal duman" olarak adlandırılan peroksi asetil nitratlar (PANs) ve troposferik ozon (O_3) da dahil olmak üzere ikincil hava kirleticilerinin meydana gelmesidir [124]. Buna ek olarak, UOB'ler küresel ısınmaya ve stratosferik ozon tabakasının incelmeye katkıda bulunabilir [108].

UOB'ler, hidroksil radikali (OH) ile başlayan UOB oksidasyonu, peroksil (RO_2) ve hidroperoksil (HO_2) oksidasyonu ve fotolizi ile devam eden azot döngüsü ve moleküler oksijenle (O_2) oksijen atomunun (O) birleşmesi olmak üzere bir dizi fotokimyasal reaksiyonla O_3 oluşumuna katkıda bulunurlar [112]. O_3 öncülleri olarak, UOB'ler güneş ışığının varlığında nitrojen oksitlerle (NO_x) tepkimeye girerek O_3 konsantrasyonu yüksek olan fotokimyasal kirliliğe neden olurlar [112]. Örneğin, alkenler ve aromatikler, fotokimyasal O_3 oluşumunda oldukça reaktiftir [112]. UOB'ler (izopren, terpenler, alkanlar, alkenler, alkoller, esterler, karboniller ve asitler) hem atmosfer kimyasında hem de kirlilikte önemli bir rol oynamalarının yanı sıra dolaylı olarak küresel ısınmaya katkıda bulunurlar [121]. Troposferde, 10–9 ppb'den 10–12 ppt'ye kadar değişen seviyelerde bulunurlar [120] ve fotokimyasal reaksiyonlara girerek sera gazı konsantrasyonlarını arttırmaları [121]. Biyojenik UOB'ler de metan gibi küresel ısınmaya etki eden üçüncü en önemli sera gazı olan troposferik ozon (O_3) oluşumunda rol oynamaktadır [121]. Biyojenik UOB'ler, troposferik O_3 öncülleri olabileceği için, tarımda mahsul üretiminin kaybına neden olabileceği gibi ikincil organik aerosollerin (SOA) oluşumu yoluyla insan sağlığı ve işleyen ekosistemler üzerinde de bir etkiye sahip olabilir [121]. Özellikle yüksek azot içeriğine sahip organik atıkların kompostlaştırılması sırasında atmosferik kirliliğin oluşumundan sorumlu ana bileşiklerden biri olduğu belirtilen amonyak gazı da [25] bitki örtüsü üzerinde olumsuz etkilere neden olabilir ve güçlü bir sera gazı olan N_2O 'ya dönüşebilir [125].

UOB'lerin halk ve çevre sağlığı açısından olumsuz etkileri genellikle BTEX (benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen) gibi aromatik bileşikler üzerinde araştırılmıştır. Antropojenik kaynaklardan salınan benzen güçlü bir kanserojen iken toluen, etil benzen ve o-ksilen oldukça toksik ve mutajeniktir [126]. Dünya Sağlık Örgütü, $1.7 \mu g/m^3$ 'lük bir benzen konsantrasyonuna ömür boyu maruz kalmanın milyon kişi başına 10 lösemi vakasına neden olabileceğini tahmin etmiştir [109]. Ayrıca, stiren ve tetrakloroetilen insanlar için muhtemel kanserojenler olarak sınıflandırılır [109]. İç ortam UOB kirliliği; astım, alerjiler veya gözler, üst solunum yolu ve ciltten kaynaklanan spesifik olmayan semptomlar gibi kanserojen olmayan etkiler ve kanserojenik ilişkisi olası sağlık

endişelerini arttırmaktadır [127]. Düşük UOB konsantrasyon seviyelerinin sağlık açısından önemli bir etkisi olmasada bazı sağlık problemlerine neden olabilir. UOB'lerle ilişkili sağlık etkileri, örneğin solunum yolları ve baş ağrısı, bulantı, uyuşukluk ve depresyon gibi nörolojik semptomları içerir [109]. Yapılan bir çalışmada; bir petrokimya kompleksinin yakınındaki bir konut bölgesinde yüksek UOB konsantrasyonlarının (özellikle BTEX), bu bölgede yaşayan çocuklarda, diğer bölgelere göre daha fazla astım ve solunum yolu semptomları ve akciğer fonksiyonlarında azalma olduğunu göstermiştir [109]. Birçok tüketici ürünüde Cl-UOB'lerin varlığı nedeniyle, insanlar Cl-UOB'lere maruz kalabilirler. Kloroform (CF) maruziyeti ile mesane, rektum ve kolon kanseri gibi yüksek kanser riskleri arasındaki ilişkiyi gösteren epidemiyolojik çalışmalar mevcuttur [115]. Ayrıca bu epidemiyolojik çalışmalar da tetrakloroetilen (PCE), trikloroetilen (TCE) ve karbon tetraklorür (CTC) maruziyetinin; bazı kanser türlerini arttırdığı doğrulanmıştır [115]. Genel olarak, kompost tesislerinde erişilen UOB konsantrasyonları ve diğer kokulu gazlar toksik öneme sahip değildir ancak kompost tesisleri çevresinde çalışan ya da yaşayan insanlar çeşitli psiko-hijyenik etkilere maruz kalabilirler [27].

2.7 Yasal Düzenlemeler

Nüfus artışı ve sanayinin gelişmesiyle birlikte, kaynak tüketiminin artması çevre ve halk sağlığı üzerinde önemli etkileri olan uçucu organik bileşiklerin oluşmasına neden olmaktadır. Bu durum, ulusal ve uluslararası toplumlarda önemli bir husus haline gelmiş ve oluşan hava kirliliğinin azaltılması konusunda bazı önlemlerin alınmasını da gerekli kılmıştır. Atmosferik UOB'lerin halk sağlığı açısından olumsuz etkileri [109], [115] ve halk refahını etkileyen kötü kokuları [128] nedeniyle kaynakta arıtılmaları zorunluluktur. Temel sorun haline gelen kirliliklerin en aza indirilmesi amacıyla hem gelişmiş ülkelerde hem de gelişmekte olan ülkelerde bir takım yönetmelikler oluşturulmuş ve zaman içerisinde bu yönetmelikler revize edilmiştir.

Türkiye’de, 1986 yılında yürürlüğe giren 19269 sayılı “Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği (HKKY)” uçucu organik bileşikler hakkında ilk düzenleme olmakla birlikte bu yönetmelik ile havaya salınan organik gaz ve buhar emisyonlarına sınırlama getirilmiştir [129]. Bu yönetmelikten sonra 2872 sayılı Çevre Kanunu kapsamında, 13.01.2005 tarihinde “Isınmadan Kaynaklanan Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (IKHKKY)” yayınlanmış ve yürürlüğe girmiştir. Bu yönetmeliğin amacı; konut, toplu

yaşam alanları, sanayide ve benzeri yerlerde ısınma amaçlı kullanılan yakma tesislerinden kaynaklanan is, duman, toz, gaz, buhar ve aerosol halinde dış havaya atılan kirleticilerin hava kalitesi üzerindeki olumsuz etkilerini azaltmak ve denetlemek olarak ifade edilmektedir [130]. İKHKKY'nin yayınlanmasından sonra, 22.07.2006 tarih ve 26236 sayılı Resmi gazetede yayınlanan yeni yönetmeliğin adı “Endüstri Tesislerinden Kaynaklanan Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (ETKHKKY)”dir. Bu yönetmeliğin amacı “sanayi ve enerji üretim tesislerinin faaliyeti sonucu atmosfere yayılan is, duman, toz, gaz, buhar ve aerosol halindeki emisyonları kontrol altına almak; insanı ve çevresini alıcı ortamındaki kirlenmelerden doğacak tehlikelerden korumak ve olumsuz etkilerin ortaya çıkmamasını sağlamak olarak tarif edilmiştir [131]. Ülkemizde Haziran 2008 tarih ve 26898 sayılı Resmi Gazete’de yayınlanarak yürürlüğe giren “Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği (HKDYY)”de hava kirliliği ve kontrolü açısından önemlidir. Bu yönetmelikte hava kalitesi sınır değerleri ve hedefler açıkça belirtilmiştir [132]. Ülkemizde sanayi ve enerji üretim tesislerinin faaliyeti sonucu atmosfere yayılan is, duman, toz, gaz, buhar ve aerosol halindeki emisyonları kontrol altına almak amacıyla yayınlanan bir başka yönetmelik 03.07.2009 tarih ve 27277 sayılı “Sanayi Kaynaklı Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (SKHKKY)”dir [133]. Ayrıca; solunak, koklamak yoluyla veya başka bir şekilde kişilerde bağımlılık yapabilen ürünlerin kontrolünü sağlamak ve bu maddelerin zararlı etkilerinden özellikle çocukları korumak amacıyla 07/05/2009 tarih ve 5898 sayılı ‘Uçucu Maddelerin Zararlarından İnsan Sağlığının Korunmasına Dair Kanun’ çıkarılmıştır. Bu kanun kapsamında; uçucu madde ihtiva eden ürünlerin çocuklara satılması yasaklanmış ve bu ürünlerin üretildiği veya kullanıldığı yerlerde çocukların çalıştırılmayacağı belirtilmiştir [134].

Hava kirliliği ve kontrolü açısından katı atık yönetimi ve özellikle bu atıkların organik fraksiyonu da gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde giderek artan küresel bir sorun haline gelmektedir. Özellikle düzenli depolama alanlarının küresel ısınmaya önemli bir katkısı olduğundan dolayı [135] kentsel organik katı atıkların, düzenli depolama alanlarına gidecek kirletici yükünün azaltılması ve olumsuz etkilerinin önlenmesi için kompostlaştırılması çevre dostu teknoloji olarak kabul edilmektedir [27]. Ancak kompostlaştırma prosesi esnasında atmosfere salınan UOB’ler kötü kokuları ve zararlı olmasından dolayı çevre ve halk sağlığını tehdit etmektedir. Bu nedenle; uçucu organik bileşiklerin emisyonlarının sınırlandırılmasına ilişkin AB Direktifi 1999/13/EC bu

kirleticiler için ciddi kısıtlamalar getirmektedir [26]. Bu amaçla kentsel organik katı atıklardan kaynaklanan emisyonların azaltılması için ülkeler ulusal düzenlemeler ve kısıtlamalar getirmiştir. Almanya'da 'Ortam Havasında Koku Esasları'[GOAA, 1999] ile birlikte teknik kurallar [VDI 3940, 2006] ve İngiltere'de "IPPC Klavuzu H4" [IPPC H4, 2002] gibi bazı ülkelerde ortam havasındaki koku kontrolü ve değerlendirilmesi konuları düzenlenmiştir [136]. Amerika Birleşik Devletleri'ndeki en az 23 eyalet park ve bahçe atıklarının tamamen ya da kısmen depolama alanlarında bertaraf edilmesini yasaklamıştır [28]. İtalya'da kurallar Lombardia bölgesiyle sınırlı olmakla birlikte Avusturya, Fransa ve Hollanda'da da kompostlaştırma ve hayvancılık gibi spesifik endüstriyel sektörler için Kurallar/Düzenlemeler mevcuttur [136].

Ülkemizde de; her türlü atık ve artığın çevreye zarar verecek şekilde, doğrudan veya dolaylı bir biçimde alıcı ortama verilmesi, depolanması, taşınması, uzaklaştırılması ve benzeri faaliyetlerin yasaklanması ve çevreye zararlı olabilecek etkilerin azaltılması amacıyla 'Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği' 14.3.1991 tarih ve 20814 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanmış ve en son 05.04.2005 tarih ve 25777 sayılı Resmi Gazete'de güncellenmiştir. Bu yönetmelikle birlikte katı atıkların kompostlaştırılmasına ilişkin yasal sınırlandırmalar yürürlüğe girmiştir [137]. Türkiye'de yürürlüğe giren bir diğer yönetmelik ise; Gıda, Tarım ve Hayvancılık Bakanlığından 4 Haziran 2010 Tarih ve 27601 sayılı Resmi Gazetede yayımlanan 'Tarımda Kullanılan Organik, Organomineral, Özel, Mikrobiyal ve Enzim İçerikli Organik Gübreler ile Toprak Düzenleyicilerin Üretimi, İthalatı, İhracatı, Piyasaya Arzı ve Denetimine Dair Yönetmelik'tir [138]. Bu yönetmelikle birlikte evsel atıklardan elde edilen kompostun ithal edilerek piyasaya arz edilemeyeceği ve hayvansal yan ürünlerden elde edilen organik ürünün elde edilmiş şekli ve ana bileşenlerine ait bilgiler belirtilmiştir [138]. Ülkemizde kompost tesislerinin teknik kriterlerinin ve elde edilen kompostun kalite standartlarının belirlenmesi amacıyla Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından 5 Mart 2015 tarih ve 29286 sayılı kompost tebliği yayımlanmıştır [139]. Kompostlaştırma tesislerinden atmosfere salınan gaz emisyonlarının önemli derecede koku problemine neden olduğu bilinmektedir. Bu kapsamda Türkiye'de Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından kokuya sebep olan emisyonların kontrolüne ve azaltılmasına yönelik idari ve teknik usul ve esasları düzenlemek amacıyla 29/4/2009 tarihli ve 27214 sayılı Resmî Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe giren 'Koku Oluşturan Emisyonların Kontrolü Hakkında Yönetmelik' önem arz etmektedir. Bu yönetmelik sayesinde; ülkemizde koku problemlerinin belirlenmesi

ve gerekli çözümlerin üretilmesi için kokuya sebep olan emisyonların azaltılmasına yönelik tekniklerin geliştirilmesi sağlanmıştır [140].



KOMPOSTLAŞTIRMA PROSESİ

Bu tez kapsamında, İSTAÇ Kompost ve Geri Kazanım Tesisinden kaynaklanan UOB emisyonları belirlenmiş ve bu kirleticilerin açık yatak biyofiltrasyon prosesinden geçirilerek arıtılması süreci incelenmiştir. Bu nedenle; bu bölümde kompostlaştırma prosesi ve tesis hakkında gerekli bilgiler aşağıda açıklanmıştır.

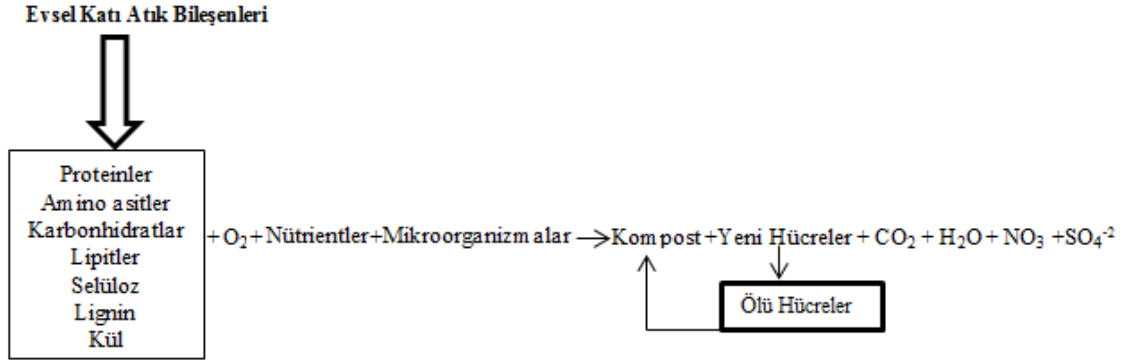
3.1 Kompostlaştırma İşlemi

Belediye katı atıklarının yönetimi ve uygun şekilde bertaraf edilmesi zamanla üretilen atık miktarının artması nedeniyle gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler için önemli bir sorun teşkil etmektedir [141], [142]. Gelişen sanayileşme ve hızla artan nüfusla birlikte tüketimin artması belediye katı atıklarının düzenli depo sahalarına yönlendirilmesini güçleştirmektedir. Bu nedenle; düzenleyici kurumlar, atık azaltma ve geri dönüşümü vurgulayan programlar uygulayarak maksimum depolama alanını en üst düzeye çıkarmakla ve bazı atık akımlarının düzenli depolama alanlarına girmesini yasaklayan veya sınırlayan düzenlemeler getirmekle yükümlüdür [124]. Depolama hacimlerinde daralma ve artan çevresel baskılarla birlikte yenilerinin konumlandırılmasındaki zorluklar yetkili makam ve mercileri çeşitli atık ayırma programlarını uygulamaya ve biyolojik olarak parçalanabilir ve geri dönüşümlü atıkların atılmasını önlemek için düzenlemeleri yürürlüğe koymaya zorlamıştır [143]. Ulusal ve uluslararası yönetmelikler kapsamında toplumlar katı atıkların azaltılması, geri dönüşümü ve yeniden kullanımına (3 R Kuralı) yönlendirilmektedir [28]. Kaynak tüketiminin hızla artıyor olması, düzenli depolama alanlarının hızla dolması ve depolama alanlarıyla ilgili küresel ısınmaya ilişkin endişelerden dolayı [135] organik içerikli kentsel katı atıkların çevre ve insan sağlığı açısından en uygun şekilde bertaraf edilmesi için farklı

teknolojiler uygulanmaktadır. Bu kapsamda Avrupa Birliği, dzenli depolama alanlarına doldurulacak organik atık miktarını 2050 yılına kadar % 50 azaltmayı hedeflemiştir [28].

Kompostlaştırma, mikroorganizma aracılığıyla farklı organik maddelerin daha kararlı bileşiklere dzenüştürüldüğü, aerobik, katı hal fermantasyon işlemidir [144]. Evsel katı atıkların organik fraksiyonunun arıtılması için kompostlaştırma geniş çapta çevre dostu [27], [145] ve sürdürülebilir bir alternatif olarak sunulmasının yanı sıra [146] atıkların genellikle yüksek oranda ıslak organik materyalere sahip olduğu gelişmekte olan ülkelerde, önemli bir teknoloji olabilir [147]. Organik atıkların kompostlaştırılması; sadece dzenli depolama alanlarından gelen metan emisyonlarının azaltılması ve depolama alanı doluluk kapasitesinin korunması için önemli bir strateji değildir, aynı zamanda tarım alanları için doğal gübre ve toprak iyileştirici olarak [28] stabil ve dezenfekte edilmiş son ürün (kompost) elde edilir [148]. Kompostlaştırma katı atıkların arıtılması için yaygın olarak kullanılan bir teknoloji olup [149] atıkların boyut ve hacimlerinin azaltılarak bertaraf edilmesini sağlar [26]. Üstelik bu proses, topraktaki karbon mineralizasyonu ile cazip bir CO₂ bio-ayırma teknolojisidir [150]. Kompostlaştırma işlemi, farklı organik atıkların toprak verimliliğinin korunması için gübre olarak kullanılabilcek kalitede kompost haline dzenüştürülmesi için yüksek kalitede ürün üretimini ve çevrenin korunmasını sağlar [29]. Kompostlaştırma işlemi için uygun olan organik katı atıklar; çim kesme ve budama, ađaç budama, tüketici öncesi ve sonrası gıda atıkları, gübreleme, gıda ambalajlama ve işleme atıkları [28], ham çamur, anaerobik atıksu çamuru ve hayvansal yan ürünleri içermektedir [26]. Bu atıklar öğütölür, harmanlanır [28] ve havalandırmalı statik yığın, aktarmalı yığın, pasif yığın veya kapalı reaktörde kompostlaştırma [151] yöntemlerinden biriyle kompostlaştırılır. Kompostlaştırma aşamasında, organik maddeler önce hızlı bir şekilde ardından yavaş bir hızla ayrışırlar. Yavař ayrışan organik maddeler ikinci kademe sonrasında stabilize olur ve olgunlaşırlar [152]. Başlangıç safhası, biyolojik stabiliteye ulaşılıncaya kadar, biyolojik olarak en fazla bozunan maddenin parçalanmasına yol ačan yoğun bir mikrobiyal aktivite ile karakterize edilir. İkinci evre; yavaş bir bozunma süreci ve daha zor ayrışabilir moleküllerin hümik maddeler haline dzenüşmesi ile karakterize edilir [153]. Kompostlaştırma işlemin başlangıç aşamalarında mikrobiyal aktivite yüksek olduğu için procesten CO₂, su buharı, ısı ve diğer bileşiklerin çıkışı söz

konusudur. Havalandırmalı kompostlaştırma prosesinin meydana gelme süreci Şekil 3.1’de gösterilmiştir.



Şekil 3.1 Havalandırmalı kompostlaştırma prosesinin kimyasal olarak ifadesi [154]

Aerobik kompostlaştırma işlemi; mezofilik, termofilik, iyileştirme (soğuma) ve olgunlaşma evresi olmak üzere dört aşamada gerçekleşmektedir. Kompostlaştırma işleminin başlangıç safhasında yağlar, proteinler ve karbonhidratlar gibi makro moleküller mezofilik bakteriler, mantarlar ve aktinomisetler tarafından basit yapılu moleküllere ayrıştırılır. Küf mantarları, protozoolar, bakteriler ve nematodlar sıcaklık 30 °C’ye çıkana kadar aktif olarak rol oynamaktadır. 30-40 °C arasındaki sıcaklıklarda aktinomisetler tarafından humik asit açığa çıkar ve patojen mikroorganizmalar ölür. 40-50 °C arasındaki sıcaklıklarda, katı atık içerisindeki bakteri ve aktinomisetler zor parçalanabilir maddeleri ayrıştırır ve bu durum başlangıç evresindeki mezofilik bakterilerin ölmesiyle sonuçlanır [155]. Mikrobiyal metabolik aktivite nedeni ile kompost yığınının sıcaklığı hızla 50-65°C’ye yükselir [151] ve kompostlamayı başlatan organizmalar ölürek yerini 70°C’ye kadar dayanabilen termofilik bakteriler alır [155]. Termofilik bakterilerin kendileri için mevcut olan besini tüketmelerinden dolayı ısı üretimi durur ve sıcaklık düşmeye başlar. Fermentasyon hızı azalmaya başladıkça, sıcaklık 40°C’ye ardından da çevre sıcaklığına düşer [151]. Kompostlaştırmanın bu aşaması soğuma evresi olarak adlandırılır. Son aşamada katı atık içerisindeki organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması sonucunda toprak verimliliğini arttıran mineralize olmuş ürün (kompost) elde edilir. Belediye katı atıkların (BKA) organik fraksiyonlarından kompost üretilmesi ve bu kompostun tarımda kullanılması, tarım alanındaki yeterli organik seviyelerin restorasyonu ile düşük maliyetli ve çevreye zarar vermeyen atık deşarjını sağlar [153]. Elde edilen kompost aşağıdaki özelliklere sahip olmalıdır:

- Hijyenik olmalı, insan ve çevre sağlığı için herhangi bir zarar teşkil etmemeli
- Organik madde içeriğinin kuru maddenin en az % 35 oranında olması [156]
- Piyasaya sürülecek olan kompostun su muhtevasının %50'yi [156] ve
- Kompost içerisindeki inorganik maddelerin (cam, cüruf, metal, plastik vb.) toplam ağırlığı %2'yi geçmemelidir [155].

3.2 Kompostlaştırma Prosesine Etki Eden Faktörler

Kompostlama, organik atıkların kontrollü koşullar altında bir toprak şartlandırıcı ve organik gübre olarak kullanılacak bir ürüne dönüştürüldüğü biyolojik bir süreçtir. Bu süreç; organik atıkların hacim ve ağırlığını azaltarak, patojenleri ve yabancı ot tohumlarını öldürür, fitotoksik maddelerin üretimini en aza indirir, hoş olmayan kokuları azaltır ve içindeki besinleri ve organik maddeyi (OM) stabilize ederek kompostun depolama ve taşıma özelliklerini geliştirir [157]. Kompostlaştırma prosesinin verimi ve kalitesini etkileyen parametreler aşağıda açıklanmıştır.

3.2.1 Karbon/Azot Oranı (C/N)

C/N oranı; kompostlaştırma sürecini ve kompost kalitesini etkileyen en önemli faktörlerden birisi [158] olmasının yanı sıra hücrel sentezin desteklenmesi için gerekli ve karbon da hücrede organik moleküllerin büyük bir kısmını oluşturduğu için temel öneme sahiptir [159]. Bu nedenle C/N oranının saptanması için daha önce biyolojik yöntemlerin önerilmesinin yanı sıra [160] katı komposttan suyla ekstrakte edilmiş biyolojik olarak kolay parçalanabilir karbon (C_{TOK}) fraksiyonunun belirlenmesi de önerilmektedir [29]. Amonyak azotu da toplam azot konsantrasyonunun biyolojik olarak parçalanabilir kısmıdır. Dolayısıyla, C/N oranı $C_{\text{TOK}}/N_{\text{NH}_4^+}$ oranı olarak hesaplanabilir.

Mikroorganizmalar yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmeleri ve çoğalmaları için karbon ve azot gibi besi maddelerine ihtiyaç duyarlar. Bu nedenle kompostlaştırma için en yaygın kullanılan parametre, başlangıç kompost malzemesinin C: N oranı olup yüksek başlangıç C: N oranı, işlemin daha yavaş başlamasına ve gerekli kompostlama süresinin normalden daha uzun olmasına, düşük başlangıç C: N oranı ise yüksek NH_3 emisyonuna neden olur [157]. Kompostlaştırma işlemi için optimum C/N oranı 25- 30 arasında

değişmekte olup [151] aktif aerobik metabolizma sırasında mikroorganizmalar her bir azota karşılık 15-30 karbon (örneğin: C/N:15-30) kullanırlar [159]. C/N oranının %30'den daha fazla olması durumunda kompostlaştırma işleminin olumsuz şekilde etkilenmemesi için sisteme azot beslemesi yapılmalıdır. Yeşil ve kahverengi atıkların uygun bir şekilde karıştırılması yoluyla karbon/azot oranını dengelemek yüksek kaliteli kompost üretmek için önemli faktördür [28].

3.2.2 pH

pH'in davranışı, diğer birçok değişkenin gelişimini etkilediğinden kompostlaştırma sürecinde önemli bir rol oynamaktadır ki bu da koku emisyonuna neden olur. pH asidik olduğunda koku emisyonlarının belirgin şekilde daha yüksek olduğu belirtilmiştir [29]. Her bir mikroorganizmanın faaliyet gösterdiği belirli bir pH aralığı vardır. Kompostlaştırma sırasında en verimli mikrobiyal aktivite için nötr pH tercih edilir [157]. Yüksek derecede asidik veya bazik şartlar altında mikrobiyal aktivite olumsuz derecede etkilenmektedir. Genel olarak kompostlaştırma prosesinde etkili olan mantarlar asidik çevre şartlarını tercih etmelerine rağmen bakteriler için en uygun pH ortamı nötraldir. Genel olarak kompostlaştırma işlemi için optimum pH aralığı 6-7,5 olarak belirtilmiştir [151].

3.2.3 Oksijen Miktarı

Katı atık içerisindeki organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması ve koku probleminin en aza indirilmesi için aerobik kompostlaştırma işleminde yeteri kadar oksijenin temin edilmesi önem arz etmektedir. Oksijen konsantrasyonunun %15-20 seviyelerinin altına düşmesi anaerobik mikroorganizmaların baskın hale gelmesi ve bunun sonucunda anaerobik solunumun başlamasına neden olmaktadır [151]. Bu amaçla kompostlaştırma işleminin optimum seviyede sürdürülebilmesi için gerekli olan oksijen miktarı blowerlar (hava üfleyici) veya yığının döndürülüp karıştırılmasıyla sisteme düzenli olarak beslenmelidir. Döndürme, genellikle, yığın kompostlaştırma prosesi sırasında havalandırma ve sıcaklık kontrolünün birincil mekanizması olarak gösterilmektedir ve döndürme sıklığının genellikle kompost oranının yanı sıra kompost kalitesini etkileyen bir faktör olduğuna inanılmaktadır [157]. Sisteme fazla havanın verilmesi, katı atık içerisindeki sıcak havanın alınarak yığının soğumasına neden olduğundan sisteme optimum miktarlarda hava verilmesi son derece önemlidir [155].

3.2.4 Su Muhtevası

Kompostlaştırma işleminde su muhtevası; mikroorganizmaların büyümesi ve çoğalması için gerekli olup [155] organik maddelerin ayrışma hızını etkilediğinden dolayı önemli bir parametredir [151]. Nem içeriğinin, koku konsantrasyonuna benzer şekilde azaldığı bilinmesine rağmen bu değişkenlik çevre koşullarının yanı sıra, belediye katı atık organik fraksiyonunun (BKAOF) arıtılmasına bağlı olarak sürecin dıştan kaynaklanan bir faktördür [29]. Havalandırmalı kompostlaştırma prosesleri için optimum su muhtevası %50-60 arasında değişmekte olup, pratikte minimum su muhtevasının % 40 olması tavsiye edilmektedir [151]. Su muhtevasının uygun seviyede tutulmaması durumunda kompostlaştırma süresinin daha uzun sürebileceği belirtilmiştir [157]. Bu nedenle; nem içeriği başlangıçta ayarlanmalıdır ve kompostlaştırma için en uygun % 40-60 arasında kabul edildiğinden işlem sırasında bu aralıkta tutulmalıdır [159]. Çizelge 3.1’de kompostlaştırma işleminde kullanılan değişik atık türleri için tavsiye edilen nem içerikleri özetlenmiştir.

Çizelge 3.1 Çeşitli kompostlaştırma malzemeleri için maksimum tavsiye edilen nem miktarı [159]

Atık Tipi	Nem İçeriği (% ağırlık olarak)
Sap/Saman*	75-85
Odun (Talaş, küçük parçalar)	75-90
Pirinç gövdeleri*	75-85
Belediye Tarafından Kabul Edilmeyen	55-65
Gübreler	55-65
Olgunlaştırılmış veya Ham Çamur	55-60
Islak Atıklar (ot kırpıntıları, çöp vb.)	50-55

* Nem emici ve karbonlu malzeme kaynağı olarak görev yapmaktadır.

3.2.5 Sıcaklık

Sıcaklık kompostlaştırma verimini etkileyen önemli bir çevresel faktördür. Kompostlaştırma sürecinin ne kadar iyi ilerlediğinin ve O₂'nin ne kadar kullanıldığıının basit ve mükemmel bir göstergesidir [157]. Sadece mikrobiyal metabolizmanın yüksek sıcaklığa bağlı olması değil, aynı zamanda mikroorganizma popülasyon dinamikleri (örneğin, kompozisyon ve yoğunluk) sıcaklıktan önemli ölçüde etkilenmektedir [161]. Minimum sıcaklık seviyelerinin elde edilmesi etkili bir kompostlaştırma prosesi için gereklidir ve işlem sırasında elde edilen yüksek bozunum oranlarına önemli ölçüde

katkıda bulunur [161]. Havalandırmalı kompostlaştırma işlemi, mezofilik ve termofilik sıcaklık aralığında gerçekleşmekte olup 20 °C'nin altındaki sıcaklıklarının kompostlaştırma işlemini önemli ölçüde yavaşlattığı veya hatta durdurduğu açıklanmıştır [161]. Kompostlaştırma işlemi sırasında yüksek sıcaklıklar yabancı otların ve patojenik organizmaların öldürülmesine katkıda bulunmasına rağmen [157] 60 ° C'yi aşan sıcaklıkların da mikrobiyal topluluğun aktivitesini azalttığı belirtilmiştir [161]. Statik yığın ve aktarmalı yığın kompostlaştırma sistemlerinde merkezdeki sıcaklığın 55°C'den yüksek tutulması önerilmekte olup [151] ayrışmayı maksimize etmeye dayanan optimum kompostlaştırma sıcaklıklarının 52-60 °C aralığında olduğu tespit edilmiştir [161].

3.2.6 Dane Boyutu

Katı atık dane boyutu kompostlaştırma verimi ve hızını etkilemesi açısından önemli bir parametredir. Partikül boyut dağılımı, bozunma için uygun yüzey alanını belirler ve partikül boyutunun küçük olması mikroorganizmaların faaliyet göstereceği yüzey alanının artmasına olanak sağlar [162]. Hamoda vd. [163] kompost materyallerin ayrıştırma oranı üzerindeki etkilerinde 5, 10 ve 20 mm büyüklüğündeki partiküller arasında belirgin bir fark olmadığını, organik madde ayrışma oranınının 40 mm partikül büyüklüğü için daha yüksek olduğunu ve toplam organik karbondaki azalma miktarının, 40, 20 ve 30 mm boyutlar için sırasıyla % 11.4, % 7.7 ve % 8.4 olduğunu tespit etmişlerdir. Bunun nedenini, 40 mm partikül büyüklüğünün daha küçük boyutlara göre atık partiküller arasındaki boşlukların daha büyük olmasından dolayı oksijenin partiküllere daha iyi erişmesi ve bozunmanın daha hızlı ilerlemesi olarak açıklamışlardır. Kompost malzemesine yeterli gözeneklik kazandırmak için; yüksek miktarda hacim arttırıcı madde kullanmak yerine, düşük bir parçacık boyutundaki daneler tercih edilmektedir [162]. Hacim arttırıcı olarak küçük parçacıklar gerçek gözenekli bir yapı oluşturur ve malzemenin içerisindeki homojen gözenekli yapı verimli oksijen tüketici olarak hareket eder [162]. Yeterli ve optimum seviyede poroziteyi sağlamak için partikül çapının 25-75 mm, atık yığınının birim hacim ağırlığının da arasında 0,5-0,6 t/m³ civarında tutulması önerilmektedir [151].

3.3 Kompost Tesislerinden Kaynaklanan UOB'ler

Katı atık arıtma tesislerinin amacı, atıkların güvenli bir şekilde daha az kirletici ve/veya zararlı maddelere ya da mümkün olduğunca çevreye olası etkileri azaltacak yararlı ürünlere dönüştürülmesidir. Ancak büyük ölçekli tesislerde organik atıkların geri dönüşümüyle ilişkili bazı çevresel sorumluluklar vardır. Bu tesislerde, sızıntı suyu üretiminin dikkate alınması gerekmekte olup yaygın olarak koku emisyonları ve atmosferik kirliliğe rastlanmaktadır [27]. Çoğunlukla anaerobik koşullar altında organik fraksiyonun mikrobiyal dönüşümü koku oluşumunun başlıca nedeni olup, bu durum düzenli depolama alanlarının veya atık arıtma tesislerinin yönetimindeki ana sorunlardan biridir [24]. Kompostlaştırma işleminin de başlıca sakıncalarından biri en iyi durumda bile kokuların serbest bırakılmasıdır [164]. Kokuların kompostlaştırma tesislerinde depolama, döndürme, eleme, temizlik gibi işlemlere bağlı olduğu belirtilmiştir [54]. Kompost tesislerinde; malzeme alımı ve taşıma, havalandırılmalı kompostlaştırma, stoklama (istifleme) vb. dahil olmak üzere çok sayıda koku ve kirlilik kaynağı mevcuttur [27]. Bu kokular, organik kalıntıların biyolojik olarak parçalanması sırasında çıkan bazı inorganik gazlar (amonyak ve hidrojen sülfür gibi) ve UOB gibi maddelerden kaynaklanır [165]. Kompostlaştırma işleminde atmosfere salınan gazların emisyon miktarı ve türü; hammadde, yığın yaşı, sıcaklık, O₂ seviyeleri, nem ve pH da dahil olmak üzere çeşitli değişkenlere bağlıdır [166]. Kompostlaştırma tesislerinde; kompost sürecinin başlangıç aşamalarında hemen hemen tüm UOB türlerinin yüksek konsantrasyonlarda ölçüldüğü ve organik maddelerin biyodegradasyonundan ortaya çıkan çok çeşitli bileşiklerin olduğu belirtilmiştir [167]. Bu bileşikler; yaygın kimyasal sınıflandırmada Parafinler, Sikloalkanlar, Aromatikler, Oksijenli Bileşikler, Klorlu Solventler ve Terpenler olarak gruplandırılabilir [23]. Çizelge 3.2'de kompostlaştırma tesislerinde biyofiltreyi besleyen bir akımın ortalama bileşimi gösterilmiştir.

Çizelge 3.2 Kompostlaştırma tesislerinde biyofiltreyi besleyen bir akımın ortalama bileşimi [23]

Kimyasal Sınıf	Ortalama Yüzde (%)
Oksijenli Bileşikler	1-16
Parafinler	13-21
Aromatikler	12-33
Sikloalkanlar	2-16
Terpenler	10-35
Klorlu Organikler	1-6
Diğerleri	3-22

Kompostlaştırma; organik maddenin aerobik biyolojik bozunması kapsamında öncelikle CO₂ ile eser miktarda metan ve nitrit, hidrokarbonlar, alkoller, ketenler, esterler ve aromatik bileşikler gibi metan içermeyen organik bileşik (NMOC) gaz emisyonları üretirken [29] proses sırasında eksik veya yetersiz havalandırma, yoğun kokulu sülfür bileşikleri de üretmektedir [26]. Kumar vd. [28] yaptıkları çalışmada yeşil atıkların kompostlaştırılmasından alifatik alkanlar, alkenler, aromatik hidrokarbonlar, biyojenik organik maddeler, aldehitler, ketonlar, alkoller, furanlar, asitler, esterler, eter, halojenli hidrokarbonlar ve dimetil disülfür (DMDS) de dahil olmak üzere 100'den fazla UOB türü saptamışlardır. Yapılan çalışmada; alkollerin, yaştan bağımsız olarak bir kompost yığınının emisyonlarında hakim olan UOB türü olduğu tespit edilmiştir. Organik asitler, alkoller ve sülfürler belediye katı atıklarının (BKA) kompostlaştırılmasından çıkan başlıca bileşikler iken bahçe atıklarının kompostlaştırılması öncelikle terpenler (yani hammaddeden yayılan doğal bileşikler) ve biyolojik bozunmanın sonucu olarak daha düşük miktarda alkoller, ketonlar ve benzenlerin emisyonlarıyla sonuçlanır [124]. Liu vd. [37] belediye katı atık tesisinde biyolojik stabilizasyon proseslerinden kaynaklanan kokuların kompost biyofiltre ile arıtılması sürecini araştırmışlardır. Belediye katı atık tesisinde biyolojik mekanik arıtma (BMA) işlemi sırasında koku bileşenlerinin BTEX bileşikleri ile birlikte alkanlar, alkenler, terpenler ve kükürt bileşiklerini içerdiği belirtilmiştir. BMA prosesinde kokular, özellikle yetersiz oksijen varlığında organik maddelerin ayrışması ve anaerobik fermentasyon ile oluşmaktadır [37]. Alkanlar, sikloalkanlar [23] ve terpenler [26] ağırlıklı olarak, kompostlaştırma tesislerinde biyolojik olarak parçalanabilir sebze atıklarından dolayı bol miktarda bulunur. Alkil benzenler ise katı atıklarda bulunabilen deterjanlardan kaynaklanmaktadır [168]. Pierucci vd. [24] belediye katı atıkların (BKA) aerobik biyolojik işlenmesi sırasında çıkan uçucu organik karbon ve kokuları pilot ölçekli (laboratuvar) bir reaktörde incelemişlerdir. Biyolojik arıtmadan önce atığın mevcut bileşikleri; Trikloroetilen, Toluene, Tetrakloroetilen, Etilbenzen, p-Ksilen, α -Pinen, Trimetilbenzen ve Limonen olarak belirlenmiştir. Fermentasyon reaktörünün havasında ise Limonen, Tetrahydro-Naftalin, p-Ksilen, Kamfor, Dekan, Tetra Dekan biyofiltre öncesi ve sonrasında tanımlanan bileşikler olarak ifade edilmiştir. Ayrıca prosten kaynaklanan yoğunlaşma ve sızıntı suyunda da organik bileşikler (α -pinene, β -mirsene, D-limonene) ölçülmüştür. Biyolojik süreç sırasında üretilen çok sayıda bileşikten en önemlileri terpenler,

monosiklik arenler (C2, C3, C4 benzenler), alkan, halojenli bileşikler ve esterler olduğu belirtilmiştir [24].

Kompostlaştırma proseslerinden atmosfere salınan gaz emisyonlarının çoğu uçucu organik bileşiklerden kaynaklanmasına rağmen, amonyak [25], metan [29] ve kükürtlü bileşikler [118] gibi diğer hava kirletici gazlarda açığa çıkmaktadır. Van Durme vd. [169], atık su çamuru için kompostlaştırma tesisindeki en önemli kokulu UOB olarak dimetil sülfid, dimetil disülfid, limonen ve α -pinen'i tespit etmiştir. Bu araştırmaya göre; son iki bileşik (limonen ve α -pinen) bir hacim arttırıcı olarak kullanılan ağaç kabuğu parçalarından salınmıştır. Gutiérrez vd. [29] belediye katı atıkların organik fraksiyonundan (BKAOF) yığın kompostlaştırma sırasında yayılan koku konsantrasyon değişimini (OU_E/m^3_{STP}) dinamik olfaktometri yöntemiyle izlemişlerdir. Yukarıda belirtilen kokulu emisyonlara ek olarak, kompostlaştırma işlemi sırasında CO_2 ve CH_4 emisyonlarının olduğu çevresel etkiler değerlendirilmiştir. Yapılan çalışmada; fermantasyon aşamasında CH_4 emisyonu tespit edilememesi anaerobik koşulların yokluğunu gösterirken önemli miktarda CO_2 emisyonları ölçülmüştür [29]. Pagans vd. [25]; belediye katı atıklarının organik fraksiyonu, ham çamur ve anaerobik susuzlaştırılmış çamur; ve yüksek azot içeriğine sahip kesimhanelerdeki hayvansal yan ürünler ve deri sanayinden alınan atıklar olmak üzere beş farklı atığın kompostlaştırılması sürecini incelemiş ve amonyakın özellikle yüksek azot içeriğine sahip organik atıkların kompostlaştırılması sırasında yoğun kokuların ve atmosferik kirliliğin oluşumundan sorumlu ana bileşiklerden biri olduğunu belirtmişlerdir. Cadena vd. [27] kaynağında ayrılmış Belediye Katı Atık Organik Fraksiyonunun (BKAOF) kompostlaştırma tesisinde yaptıkları çalışmada, havalandırılmalı kompostlaştırma ve havalandırılmalı yığın kompostlaştırma proseslerinde yüksek miktarda amonyak emisyonu tespit etmişlerdir. Amonyak çoğu zaman kompostlaştırma sırasında yayılan ana azot gazını temsil etmekte ve bol miktarda açığa çıkmaktadır [27]. Kompostlaştırma sırasında eksik veya yetersiz havalandırma da yoğun kokulu sülfür bileşiklerinin üretilmesine neden olmaktadır [26].

Kompost tesislerinde; kapalı sistemlerde biraz farklı niteliklere sahip gaz emisyonları çoğunlukla iki yerden kaynaklanmaktadır. Binada çöp boşaltmadan, ön işleme alanından ve genellikle kompostlaştırma sürecinin havalandırılması için kullanılan daha çok veya az kuru ve orta sıcaklığa sahip son taramadan (elemeden) yakalanan havadan kaynaklanır [54]. Çizelge 3.3'te kentsel katı atıkların aerobik veya birleşik

anaerobik/aerobik biyolojik işlenmesi sırasında üretilen uçucu organik bileşikler gösterilmiştir.

Çizelge 3.3 Kompostlaştırma proseslerinden kaynaklanan uçucu organik bileşik türleri [24], [28], [54], [118]

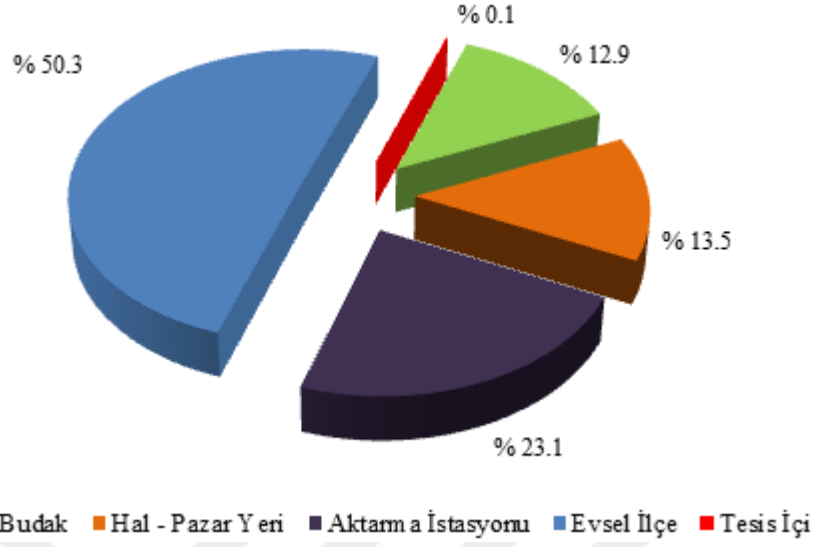
Esterler	Aldehitler/Ketonlar	Alkanlar	Terpenler	Alkoller	Eterler
Etil asetat	Aseton	Propan	α -Pinen	Metanol	2-Etil
Metil asetat	2 Bütanon	Pentan izomerleri	β -pinen	Etanol	füran
Metil propiyonat	2 Pentanon	3 Metil heksan	β -Mirsen	2 Propanol	2-Metil
Propil	3 Pentanon	Dimetil heksan	Limonen	1 Propanol	füran
Propil asetat	Metil izobütil keton	izomerleri	Ökalyptol	2 Bütanol	Dietil eter
Izoamil asetat	Formaldehit	Trimetil heksan	Kafur	1 Bütanol	Metil
Metil butil asetat	Asetaldehit	izomerleri	Tüjon	Pentanol	timetil eter
Bornil asetat	propiyonaldehit	Epoksi siklooktan	p-Simen	Hexanol	
Propiyonat	Bütiraldehit	Hekzan	4 Karen	İzobütanol	
Metil izobutanoat	İzo valeraldehit	Dekan	3 Karen		
Metil bütanoat	Valeraldehit	Undekan	Kamfen		
Etil butanoat	2 Metil pentenal	2-metil dekan	Terpinen		
Metil pentanoat	Hekzanal	2-metilundekan,	Terpinolen		
Propil butanoat	Heptanal	Tetradekan			
Metil heksanoat	Oktanal	6-metil dodekan			
Butil butanoat	Nonanal				
Heptil heksanoat	Dekanal				
	Dimetil oktenal				
	Benzaldehit				

3.4 Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi

İSTAÇ 1994 yılında İstanbul Büyükşehir Belediyesi'nin bir iştiraki olarak kurulmuştur. Bu kapsamda yasal mevzuata ve entegre yönetim sistemi standartlarına uygun olarak 2001 yılında Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi faaliyete geçirilmiştir. 320.000 m² açık alan üzerine kurulan tesisin başlangıçta 32.000 m² olan kapalı alanı 2008 yılında ilave edilen yeni ünitelerle 35.100 m²'ye ulaşmıştır [170].

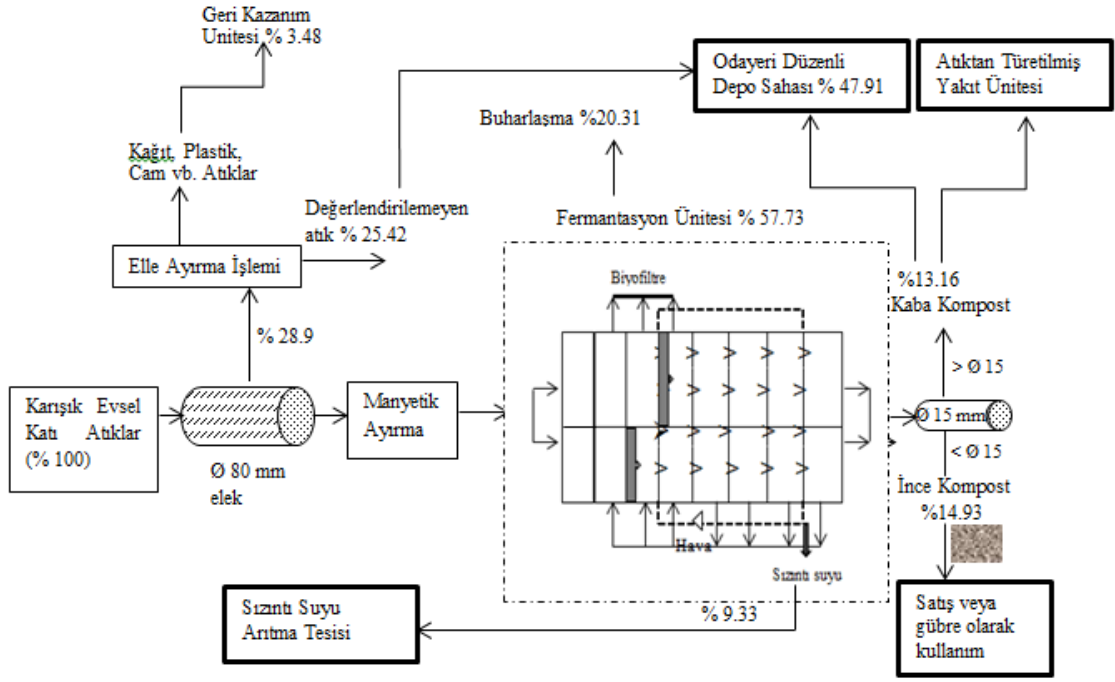
İSTAÇ A.Ş. Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi; düzenli depo sahasına gönderilecek atık miktarının azaltılması ve ticari değeri olan kompostun elde edilmesiyle başta İstanbul olmak üzere ülkemiz için çevresel ve ekonomik öneme sahiptir. İstanbul Kemberburgaz 'da kurulu Kompost Tesisi başlangıçta 2 vardiyada günlük 1000 ton karışık evsel katı atık işleme kapasitesinde kurulmuş daha sonra tesiste günlük 500 ton kentsel organik katı atık ile 500 ton karışık toplanmış evsel atığın aerobik biyolojik arıtımı öngörülmüştür [152]. Tesiste uygulanan kompostlaştırma yöntemi aktarmalı yığın aerobik kompostlaştırma tekniğidir. Tesiste; İstanbul'un ilçelerinden gelen evsel atıklar, hal atıkları (sebze ve meyve atıkları) ve diğer resmi

kurum ve kuruluşlardan gelen dal ve budak atıkları işlem görmektedir. Tesise gelen atıkların % dağılımı Şekil 3.2’de gösterilmiştir.



Şekil 3.2 2017 yılı kompost tesisine gelen atık miktarının % dağılımı

Tesis; Kompost, Geri Kazanım, Granül, Pet-Çapak ve ATY (Atıktan Türetilmiş Yakıt) Ünitesi olmak üzere 4 işletme biriminden oluşmaktadır. Kemerburgaz kompost tesisine 2017 yılında toplam beslenen evsel katı atık miktarı (EKA) yaklaşık 123.783 ton olup, 71.451 ton atık kompostlaştırma ünitesine geri kalan kısmı (35.777 ton) geri kazanım ünitesi ve düzenli depo sahasına aktarılmıştır. Tesisin genel akış diyagramı ve her bir üniteye % olarak beslenen atık miktarı aşağıda gösterilmiştir (Şekil 3.3).



Şekil 3.3 Kemberburgaz kompost ve geri kazanım tesisi akış diyagramı [152] ve 2017 yılı % atık dağılımı

Tesise gelen atıklar sisteme beslenmeden önce kaba ve inorganik atıklar (inşaat, tekstil, lastik vb. atıklar) elleçleme makineleri ile ayrıştırıldıktan sonra, doğrudan Odayeri Düzenli Depolama Sahası'na gönderilmektedir (% 25.42). Ayrıştırma işlemi gerçekleştirildikten sonra kompostlaştırma işlemi için uygun olan atıklar 80 mm delik çaplı 2 eleğe beslenmektedir. Organik madde muhtevası fazla olan 80 mm elek altı atıklar (% 57.73), içindeki metal malzemeler manyetik bantta ayrıştırıldıktan sonra kompostlaştırma ünitesine gönderilmektedir. 80 mm'den büyük atıklar (elek üstü) ise elle ayırma işlemine (kağıt, karton, cam, plastik atıklar ayrılır) tabi tutularak geri kazanım ünitesine (% 3.48) gönderilir. Atık hücrelerinde biriken kağıt, karton, cam, plastik vb. malzemeler preslenerek satışa sunulmakta, polipropilen, polietilen, polistren gibi malzemeler ise granül ve pet çapak ünitesinde işlenerek ekonomiye geri kazandırılmaktadır [170]. Yaklaşık 8 haftalık fermantasyon prosesi tamamlandıktan sonra elde edilen kompost, 15 mm'lik elekte elenerek kaba (% 13.16) ve ince kompost (% 14.93) olarak ayrılır. Yoğunluğu düşük olan kaba kompost atıktan türetilmiş yakıt ünitesine gönderilerek ATY ürün elde edilirken yoğunluğu yüksek olan kompost malzemesi ise Odayeri Düzenli Depolama Sahası'na gönderilerek örtü toprağı olarak kullanılmaktadır. İnce kompost olarak tanımlanan elek altı malzemeler ise azot ve fosfor ile karıştırılarak gübre elde edilir. Üretilen kaliteli kompost, İstanbul Büyükşehir

Belediyesi Park ve Bahçeler Müdürlüğü tarafından alınarak yeşil alanlarda, fidan ve çiçek yetiştirilmesinde kullanılmakta veya ilgili kurum ve kişilere satışı yapılmaktadır [170]. Son olarak tesisin işletilmesi sırasında oluşan atık sular (% 9.33) tankerler ile Odayeri Düzenli Depolama Sahasındaki sızıntı suyu arıtma tesisine gönderilirken fermantasyon prosesinden kaynaklanan kötü kokulu ortam havası ve UOB'ler ise filtre malzemesi olarak ağaç parçacıklarının kullanıldığı üç adet biyofiltre ünitesinde arıtılarak atmosfere verilmektedir.



MATERYAL VE METOT

Tez çalışması kapsamında; İSTAÇ Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'nde kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB'lerin belirlenmesi ve bu kirleticilerin açık yatak biyofiltrasyon prosesiyle arıtma verimlerinin araştırılması amacıyla Ağustos 2017 – Haziran 2018 tarihleri arasında belirli periyotlarda ölçüm yapılmıştır. Tesisin mevcut durumunun ve performansının değerlendirilmesi açısından giriş boruları ve biyofiltre ünitesinde tüm prosesi temsil edecek şekilde farklı çıkış noktalarından Alev İyonizasyon Dedektörü (FID) cihazıyla toplam organik karbon cinsinden gaz analizleri de yapılmıştır. Ayrıca, biyofiltre ünitesinde kullanılan dolgu malzemesinde UOB'lerin arıtımında aktif rol olan mikrobiyal kompozisyonunun tanımlanması için tür analizleri de yapılmıştır. Bu kapsamda araştırma yapılan tesis ve yöntemler aşağıdaki bölümlerde açıklanmıştır.

4.1 Örneklem Noktası

İstanbul genelinde toplanan organik içerikli evsel atıklar (park- bahçe atıkları, hal ve pazar atıkları vb.) 2001 yılında hizmet vermeye başlayan Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'nde kompostlaştırma prosesine tabii tutulmaktadır. Günlük yaklaşık 1000 ton evsel katı atık işleme kapasitesine sahip tesis 41°13'17.1" Kuzey, 28°49'11.6" Doğu koordinatlarında yer almaktadır. Tesisin genel görünümü Şekil 4.1'de gösterilmiştir.



Şekil 4.1 Kemerburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi genel görünümü

Tez kapsamında çalışma yapılmış olan açık yatak biyofiltrasyon prosesi, Kemerburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'nde kurulu olan üç adet biyofiltre ünitesinden oluşmaktadır. Her bir biyofiltre 20 m x 20 m boyutunda olup yatak derinliği 2 m.'dir (Şekil 4.2).



Şekil 4.2 Gerçek ölçekli açık yatak biyofiltre ünitesinin (3 adet) tesis alanında konumu ve dıştan görünümü

Kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan atık gazlar biyofiltre yatağının altından borularla beslenmekte olup debi kontrolü için her bir boruda vana mevcuttur. Bu vanalar, atık gazın istenilen akış hızında biyofiltre yatağına beslenmesine imkan sağlamaktadır. Tesiste yapılan çalışma sadece bir biyofiltre ünitesinde gerçekleştirilmiş olup ünitenin yaklaşık hacmi 800 m³'tür. Biyofiltre ünitesi hacminin büyük olması nedeniyle tesiste dolgu malzemesi olarak minimum maliyetli olan dal – budak parçacıkları kullanılmaktadır. Bu kapsamda biyofiltre ünitesinde kullanılan dolgu malzemesi Ağustos 2017 tarihinde değiştirilmiştir. Bu amaçla; kompost prosesinden kaynaklanan UOB'ler biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi olarak ağaç parçacıkları kullanılarak arıtılmıştır (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 Dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıkları

4.2 Ön Çalışmaların Gerçekleştirilmesi

Bir kompostlaştırma tesisi ile ilişkili gaz emisyonlarının belirlenmesi için;

- Tesis özellikleri ve çalışması hakkında veri toplamak,
- Atmosferik emisyonların belirlenmesi,
- Laboratuvar analizi ve
- Emisyon faktörlerinin hesaplanması

olmak üzere dört farklı metodoloji tanımlanmıştır [27].

Bu nedenle, doğru örnekleme prosedürü ve analiz yöntemlerinin belirlenebilmesi için biyofiltre ünitesinde uygulanacak yöntem ve teknikler ön çalışmalar yapılarak araştırılmıştır. Bu kapsamda, biyofiltrasyon prosesinde dolgu malzemesi değiştirildikten yaklaşık bir ay sonra (Eylül 2017) tesisin mevcut durumunun ve performansının değerlendirilmesi açısından giriş boruları ve yüzeyde 5 farklı çıkış noktasında (Şekil 4.4) PORTAFID® M3K model portatif alev iyonizasyon dedektörü (Hermann Sewerin GmbH, Gütersloh Germany) kullanılarak metan cinsinden toplam organik karbon (TOK) ölçümleri yapılmış ve sonuçlar Çizelge 4.1’de gösterilmiştir.



Şekil 4.4 Biyofiltre ünitesinde TOK ölçümü yapılan atık gaz giriş ve çıkış noktalarının genel görünümü

Çizelge 4.1 Biyofiltre giriş ve çıkış TOK ölçüm sonuçları

Numune Alınan Noktalar*	TOK (ppm)	Ortalama TOK (ppm)
Giriş Borusu (1)	300	305
Giriş Borusu (2)	310	
Çıkış (1.nokta)	200	192
Çıkış (2.nokta)	230	
Çıkış (3.nokta)	130	
Çıkış (4.nokta)	160	
Çıkış (5.nokta)	240	

* Atıkgaz, biyofiltreye 2 giriş borusu ile verilmektedir. Çıkış ölçümleri, biyofiltre yüzey alanında (400 m²) 4 eşit alanı ve tam orta noktayı temsil eden toplam 5 noktada yapılmıştır.

Eylül (2017) ayında yapılan TOK ölçüm sonuçları incelendiğinde tesisin mevcut durumda veriminin oldukça düşük olduğu (ortalama % 37) tespit edilmiştir. Koku kirliliğinin değerlendirilmesi ve belirlenebilmesi;

- Ortam havasında bulunan kokuların çok çeşitli ve düşük konsantrasyonlarda olması,
- Koku kirliliğinin yoğunluğunun saatlik ve yerel meteorolojik koşullara bağlı olarak değişkenlik göstermesi ve
- Koku algısının öznel olmasından dolayı karmaşık ve zor bir süreçtir [136].

Tam ölçekli kompostlaştırma tesislerinden salınan gaz emisyonlarına ilişkin gerçek veriler elde etmek zordur. Bu emisyonlar kompost teknolojisi ve atık özellikleri ile ilgilidir bu nedenle, kapsamlı bir örnekleme kampanyası tek bir tesisten güvenilir ve temsili veriler elde etmek için gereklidir [27]. Bu nedenle çalışılan kompost tesisinden kaynaklanan UOB türlerinin tespit edilebilmesi amacıyla uygun örnekleme yöntemi ve

hacminin belirlenmesi için Ekim (2017) ayında ön çalışma yapılmıştır. Bu kapsamda, UOB örnekleme için Zefon ZST-001 marka cam sorbent tüpleri kullanılmıştır (Şekil 4.5).



Şekil 4.5 UOB örneklemesinde kullanılan cam sorbent tüp

Bu cam tüpleri 6 mm çapında 70 mm uzunluğunda, sorbent malzeme olarak 20/40 mesh, 600 °C'de termal olarak aktive edilmiş toplam 150 mg (ilk bölümde 50 mg/ikinci bölümde 100 mg) saf hindistan cevizi kabuğu kömürünün ve ayırıcı plaka olarak, Poliüretan Köpük/ Poliüretan Köpük/Cam Yününün kullanıldığı UOB örnekleme tüpüdür [171]. Numuneler her 10 mL'si 0.5 dakikada alınmak suretiyle sızdırmaz şırınga yardımıyla çekilmiştir. Toplanan numunelerin analizi T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından yetkilendirilmiş ve TÜRKAK tarafından akredite edilmiş Haliç Çevre Laboratuvarı'nda (İstanbul) yaptırılmıştır. Laboratuvarında uygulanan UOB analiz prosedürü aşağıda açıklanmıştır:

Bu analiz prosedüründe numunenin desorpsiyonu için 1 mL karbondisülfür kullanılır ve şişeler ultrasonik banyoda 10 dakika süreyle 283 °K'ni (10 °C) geçmeyen sıcaklıkta 10 dakikalık bir santrifüj işlemine tabi tutulur. Daha sonra 5 farklı konsantrasyonda hazırlanan kalibrasyon çözeltileri kullanılarak numune analizi, GC-FID (gaz kromatografi - alev iyonizasyon dedektörü) ile yapılır. Literatürde bu yöntemle benzer şekilde belediye katı atıkların organik fraksiyonlarının kompostlaştırılması sırasında üretilen UOB'ler Hindistan cevizi kömürü (Orbos 32, SUPELCOt, Bellefonte, PA) kullanılarak örneklenmiş ve daha sonra 30 dakika boyunca 2 mL'lik şişelerde bir örnek karıştırıcı (SUPELCOt) kullanılarak 1.5 mL yüksek saflıkta CS₂ (Aldrich, Milwaukee, WI) ile ekstrakte edilerek GC-FID'de analiz edilmiştir [108]. Haliç Çevre Laboratuvarı'nda; Etanol, Aseton, Asetonitril, 2-Proponal (IPA), Dietileter, n-Pentan, Asetik asit, Diklorometan, 1-Proponal, n-Hekzan, Butanon (2-Bütanon), Kloroform, Etil asetat, 2-Metoksietanol, Butanol (n-Butilalkol) (1-Butanol), 1,2-Dikloroetan, Benzen,

Tetrahidrofuran, Sikloheksan, İzopropilasetat, n-Heptan, Trikloretilen, 1,4-Dioksan, Metilsikloheksan, Pridin, 1,1,2-Trikloroetan, Toluen, n-Butilasetat, Klorobenzen, Etilbenzen, mp-Ksilen, Stiren, Sikloheksanon, o-Ksilen, 5-Metilheptan-3-on (5-Metil-3-Heptanon), Propilbenzen, 1,2,4-Triklorbenzen ve 1,2,4- Trimetilbenzen olmak üzere toplam 39 UOB türü analiz edilmiştir. Bu kapsamda biyofiltre ünitesinin giriş ve çıkışında (yatağın orta kısmından) farklı hacimlerde yapılan UOB örnekleme analiz sonuçları Çizelge 4.2 ve Çizelge 4.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 4.2 Biyofiltre giriş numunelerinde ölçülen UOB konsantrasyonları (ppm)

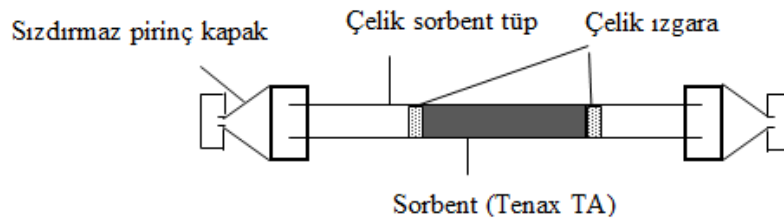
UOB Türü	Örneklenen Numune Hacmi (mL)									
	5	10	20	30	40	50	50	50)	100	200
Aseton			12,49					10,66		
n-Pentan			2,41					2,55		
1-Proponal			6,6					6,43		1,99
Pridin		1,12								
Toluen	0,7	0,76	2,41	0,69	0,78	0,6	2,5	0,98	0,77	1,16
Klorobenzen	0,21	0,21	0,21	0,2	0,21	0,2	0,23	0,22	0,21	0,21
1,2,4-Trimetilbenzen	2,76	2,78	2,99	2,75	2,82	2,8	3,01	2,87	2,78	2,79
ΣUOB	3,68	4,87	27,12	3,64	3,82	3,6	25,37	4,07	3,75	6,15

Çizelge 4.3 Biyofiltre çıkış numunelerinde ölçülen UOB konsantrasyonları (ppm)

UOB Türü	Örneklenen Numune Hacmi							
	(20mL)	(20mL)	(50mL)	(50mL)	(50mL)	(50mL)	(50mL)	(100mL)
Pridin								1,13
Toluen	0,73	0,7	0,89	0,72	0,7	0,66	0,75	0,7
Klorobenzen	0,21	0,21	0,21	0,22	0,21	0,21	0,21	0,21
1,2,4-Trimetilbenzen	2,89	2,8	2,85	2,82	2,78	2,82	2,82	2,83
ΣUOB	3,83	3,72	3,94	3,75	3,69	3,69	3,77	4,86

Yapılan bu ön çalışmada; miktarı belirlenmesi için toplam 39 UOB türü seçilmiş ancak analiz sonuçları incelendiğinde giriş numunelerinde Aseton; n- Pentan; 1- Proponal; Pridin; Toluen; Klorobenzen ve 1,2,4- Trimetilbenzen olmak üzere 7 tür, çıkış

numunelerinde ise Toluen, Klorobenzen ve 1,2,4- Trimetilbenzen olmak üzere 3 tür tespit edilmiştir. Bu türler arasında kompostlaştırma proseslerinden kaynaklanan etanol, stiren, benzen, etil benzen ve ksilen gibi UOB konsantrasyonlarının belirlenememesinden dolayı kullanılan sorbent malzemesi ve analiz yönteminin değiştirilmesine karar verilmiştir. Literatürde UOB örnekleme için yapılan çalışmalar incelendiğinde; Carbotrap/Carbopack C, Tenax TA veya GR, Carbopack B, Chromosorb 102, Chromosorb 106, Porapak N, Porapak Q, Sphero carb/Unicarb, Carbonsieve SIII ve Carboxen 1000 gibi yaygın olarak piyasada bulunan bazı ticari katı sorbent malzemeleri [172] veya bunların karışımını içeren çoklu sorbent yatakları [173], [174] kullanılmıştır. Yukarıda bahsedilen nedenlerden dolayı Kasım (2017) ayında yapılan örnekleme çalışmasında; sorbent malzeme olarak Tenax® TA içeren Perkin Elmer marka çelik UOB örnekleme tüpleri kullanılmıştır (Şekil 4.6). 2,6-difenil-p-fenilen oksit bazlı Tenax® TA gözenekli polimerler, hem hava toplama hem de kirleticileri hapsedme uygulamalarında bir adsorbant olarak yaygın şekilde kullanılırlar. Kullanılan sorbent malzemesi 60/80 mesh partikül boyutunda, $35 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ yüzey alanına sahip olup sıcaklık limiti $350 \text{ }^\circ\text{C}$ 'dir [175].



Şekil 4.6 UOB örneklemesinde kullanılan çelik sorbent tüp

Bir önceki ayda (Ekim 2017) kullanılan sorbent malzemenin UOB hapsedme verimliliğinin kıyaslanması için aynı çelik tüplere 200 mg Hindistan cevizi kömürü konularak örnekleme yapılmış ve numuneler TD-GC/MS (Termal Desorpsiyon -Gaz Kromatografi/Kütle Spektrometrisi) ile TÜBİTAK Marmara Araştırma Merkezi (MAM) Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü Laboratuvarı'nda analiz ettirilmiştir. Sorbent malzemesi Tenax® TA kullanıldığında farklı hacimlerde örnekleme yapılan giriş ve çıkış (yatağın orta kısmından alınmıştır) numunelerinde ölçülen UOB türleri ve mg m^{-3} olarak hesaplanan konsantrasyon değerleri Çizelge 4.4 'de özetlenmiştir.

Çizelge 4.4 Tenax® TA kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m⁻³)

Hedef UOB Türü	Giriş (10mL)	Giriş (30mL)	Giriş (50mL)	Çıkış (20mL)	Çıkış (50mL)
Benzen	3,00	2,77	1,82	1,85	1,18
Toluen	2,30	2,07	2,06	2,35	1,34
Etil Benzen	8,30	3,60	1,86	1,85	1,06
<i>mp</i> -Ksilen	4,00	1,13	1,74	1,70	1,02
<i>o</i> -Ksilen	3,70	3,13	3,8	2,85	1,36
1,2,4-Trimetilbenzen	6,40	2,07	2,32	3,05	1,24
1,3,5-Trimetilbenzen	5,50	1,80	1,50	2,40	1,02
İzopropilbenzen	6,50	2,73	1,64	3,15	0,00
<i>n</i> -Propilbenzen	7,60	2,13	1,28	3,15	1,28
<i>sec</i> -Butil benzen	4,60	1,77	1,66	2,55	1,04
<i>n</i> -Butil benzen	5,60	0,00	0,00	2,80	0,00
<i>tert</i> -Butil Benzen	3,10	1,43	1,26	1,90	0,84
Klorobenzen	0,00	1,60	0,96	2,45	0,96
Bromobenzen	3,00	1,83	1,16	1,50	0,98
1,4-Diklorobenzen	3,90	1,33	0,80	2,10	0,80
1,2-Diklorobenzen	5,00	2,57	1,56	2,60	1,24
1,3-Diklorobenzen	0,00	1,57	0,00	2,45	0,00
1,2,3-Triklorobenzen	5,10	1,70	1,02	2,80	1,02
1,2,4-Triklorobenzen	5,90	1,97	1,18	0,70	0,00
Stiren	7,30	5,10	3,54	3,90	2,18
2-Klorotoluen	6,90	0,00	0,00	3,45	0,00
4-Klorotoluen	4,40	0,00	0,00	2,20	0,00
<i>p</i> -İzopropil toluen	6,50	2,43	1,44	3,20	1,02
Naftalin	5,70	2,00	1,20	3,15	0,58
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	6,80	2,43	1,64	3,15	0,72
1,2,3-Trikloropropan	0,00	0,90	0,84	1,10	0,46
1,2-Dibromo-3-kloropropan	-	-	-	-	-
1,2-Dikloropropan	3,70	1,40	0,86	0,85	0,42
2,2-Dikloropropan	0,00	1,37	0,74	1,60	0,68
1,3-Dikloropropan	3,90	1,40	1,36	1,90	0,76
1,1-Dikloropropen	0,00	1,67	1,48	0,00	0,98
Kloroetan	-	-	-	-	-
Bromometan	0,00	0,07	0,36	0,00	0,00
1,2-Dibromoetan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1,1-Dikloroetan	0,00	1,73	0,00	0,00	0,00
1,2-Dikloroetan	0,00	1,17	1,76	0,00	0,46
1,1,1-Trikloroetan	1,80	0,60	0,36	0,90	0,00

Çizelge 4.4 Tenax® TA kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m⁻³) (devamı)

1,1,2-Trikloroetan	2,70	0,00	0,00	0,00	0,00
Trikloroeten	0,00	1,43	1,34	0,80	0,68
Tetrakloroeten	0,00	2,43	1,62	2,45	1,10
1,1,1,2-Tetrakloroetan	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tetrakloroetan	1,60	1,20	0,74	1,80	0,36
Dibromometan	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Triklorofluorometan	0,00	2,87	1,74	1,60	1,28
Metilen klorür	1,30	0,80	0,96	1,60	0,48
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	0,00	2,53	1,94	1,40	1,06
1,1-Dikloroeten	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
<i>trans</i> -1,2-Dikloroeten	0,00	2,47	1,90	1,80	0,82
Bromoklorometan	3,20	1,23	0,72	1,70	0,68
Bromodiklorometan	2,50	2,17	2,08	1,35	0,92
Karbon tetraklorür	0,00	1,17	1,36	1,10	0,00
Kloroform	4,20	0,00	0,00	2,95	0,00
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-

Benzer şekilde sorbent malzemesi olarak Hindistan cevizi kömürü kullanılarak farklı hacimlerde örnekleme yapılmıştır. Giriş ve çıkış numunelerinde ölçülen UOB türleri ve mg m⁻³ olarak hesaplanan konsantrasyon değerleri Çizelge 4.5'te gösterilmiştir.

Çizelge 4.5 Hindistan cevizi kömürü kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m⁻³)

Hedef UOB Türü	Giriş (10mL)	Giriş (30mL)	Giriş (50mL)	Çıkış (20mL)	Çıkış (50mL)
Benzen	5,60	1,50	0,88	2,75	0,86
Toluen	7,10	2,37	1,34	3,60	1,36
Etil Benzen	4,10	1,37	0,82	2,05	0,82
<i>mp</i> -Ksilen	3,50	1,13	0,68	1,70	0,7
<i>o</i> -Ksilen	3,50	0,00	0,00	1,75	0,7
1,2,4-Trimetilbenzen	-	-	-	-	-
1,3,5-Trimetilbenzen	4,70	0	0	0	0,94
İzopropilbenzen	-	-	-	3,10	1,24
<i>n</i> -Propilbenzen	-	-	-	-	-
<i>sec</i> -Butil benzen	-	-	-	-	-
<i>n</i> -Butil benzen	-	-	-	-	-
<i>tert</i> -Butil Benzen	-	-	-	-	-
Klorobenzen	-	-	-	-	-
Bromobenzen	2,90	0,00	0,58	1,45	0,58

Çizelde 4.5 Hindistan cevizi kömürü kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m-3) (devamı)

1,4-Diklorobenzen	-	-	-	1,95	0
1,2-Diklorobenzen	-	-	-	2,50	0
1,3-Diklorobenzen	-	-	-	-	-
1,2,3-Triklorobenzen	-	-	-	2,50	0
1,2,4-Triklorobenzen	-	-	-	-	-
Stiren	7,30	0,00	0,00	0,00	1,46
2-Klorotoluen	-	-	-	-	-
4-Klorotoluen	-	-	-	-	-
<i>p</i> -İzopropil toluen	-	-	-	3,20	-
Naftalin	0,00	1,87	1,12	2,80	1,12
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-	-
1,2,3-Trikloropropan	-	-	-	-	-
1,2-Dibromo-3-kloropropan	-	-	-	-	-
1,2-Dikloropropan	4,50	1,13	0,68	1,90	0,68
2,2-Dikloropropan	-	-	-	-	-
1,3-Dikloropropan	-	-	-	-	-
1,1-Dikloropropen	4,90	1,63	0,98	2,40	0,98
Kloroetan	0,00	5,93	3,00	8,00	3,34
Bromometan	8,80	2,97	1,82	4,35	1,8
1,2-Dibromoetan	-	-	-	-	-
1,1-Dikloroetan	5,10	1,80	1,06	2,75	1,02
1,2-Dikloroetan	-	-	-	-	-
1,1,1-Trikloroetan	1,80	0,60	0,36	0,90	0,36
1,1,2-Trikloroetan	2,70	0,90	0,54	1,35	0,54
Trikloroeten	8,70	0,00	0,00	0,75	0
Tetrakloroeten	-	-	-	-	-
1,1,1,2-Tetrakloroetan	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tetrakloroetan	-	-	-	-	-
Dibromometan	-	-	-	-	-
Triklorofluorometan	0,00	2,93	2,16	4,35	1,72
Metilen klorür	8,00	4,53	3,22	8,35	2,48
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	0,00	1,63	0,00	0,00	0,00
1,1-Dikloroeten	0,00	3,17	1,90	4,75	1,9
<i>trans</i> -1,2-Dikloroeten	0,00	1,57	0,00	0,00	0,00
Bromoklorometan	3,30	0,00	0,66	1,65	0,64
Bromodiklorometan	2,40	0,80	0,48	1,20	0,48
Karbon tetraklorür	-	-	-	-	-
Kloroform	4,30	1,40	0,84	2,10	0,00

Çizelde 4.5 Hindistan cevizi kömürü kullanıldığında giriş ve çıkış numunelerindeki kirletici konsantrasyonları (mg m⁻³) (devamı)

Dibromoklorometan	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-

Analiz sonuçları incelendiğinde; sorbent malzemesi olarak Hindistan cevizi kömürü kullanıldığında, Tenax® TA sorbent malzemesinde ölçülen bir çok UOB türünün tespit edilemediği görülmüştür. Ayrıca, Hindistan cevizi kömürünün kullanıldığı UOB tüplerinde giriş numunelerinde saptanamayan İzopropilbenzen, 1,4-Diklorobenzen, 1,2-Diklorobenzen, 1,2,3-Triklorobenzen ve *p*-İzopropil toluen gibi UOB'ler çıkış numunelerinde ölçülmüştür. Bu sebeplerden dolayı tez kapsamında bundan sonraki örnekleme periyotlarında; UOB örneklemesinin Tenax® TA sorbentlerininin kullanıldığı çelik tüplerde yapılması ve analizlerin TD-GC/MS ile gerçekleştirilmesine karar verilmiştir.

4.3 Atık Gaz Örnekleme ve Analiz Yöntemleri

Yapılan ön çalışmalar neticesinde, bundan sonraki örnekleme ve analiz döneminde (Ocak - Nisan - Mayıs - Haizran, 2018) karar verilen gaz örnekleme ve analiz yöntemleri aşağıdaki bölümlerde detaylı olarak açıklanmıştır.

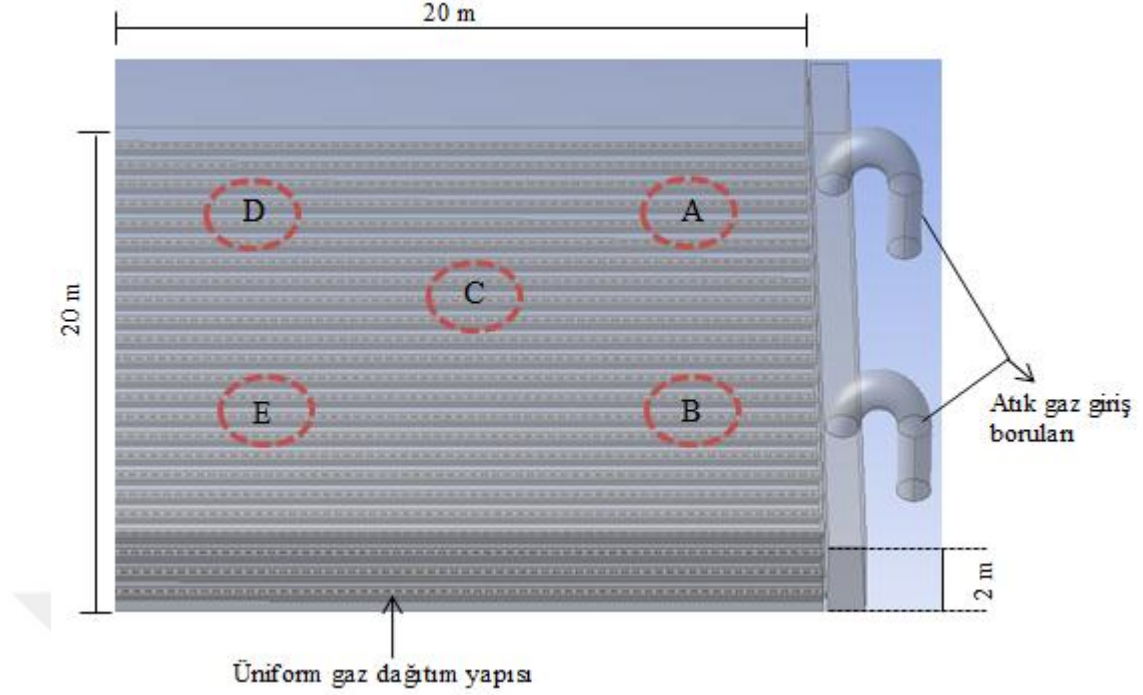
4.3.1 UOB Örnekleme ve Analiz Metodu

Gaz kromatografisi, çevre, gıda, tad ve koku, tıbbi ve adli bilimler alanında uçucu organik bileşiklerin (UOBler) ve uçucu sülfür bileşiklerinin miktarının belirlenmesi ve tanımlanması için en kesin ve güçlü analitik yöntem olarak görülmektedir [176]. Gaz kromatografisinde, uçucu bileşiklerin ayrımını kolaylaştırmak amacıyla diferansiyel çekim gücü ile sabit bir fazla kaplanmış kolonun içerisinden UOB'lerin ve VSCs (Uçucu kükürt bileşikleri) karışımlarının taşınması için bir hareketli faz (genellikle He veya N₂) kullanılır [172]. Kılcal sütunlar tarafından sağlanan yükseltilmiş pik çözünürlük ve kütle spektrometri dedektörü (MSD), alev iyonizasyon dedektörü (FID), foto iyonizasyon dedektörü (PID) ve elektron yakalama detektörü (ECD) ile elde edilen düşük algılama limitleri kombinasyonu, gaz kromatografisini izleme düzeyindeki konsantrasyonlarda kimyasalların kompleks karışımlarının ölçümü için ideal bir teknik haline getirir [172]. Konvansiyonel kılcal kromatografisinde genel olarak, 1-2 mL/dk'lık taşıyıcı gaz hızlarında 10-60 dakikalık tek bir çalışma ile yüzlerce bileşiğin gelişmiş

ayrımına olanak tanıyan dar (0.18-0.53 mm iç çap) 10-100 m uzunluğunda silikon tip (açık boru şeklinde çeper kaplı) veya alümina esaslı (açık boru şeklinde gözenekli tabaka) kolonlar kullanılır [177].

GC analizlerinde yaygın olarak kullanılan dedektörler; kütle spektrometri dedektörü (MSD), alev iyonizasyon dedektörü (FID), foto iyonizasyon dedektörü (PID) ve elektron yakalama dedektörü (ECD) olup tam tarama modunda FID ve MSD için tipik algılama limiti sırasıyla 10-100 pg iken tek iyon modunda ECD ve MSD için ise 1 pg'dır. FID ve ECD, sırasıyla UOB'ler ve halojenli bileşikler için son derece seçici olmakla birlikte, uçucu kükürt bileşiklerinin (VSCs) belirlenmesi gibi bazı özel uygulamalar, pikogram algılama aralığında ayrıca sülfür kimyasal ışıltama dedektörleri (SCD) veya alev fotometrik dedektörleri (FPD) gibi daha spesifik dedektörlerin kullanılmasını gerektirir [172]. UOB ve VSCs bir kapiler gaz kromatografisi (GC)/MS ile birleştirilmiş otomatik termal desorpsiyon (ATD) ile gerçekleştirilen analiz hakkında detyalı bilgiler Gallego vd. [174]'de mevcuttur. EPA gibi düzenleyici kurumlar tarafından UOB ve VSC analizi için GC protokollerinin EPA Metot TO-15, TO-17 gibi bazı standardizasyonu yapılmıştır. EPA Metot TO-17 ortam havasında UOB'lerin adsorbant üzerine örneklenmesi ve analizleri için termal desorpsiyon ve gaz kromatografi yöntemlerini kullanan bir metot önermektedir [178]. Bu metodolojiler; kanalizasyon ve atık su kaynaklarından gelen kokulu emisyonların analizi için spesifik olarak optimize edilmemiş olmasına rağmen endüstriyel ve atık yönetim süreçlerinden kaynaklanan çeşitli gaz emisyonları için kıstas yapılmıştır [172].

Tez kapsamında, UOB örnekleme sorbent malzeme olarak Tenax® TA içeren Perkin Elmer marka çelik UOB örnekleme tüpleri (Şekil 4.6) kullanılarak yapılmıştır. Her bir tüpe sızdırmaz şırınga ile 0.5 dakikada 10 mL gaz çekilmek suretiyle toplam 50 ile 500 mL arasında numune örnekleme yapılmıştır. Bu kapsamda atık gaz giriş borusu ve yatak çıkışından Ocak (04.01.2018) ayında 200 mL, Nisan (10.04.2018) ve Mayıs (08.05.2018) aylarında 500 mL, Haziran (28.06.2018) ayında da 200 mL UOB örnekleme yapılmıştır. Biyofiltre ünitesinde yatak boyunca UOB değişiminin ve giderim veriminin belirlenmesi amacıyla farklı örnekleme noktalarında ölçüm yapılmıştır. Açık yataklı biyofiltre ünitesinde yapılan UOB örnekleme noktaları Şekil 4.7'de gösterilmiştir.



Şekil 4.7 UOB giriş ve çıkış (A, B, C, D ve E) örnekleme noktaları

Örnekleme yapılan numunelerin analizleri en iyi yöntem olarak bilinen TD-GC/MS ile TÜBİTAK Çevre ve Temiz Üretim Enstitüsü Laboratuvarı'nda gerçekleştirilmiştir. Laboratuvar'da kullanılan cihazlar şunlardır: TD-Perkin Elmer Turbo Matrix 650, GC - Perkin Elmer Clarus 680, MS - Perkin Elmer Clarus SQ8T. Analizlerde taşıyıcı gaz olarak ultra saf helyum kullanılmıştır. Kılcal kolon, Perkin-Elmer Elite 1 ve kolonun uzunluğu 60 m, ID 0.25 mm ve DF 0.25 μm 'dir. Fırın sıcaklığı programı 40 ° C'den başlatılmış ve 5 dakika bekletilmiş, 10 °C dk⁻¹ hızında 100 ° C'ye yükseltilmiş, 2 dakika bekletilmiş, ardından 7 °C dk⁻¹ hızla 250 ° C'ye yükseltilmiş ve 4 dakika bekletilmiştir. Dedektör sıcaklığı da 320 ° C'dir.

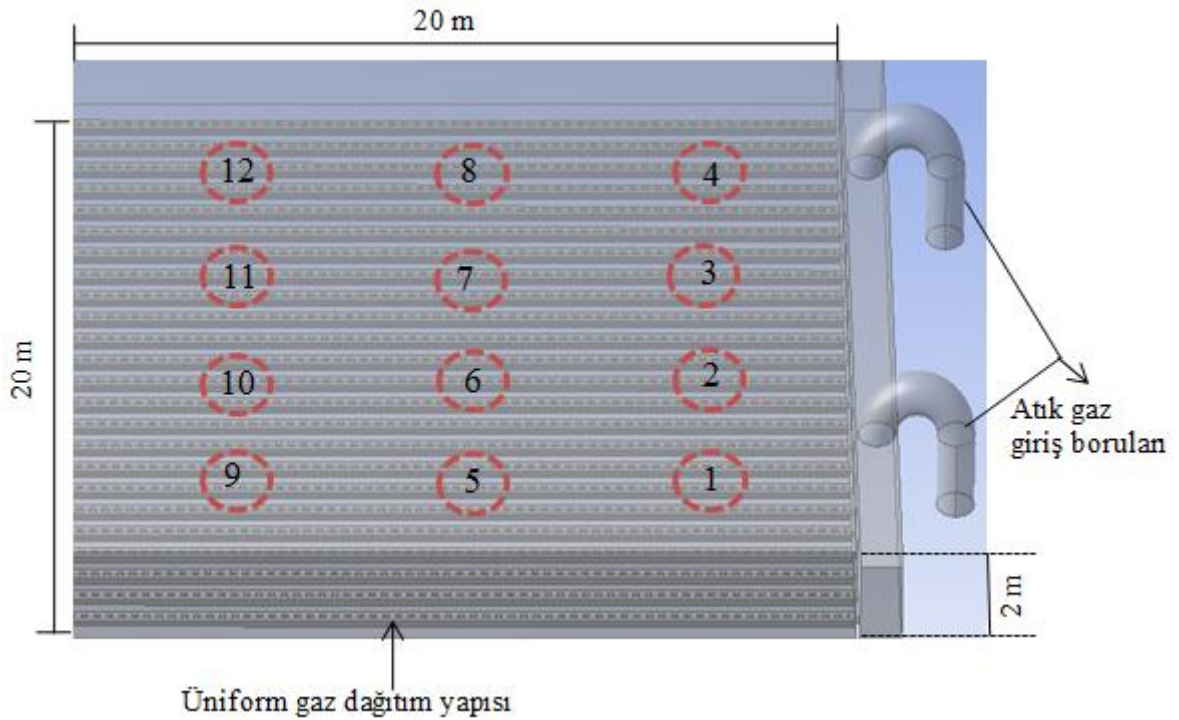
4.3.2 Toplam Organik Karbon (TOK) Tayini

Bu bölümde metan cinsinden toplam organik karbon (TOK) ölçümleri PORTAFID[®] M3K model portatif alev iyonizasyon dedektörü (FID) kullanılarak yapılmıştır (Şekil 4.8).



Şekil 4.8 PORTAFID® M3K model cihaz ile sahada yapılan bir ölçüm

Güvenilir ve hassas olan bu cihaz, neme karşı dirençli ve sadece seçici olarak hidrokarbonlara cevap vermektedir. Bu cihaz ile 0-10.000 ppm arasında 10, 100, 1.000 veya 10.000 ppm metan ayar seçenekleri ile ölçüm yapılabilmektedir. Bu şekilde atık gaz örneklerindeki toplam UOB konsantrasyonu, FID kullanılarak toplam karbon içeriği (C-UOB) olarak belirlenmiştir [61], [179]. Biyofiltre ünitesinde yatak boyunca TOK değişiminin ve giderim veriminin belirlenmesi amacıyla farklı örnekleme noktalarında ölçüm yapılmıştır. Bu kapsamda açık yataklı biyofiltre ünitesinde yapılan TOK ölçüm noktaları Şekil 4.9'da gösterilmiştir.



Şekil 4.9 Toplam organik karbon giriş ve çıkış (1-12) örnekleme noktaları

Ayrıca incelenen her bir UOB türündeki karbon (C) konsantrasyonu Denklem (4.1) kullanılarak hesaplanmıştır. Bu sayede kirleticilerdeki karbon konsantrasyonu ve ölçülen TOK konsantrasyonu arasındaki ilişki ortaya konmuştur.

$$C_i = \frac{C_{gi} \cdot x B_i}{A_i} \quad (4.1)$$

(4.1) eşitliğinde; C_{gi} UOB türünün ölçülen konsantrasyonu (mg m^{-3}), B_i UOB türündeki karbon miktarı (g mol^{-1}), A_i UOB türünün molekül ağırlığı (g mol^{-1}) ve C_i her bir UOB türündeki karbon miktarı (mg m^{-3})'dır.

4.3.3 Giriş Atık Gaz Ölçümleri

Bu bölümde biyofiltre ünitesine giren atık gaz bileşiminin genel profilinin belirlenmesi için GA5000 Geotech (Geotechnical Instruments UK Ltd.) portatif gaz analizör cihazı ile örnekleme periyodu boyunca ölçümler yapılmıştır (Şekil 4.10).



Şekil 4.10 Giriş atık gazında ölçüm yapılan cihaz (GA5000)

Bu cihaz ile örnekleme dönemlerinde giriş atık gazının içerisindeki O_2 , CH_4 , CO_2 % ve H_2S ppm olarak belirlenmiştir. Aynı zamanda cihaza adapte edilebilir anomometre sayesinde giriş atık gazının akış hızı ve sıcaklığı da ölçülmüştür. Bu sayede kompost tesisinden biyofiltre ünitesine beslenen atık gazın karakteristiği ve debisi belirlenmiştir.

4.4 Mikrobiyal Popülasyonun Tanımlanması

Çok farklı UOB ve kokulu bileşik içeren sanayi tesisleri ve belediye katı atık tesislerinde uygulanan biyofiltrasyon tekniklerinde aklımasyon periyodunun azaltılmasına ve tesisin verimli işletilmesine olanak sağlayan kültür aşılamanın uygulanabilmesi bu tür tesislerde adapte olan mikrobiyal türlerin tespit edilmesiyle gerçekleştirilebilir. Özellikle gerçek ölçekli biyo-reaktörlerin işletilmesinde; biyofiltrelerin performansı, stabilitesi ve farklı tesislere uygulanabilirliği üzerinde önemli bir etken olan mikrobiyal popülasyonların ayrıntılı olarak araştırılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Bu amaçla; Denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE), kantitatif gerçek zamanlı ve ters transkripsiyon (RT) polimeraz zincir reaksiyonu (PCR), klon kütüphaneleri, dizileme, GeoChip 2.0/3.0 ve PhyloChip gibi moleküler yöntemler sayısal ve fonksiyonel olarak baskın elemanların ve baskın gen dizilerinin belirlenmesi için, yerinde temel bilimsel çalışmaların yapılması için kullanılabilir [180].

Bu bölümde; organik içerikli belediye katı atıklarının kompostlaştırılmasından yayılan çok çeşitli UOB türlerinin odun parçacıklarından oluşan gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde arıtılması sırasında aktif rol alan bakteri türlerine ve topluluğuna odaklanılmıştır. Bu kapsamda; Kompost ve Geri Kazanım Tesisi'nde kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB emisyonlarının bakteri popülasyonu tarafından arıtıldığı açık yatak biyofiltre ünitesinin genel görünümü ve örnekleme yapılan dolgu malzemesi Şekil 4.11'de gösterilmiştir.



Şekil 4.11 Kompost ve Geri Dönüşüm Tesisi Genel Görünümü, B- Gerçek ölçekli açık yatak biyofiltre ünitesinin (3 adet filtre) tesis alanında konumu C- Biyofiltre ünitesinde örnekleme yapılan dolgu malzemesi

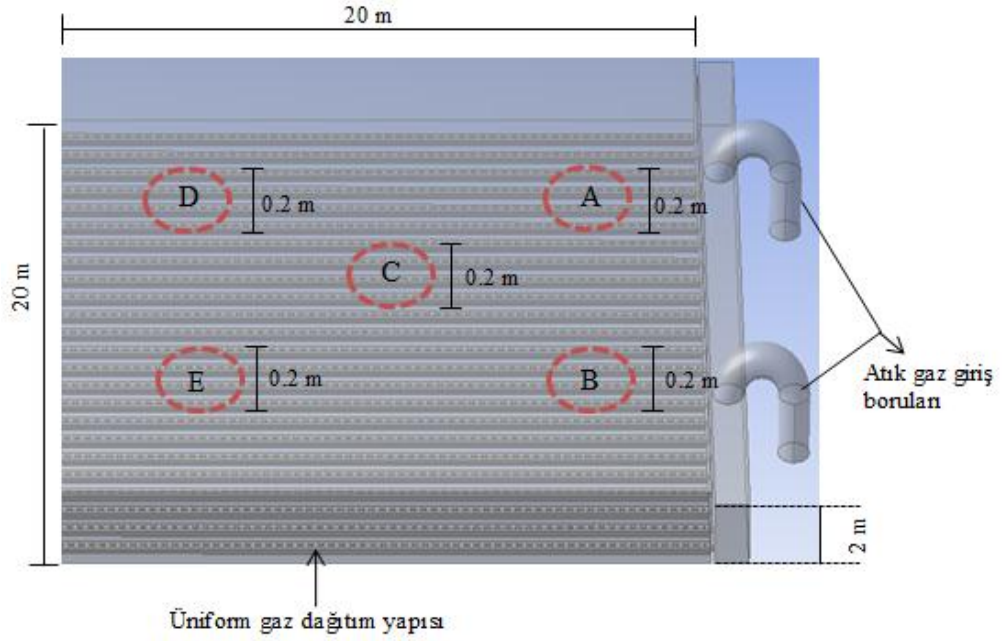
Bakteri popülasyonu, dolgu malzemesi örneklerinden izole edilen DNA'nın Polimeraz zincir reaksiyonu (PCR) ile çoğaltılması ve bunu takiben agaroz jel elektroforezi ve

sekans analizleri ile belirlenmiştir. Çalışma kapsamında yapılan örnekleme prosedürü ve analiz yöntemleri aşağıdaki bölümlerde açıklanmıştır.

4.4.1 Dolgu Malzemesi Örnekleme Noktaları

Mevcut tesiste kompostlaştırma prosesi fermantasyon ünitesinden çıkan atık gazlar arıtılmak üzere açık 3 adet açık yataklı biyofiltre ünitesinin altından borularla yaklaşık 11.000~25.000 m³ h⁻¹ debiyle beslenmektedir. Evsel atıklar, sebze - meyve atıkları ve park bahçelerden gelen dal budak - çim atıklarının kompostlaştırılmasından çıkan atık gaz biyofiltre ünitesinden geçirilerek arıtılır (116-272 s temas süresi). Her bir biyofiltre ünitesinin boyutu 20 m x 20 m x 2 m. olup dolgu malzemesi olarak her bir reaktörde özdeş ağaç parçacıkları kullanılmıştır. Bu nedenle; çalışma kapsamında dolgu malzemesinde faaliyet gösteren bakteri popülasyonunun belirlenmesi için sadece bir biyofiltre ünitesinden (çalışılan reaktör) numune alınmıştır. Yasuda vd. [181] çiftlik hayvanı gübresi kompost emisyonlarının arıtılması için kullanılan tam ölçekli bir taşıyıcı biyofiltresindeki denitrifikasyon bakteri topluluğunun kompozisyonu için 50 -140 cm derinlikten üç farklı noktadan ve Friedrich vd. [182] hayvansal ürün işleme tesisi atık gaz azaltımında endüstriyel bir biyofiltrenin bakteri çeşitliliğini araştırdıkları çalışmada ise biyofiltrenin bir yerinde dört farklı noktadan (20, 60, 110 ve 160 cm) numune almışlardır. Bu çalışmada; biyofiltre yatağı boyunca hakim olan bakteri türlerinin belirlenebilmesi için 2.0 m yüksekliğindeki dolgu malzemesinin üst kısmından 5 farklı noktadan (A, B, C, D, E) 20 cm derinlikten numune alınmıştır (Şekil 4.12).

Ahşap bazlı dolgu malzemeleri, bozulma, kötü besin kalitesi ve basınç kayıplarıyla ilgili çeşitli sorunlara sahip olduğunda odun yongaları ortamının yaklaşık her iki yılda bir değiştirilmesi gerekmektedir [4], [36]. Bu nedenle yapılan çalışmada biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıkları Ağustos 2017 yılında değiştirilmiştir. Organik içerikli dolgu malzemesi kullanıldığından ve sadece UOB karışımlarının beslediği kirli atık gaza adapte olan bakteriyel topluluğun belirlenebilmesi için her hangi bir aşılama yapılmamıştır. Bu kapsamda; dolgu malzemesi numuneleri, bakterilerin UOB karışımına adapte olabilmeleri için yeterli sürenin sağlanabilmesi açısından üç ay sonra toplanmıştır (Kasım 2017).

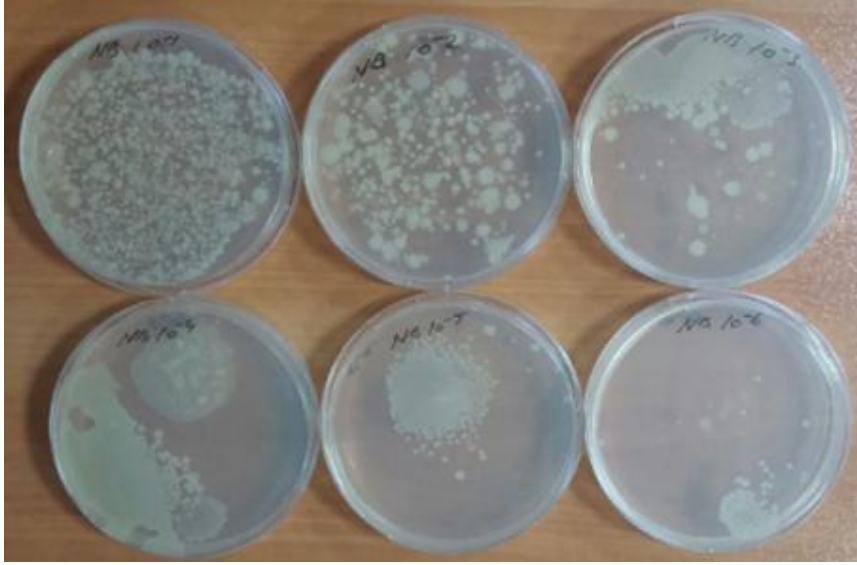


Şekil 4.12 Gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi örnekleme noktalarının şematik gösterimi

4.4.2 Saf Bakteri Kültürlerinin Elde Edilmesi ve DNA Ekstraksiyonu

Bakteriler; her bir örnekleme noktasından (A,B,C,D,E) alınan 10 g dolgu malzemesi örneğinin % 0.85'lik fizyolojik tuzlu su çözeltisinde (0.85 g NaCl 100 mL saf suda çözülür) karıştırılmasıyla elde edilen süspansiyonlardan tahmin edilmiştir. Süspansiyonlar 30 dakika oda sıcaklığında 150 devir/dakika'da çalkalanmış [183] ve elde edilen çözeltiler seri seyreltme tekniğiyle 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} ve 10^{-6} 'a kadar seri olarak seyreltilmiştir. Hazırlanan katı besiyeri 2 saat 121 °C'de steril edilmiştir. Katı besleyici agar ortamları hazırlanarak petri kaplarına serilmiştir. Agar ortamı; 15 g L⁻¹ Nutrient Broth No.2 (Sigma-Aldrich) ve 10 g bakteriyolojik agar (Oxoid) kullanılarak hazırlanmıştır. Hazırlanan dilüsyon serilerinden 250 µL alınarak katı besleyici agar plakası üzerinde aseptik olarak yayılmış ve daha sonra plakalar 24 saat boyunca 36 °C'de inkübe edilmiştir. 24 saat sonunda katı agar plakası üzerinde çoğalan bakteri kolonileri Şekil 4.13.'te gösterilmiştir.

İnkübasyon sonunda elde edilen farklı koloniler tamamen arındırılıp saf kültür elde edilene kadar tekrar katı agar plakası üzerine kaplanmıştır. Bu şekilde tüm örnekleme noktaları için toplam 21 adet (A:6; B:5; C:4; D:3; E3) izole koloni elde edilmiştir. Elde edilen izole koloniler 40 mL sıvı besiyerine (Nutrient Broth No.2) ekim yapılmış ve aynı inkübasyon periyoduna tabi tutularak çoğaltılmıştır.



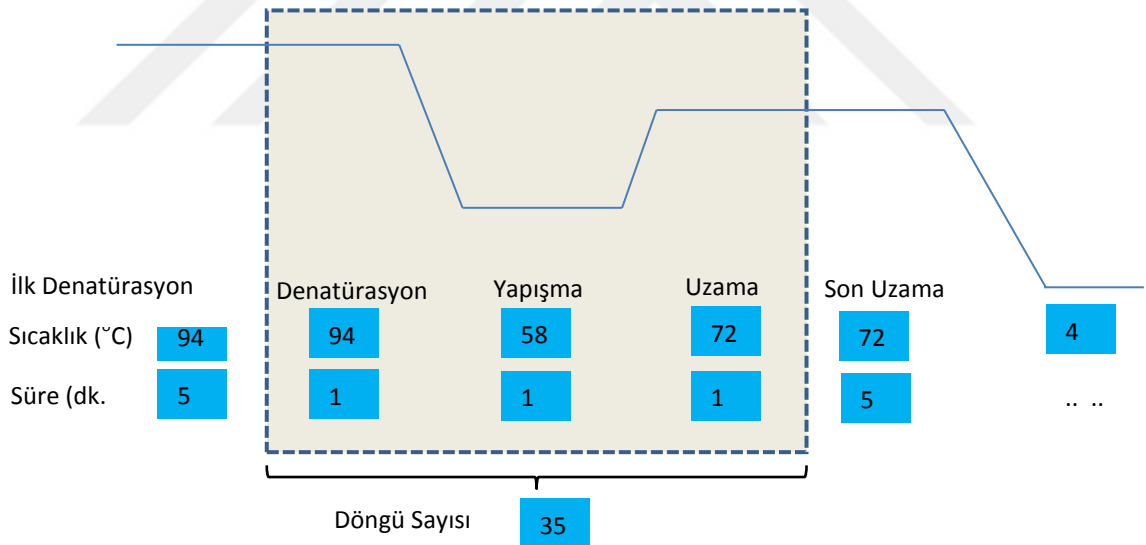
Şekil 4.13 Bakteri üremesinin gerçekleştiği katı agar besiyeri (A Noktası Numunesi)

Sıvı besiyerlerinde çoğaltılan bakteri kültürlerinden 1.5 mL ependorflara alınarak 3 dakika boyunca vortekslenmiş ve süpernatant 5 dakika 7000 rpm'de santrifüj edilmiştir [184]. Elde edilen pelet, modifiye edilmiş [182], [185], [186] bir yöntem kullanılarak ekstraksiyona tabi tutulmuştur. Hücre peletlerinin üzerine; 200 µL dH₂O, 50 µL EDTA (0.5 M), 10 µL proteinaz K (10 mg mL⁻¹), 10 µL 1 M Tris-HCl [pH 8.0] ve 5 µL 5 M NaCl eklenmiş ve karışım 5 dk. boyunca vortekslenmiştir. Bu işlemin sonunda karışıma 10 µL % 20 SDS (sodyum dodesil sülfat) ilave edilmiş ve numuneler her 10 dakikada bir ters düz edilerek 30 dk. boyunca 65 °C su banyosunda inkübe edilmiştir. Örneklerle aynı hacimde olacak şekilde fenol: kloroform: izoamilalkol (25:24:1) eklenerek hafifçe ters/düz edilmiştir. 13000 rpm'de 5 dk. süren santrifüj işleminden sonra süpernatant kısım 2 mL'lik yeni ependorflara aktarılmıştır. Fenol-kloroform-izoamil alkol (25: 24: 1) işlemi yukarıda tarif edildiği gibi 3 kez tekrarlanmış her basamakta santrifüj sonunda elde edilen süpernatant kısmı yeni ependorf tüplerine aktarılmıştır. Yeni ependorflara alınan süpernatant hacminin 1/10'u kadar 3M NaOAc ve hacminin 2 katı kadar absölüt etanol eklenip - 20 °C'de 24 saat inkübasyona bırakılmıştır. Süre bitiminde örnekler 13000 rpm'de 10 dk. boyunca santrifüj edilmiş, süpernatant kısım uzaklaştırılıp pelet kurutulmuştur. Kurutulan pelete 200 µL dH₂O eklenerek çözülmüştür. Çözülen pelete 1/10 hacminde 0.3M NaOAc ve 440 µL etanol eklenerek yukarıda belirtildiği gibi inkübasyon, santrifüj ve kurutma işlemi gerçekleştirilmiştir. Son olarak kurutulan pelet 100 µL dH₂O ile çözülmüştür. Elde edilen DNA'nın konsantrasyonu ve boyutu, 1 X

TAE'de (40 mM Tris, 5 mM sodyum asetat, 1 mM EDTA [pH 7.8]) % 1 (wt/vol) agaroz jel elektroforezi ile belirlenmiştir [185].

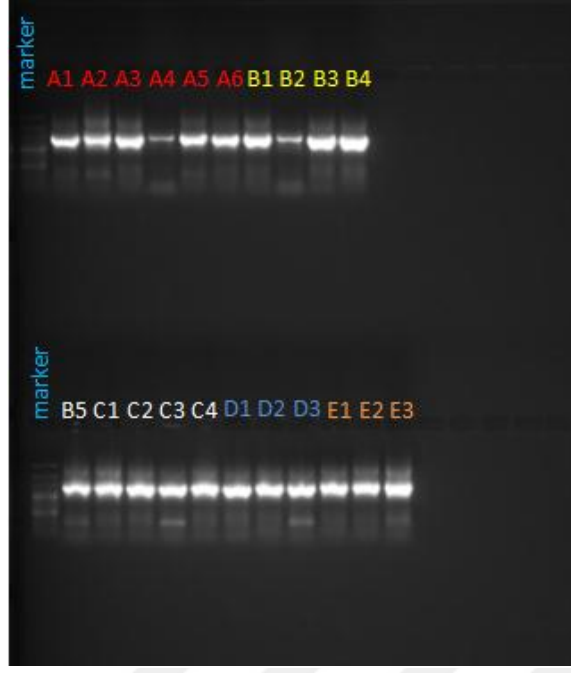
4.4.3 16S rDNA Genlerinin PCR ile Çoğaltılması

Saflaştırılmış DNA'ların tamamı iki evrensel bakteriyel primer 27F (Sakano and Kerkhof, 1998) GAG TTT GGC TCA ve 1385R CGGTGTGT (A/G) CAAGGCC kullanılarak çoğaltılmıştır. PCR amplifikasyon reaksiyonu; son hacim 50 µL olacak şekilde 5 µL 10x PCR Buffer (25 mM, MgCl₂'li), 1 µL dNTPmix (10 mM), 5 µL her bir primerden, 1 µL kalıntı DNA, 0.5 µL DNA Polimeraz (500 U Taq) ve 32.5 µL distile su içeren çözelti içerisinde TC-E-96G Model, GenePro Thermal Cycler (Hangzhou bioer technology co., LTD., Made in China) kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Amplifikasyon programı; 94 °C 5 dk. ilk denatürasyon döngüsünün ardından, 35 döngülük 94 °C 1 dk. (DNA zincirlerinin açılması), 58 °C 1 dk (Primerlerin açılan DNA zincirlerine yapışması) ve 72 °C 1 dk. (Primerlerin DNA polimeraz tarafından uzatılması) ve 72 °C 5 dk.'lık son uzama adımlarını kapsamaktadır (Şekil 4.14).



Şekil 4.14 PCR ile DNA dizilerinin çoğaltılması aşamaları

Nihai PCR ürünleri agaroz jel elektroforezi ile incelenmiş ve UV aydınlatması ile görüntüleme için etidyum bromür ile boyanmıştır [186], [187]. Agaroz jel elektroforezi, yatay bir elektroforez tankında gerçekleştirilmiştir (Wealtec, Elite 300 Plus, Made in Taiwan). Elektroforez 1 saat 90 V'ta 1X TAE içinde % 1 (w/v) agaroz jelinde gerçekleştirilmiştir. DNA, UV ışık ile aydınlatmadan sonra görüntülenmiş ve agaroz jel görüntüleri "Bio-Görüntüleme Sistemi" kullanılarak saklanmıştır (Şekil 4.15).



Şekil 4.15 Biyofiltre ünitesinden alınan dolgu malzemesi örneklerinden elde edilen agaroz jel görüntüleri

4.4.4 Sekans Analizi

Agaroz jel elektroforezi ile başarılı bir şekilde yürütülen PCR reaksiyonunun ardından PCR ürünlerinin sekans analizi Sentegen Biyoteknoloji Danışmanlık Elektronik Bilişim Sanayi ve Tic. Ltd. Şirketinde (Bilkent, Ankara) yaptırılmıştır. Bu kapsamda sekans analiz yönteminde kullanılan protokol aşağıda açıklanmıştır:

4.4.4.1 Saflaştırma Protokolü

PCR ürünleri; Agencourt AMPure XP bead (Beckman Coulter A63881) ile DynaMagTM-96 Side Magnet saflaştırma aleti kullanılarak gerçekleştirilmiştir. 15' er µl alınan PCR örnekleri 96' lık Plate içerisindeki her bir kuyucuğa bulunan 27µl kit üzerine eklenir ve kısa bir vorteks yapılır. Elde edilen karışım 5 dk. oda sıcaklığında tutulur. Plate DynaMag üzerine yerleştirilerek süpernatant ve pellet tamamen ayrılana kadar bekletilir (yaklaşık 3 dk.) Herbir kuyucuğa 100 µl %70 lik etanol eklenerek 30 sn bekletilir ve süpernatant uzaklaştırılır. Ethanolle yıkama işlemi 2 kez tekrarlanır. Plate DynaMag üzerinde tamamen kurumayacak şekilde 4- 5 dk. bekletilir. Plate magnetik rack üzerinden alınır ve her bir kuyucuğa 15 µl Nuclease-free Water eklenerek pellet (DNA) çözündürülür. Plate tekrar magnetik DynaMag üzerine yerleştirilir ve ayrılan DNA alınarak yeni bir tüpe aktarılır.

4.4.4.2 Sekans PCR

2 µl'lik her bir PCR ürünü; 0.5 µl BigDye, 2 µl 5X Sequencing buffer, 10 µl DEPC (diethyl pirokarbonattan geçirilen su) ve 0.5 µl Primer içeren PCR karışımına eklenir. Daha sonra örnekler Sekans PCR işlemi için sekans programında Thermal Cycler'a (Bio-RAD T100 Thermal Cycler) yerleştirilir. Termal ısı döngü programı şu şekildedir: 1 dk. 96 °C'de bir döngü 96 °C'de 10 sn. bir döngü, 50 °C'de 25 sn. 25 döngünün ardından son olarak 60 °C'de 4 dk.'lık bir döngüden oluşmaktadır. Sekans PCR örnekleri ZR-96 DNA Sequencing Clean-up Kit (Zymo Research Corp.) ile pürifiye edilmiştir. Pürifiye sekans ürünlerinin kapiller elektroforez işlemi ise, ABI 3130 (Applied Biosystems Inc.) kapiller elektroforez cihazı kullanılarak yapılmıştır. Belirlenen nükleotid ve çevrilmiş amino asit sekansları, bir BLASTN araması ile Ulusal Biyoteknoloji Bilgi Merkezi (NCBI) veri tabanında biriktirilenlerle karşılaştırılmıştır [181], [184], [186]. Çoklu hizalama analizleri BioEdit v7.0.5 kullanılarak yapılmıştır. Çoklu hizalama ile her bir numune için 16S rDNA genleri dizisi (forward ve reverse primerler için iki dizi) hizalanmış olup elde edilen gen dizileri EK-A'da verilmiştir. Bu çalışmada rapor edilen nükleotit sekans verileri, MH400169 ila MH400185 erişim numaraları altındaki NCBI nükleotid veritabanlarında biriktirilmiştir.

ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

Günümüzde organik içerikli belediye katı atıklarının bertarafında yaygın olarak kullanılan kompostlaştırma tesisleri çok farklı atık gazların üretilmesine ve koku kirliliğine neden olmaktadır. Bu nedenle kompost tesislerden kaynaklanan kirliliğin ve çevreye olan zararlı etkilerinin minimum düzeye indirilmesi için uygun arıtma yöntemlerinin seçilmesi gereklilik arz etmektedir. Bu kapsamda biyofiltreler, kompostlaştırma tesislerinde UOB kontrolünde uygun ve ekonomik bir seçenek olarak kullanılmaktadır. Biyofiltre teknolojisinde; kirletici türü ve konsantrasyonu, dolgu malzemesi, nem muhtevası, boş yatak bekletme süresi, sıcaklık ve basınç kayıpları gibi temel prensiplerin detaylı olarak araştırılması biyofiltrelerin optimum işletme koşullarının belirlenmesine ve atık gaz arıtımında daha verimli reaktörlerin tasarlanmasına olanak sağlamaktadır. Bu nedenle tez çalışmasında Kasım 2017; Ocak, Nisan, Mayıs ve Haziran 2018 dönemlerinde kompost tesisinden kaynaklanan hedef UOB konsantrasyonları tespit edilmiş ve biyofiltre tesisinin UOB arıtma potansiyeli araştırılmıştır. Örnekleme periyotlarında TOK cinsinden gaz analizleri yapılarak ölçülen UOB konsantrasyonları ve TOK arasındaki ilişki ortaya konmuştur. Biyofiltrasyon proseslerinde UOB ve kokulu maddelerin biyolojik oksidasyonu biyofilm tabakasında mevcut mikrobiyal topluluklar tarafından gerçekleştirildiği için ayrıca tesisten kaynaklanan atık gazların arıtılmasında rol olan mikrobiyal türler de belirlenmiştir. Tez kapsamında çalışılan açık yataklı biyofiltre ünitesinde elde edilen veriler ve ölçüm sonuçları aşağıdaki bölümlerde açıklanmıştır.

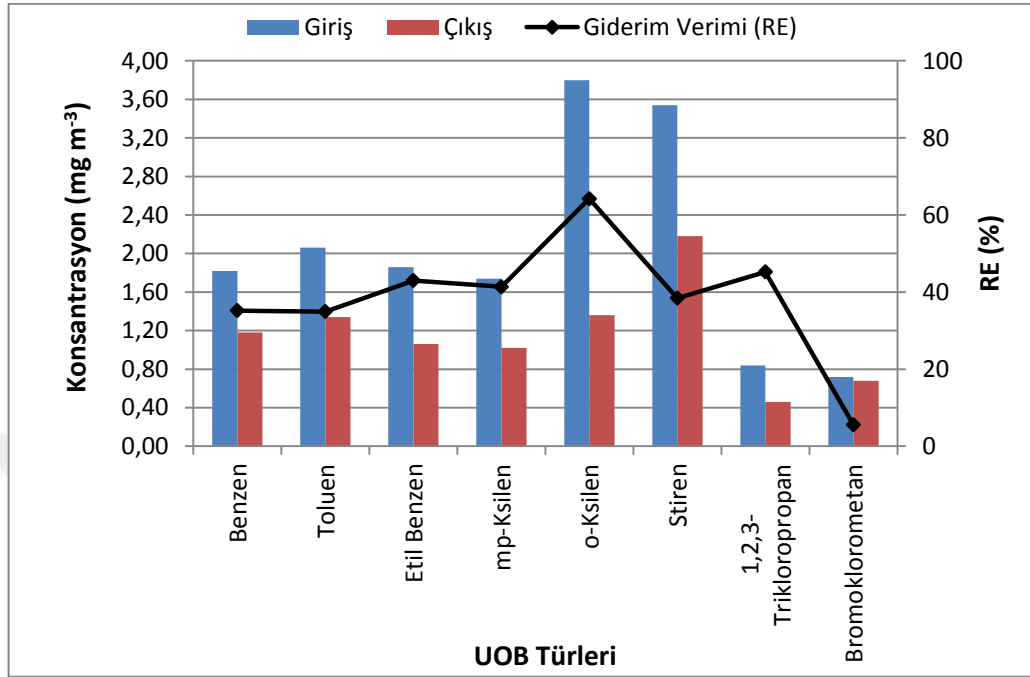
5.1 UOB Konsantrasyonlarının İncelenmesi

Tez çalışması kapsamında biyofiltre ünitesi giriş ve çıkışında Benzen; Toluen; Etil Benzen; mp-Ksilen; o-Ksilen; 1,2,4-Trimetilbenzen; 1,3,5-Trimetilbenzen;

İzopropilbenzen; *n*-Propilbenzen; *sec*-Butil benzen; *n*-Butil benzen; *tert*-Butil Benzen; Klorobenzen; Bromobenzen; 1,4-Diklorobenzen; 1,2-Diklorobenzen; 1,3-Diklorobenzen; 1,2,3-Triklorobenzen; 1,2,4-Triklorobenzen; Stiren; 2-Klorotoluen; 4-Klorotoluen; *p*-İzopropil toluen; Naftalin; Hekzakloro-1,3-butadin; *cis*-1,3-Dikloropropen; *trans*-1,3-Dikloropropen; 1,2,3-Trikloropropan; 1,2-Dibromo-3-kloropropan; 1,2-Dikloropropan; 2,2-Dikloropropan; 1,3-Dikloropropan; 1,1-Dikloropropen; Kloroetan; Bromometan; 1,2-Dibromoetan; 1,1-Dikloroetan; 1,2-Dikloroetan; 1,1,1-Trikloroetan; 1,1,2-Trikloroetan; Trikloroeten; Tetrakloroeten; 1,1,1,2-Tetrakloroetan; 1,1,2,2-Tetrakloroetan; Dibromometan; Triklorofluorometan; Metilen klorür; *cis*-1,2-Dikloroeten; 1,1-Dikloroeten; *trans*-1,2-Dikloroeten; Bromoklorometan; Bromodiklorometan; Karbon tetraklorür; Kloroform; Dibromoklorometan ve Bromoform olmak üzere toplam 56 UOB türü incelenmiştir. Her bir örnekleme periyodunda biyofiltre ünitesi giriş borusundan 2 ve yatak çıkışında 5 farklı noktadan (Şekil 4.7) toplanan örneklerin her bir UOB türü için konsantrasyon değerleri ve biyofiltre yatağının konumuna göre giderim verimleri detaylı olarak EK-B’de gösterilmiştir. İncelenen atık gaz sayısı fazla olduğu için kirletici konsantrasyonları; Benzen, Toluen, Etil Benzen, *mp*-Ksilen, *o*-Ksilen, Stiren, 1,2,3-Trikloropropan, Dibromometan ve Bromoklorometan olarak gruplandırılmıştır. Gruplandırılan UOB kirletici türlerinin Kasım ayı (20.11.2017) örnekleme zamanındaki giriş (50 mL) ve çıkış (50 mL biyofiltre yatağı orta noktası) konsantrasyonları ile Denklem (2.6) kullanılarak hesaplanan biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.1’de gösterilmiştir.

Kasım ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Benzen, Toluen, Etil benzen , *mp* ve *o* -Ksilen konsantrasyonları sırasıyla 1,82; 2,06; 1.86, 1,74 ve 3,80 mg m⁻³ olarak ölçülmüştür. Bu bileşikler için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 35, % 35, % 43, % 41 ve % 64 olarak belirlenmiştir. İncelenen kirlertici türlerinden Dibromometan bu ayda giriş ve çıkış numunesinde tespit edilememiştir. Stiren, 1,2,3-Trikloropropan ve Bromoklorometan için giriş konsantrasyon değerleri sırasıyla 3,54; 0,84 ve 0,72 mg m⁻³ olup bu kirletici türleri için giderim verimleri de sırasıyla % 38, % 45, ve % 6’dır. Kasım ayı için örnekleme zamanında ölçülen toplam giriş ve çıkış UOB konsantrasyon değerleri sırasıyla 57,90 mg m⁻³ ve 32,02 mg m⁻³ olup biyofiltre ünitesi arıtma verimi % 44.70 olarak tespit edilmiştir. İncelenen UOB türleri arasında *n*-Butilbenzen; 1,3-Diklorobenzen; 2-Klorotoluen; 4-Klorotoluen; Hekzakloro-1,3-

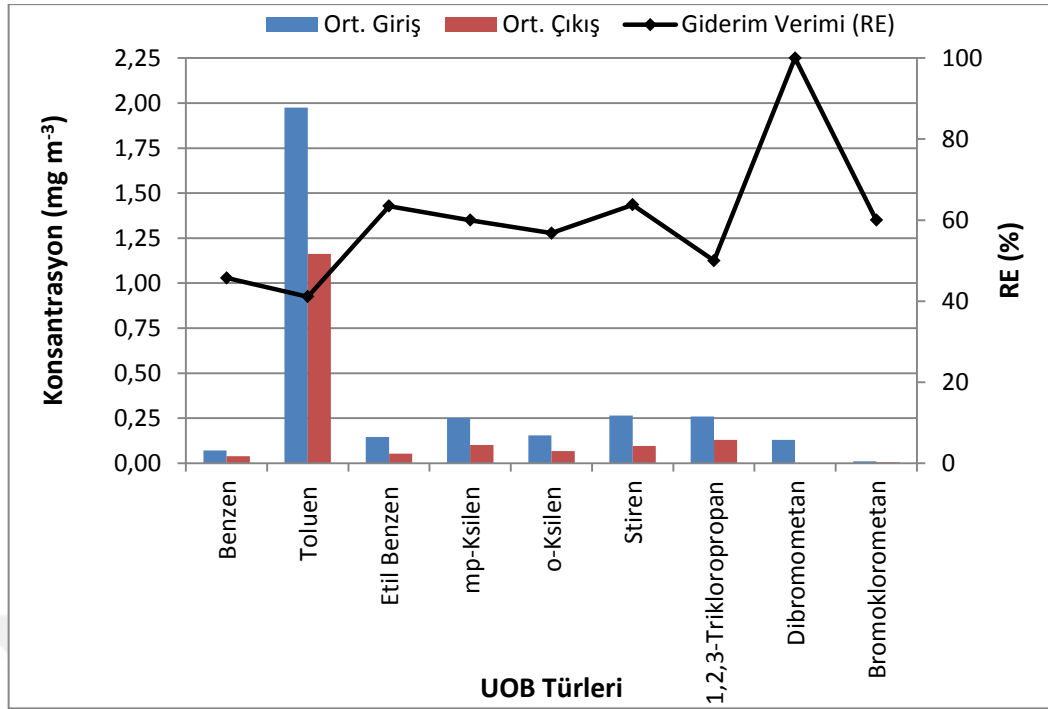
butadin; *cis*-1,3-Dikloropropen; 1,2-Dibromo-3-kloropropan; 1,2-Dibromoetan; Dibromoetan; Kloroform; Dibromoklorometan ve Bromoform olmak üzere toplam 12 kirletici türü 50 mL'lik giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilememiştir.



Şekil 5.1 Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Kasım, 2017)

Açık yataklı biyofiltre ünitesinde Ocak ayında (04.01.2018) atık gaz giriş borusunda (2 ölçüm) ve Şekil 4.7’de gösterilen A, B, C, D ve E noktalarında yapılan örneklemler için gruplandırılan UOB ortalama giriş ve çıkış konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi arıtma verimi Şekil 5.2’de gösterilmiştir. Açık yataklı biyofiltre ünitesinde Ocak ayında her bir UOB türü için hesaplanan konsantrasyon değerleri EK-B’de Çizelge B.1 ve biyofiltre yatağındaki örnekleme noktalarında her bir atık gaz bileşiği için hesaplanan giderim verimleri Çizelge B.2’de detaylı olarak sunulmuştur.

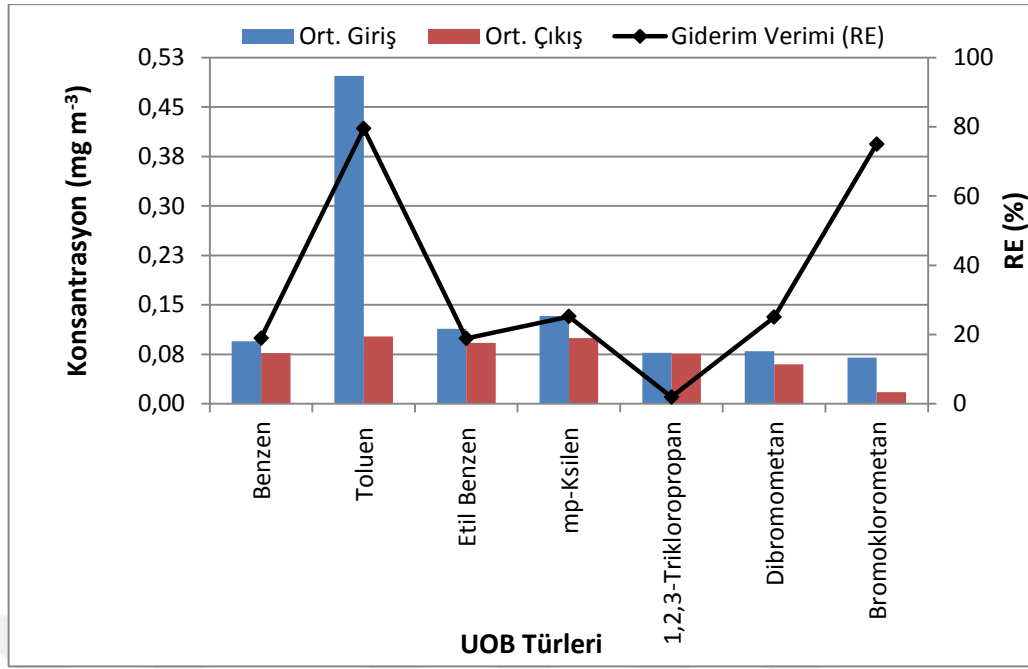
Bu ayda incelenen 56 UOB türünden; 1,3-Diklorobenzen, *n*-Butil benzen, *tert*-Butil Benzen, Kloroetan, Metilen klorür, Dibromoklorometan ve Bromoform olmak üzere toplam 7 bileşik giriş ve çıkış numunelerinde saptanamamıştır. Ocak ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Benzen, Toluen, Etil benzen, *mp* ve *o*-Ksilen ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,07; 1,98; 0,15; 0,25 ve 0,16 mg m⁻³ olarak ölçülmüştür. Bu bileşikler için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 46, % 41, % 63, % 60 ve % 57 olarak belirlenmiştir.



Şekil 5.2 Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Ocak, 2018)

Stiren, 1,2,3-Trikloropropan, Dibromometan ve Bromoklorometan için ortalama giriş konsantrasyon değerleri sırasıyla 0,27; 0,26; 0,13 ve 0,01 mg m⁻³ olup bu kirletici türleri için giderim verimleri de sırasıyla % 64, % 50, % >99 ve % 60'dır. Tüm örnekleme noktaları için 1,3,5-Trimetilbenzen (%41), 1,4-Diklorobenzen (%44), 1,2-Diklorobenzen (%44), 1,2,3-Triklorobenzen (%40), cis-1,3-Dikloropropen (%40), 1,3-Dikloropropan (%40), 1,2-Dikloroetan (%21), 1,1,1-Trikloroetan (%48), Tetrakloroeten (%38), Triklorofluorometan (%37) ve Kloroform (%48) bileşikleri için ortalama % 50'nin altında giderim verimi elde edilmiştir. Diğer UOB türleri için ortalama giderim verimi % 50 ve üzerinde olmak üzere yüksek tespit edilmiştir (Çizelge B.2). Ocak ayında ölçülen toplam ortalama giriş ve çıkış UOB konsantrasyon değerleri sırasıyla 11,51 mg m⁻³ ve 4,39 ± 0,17 mg m⁻³ olup biyofiltre ünitesi arıtma verimi % 61.86 olarak tespit edilmiştir.

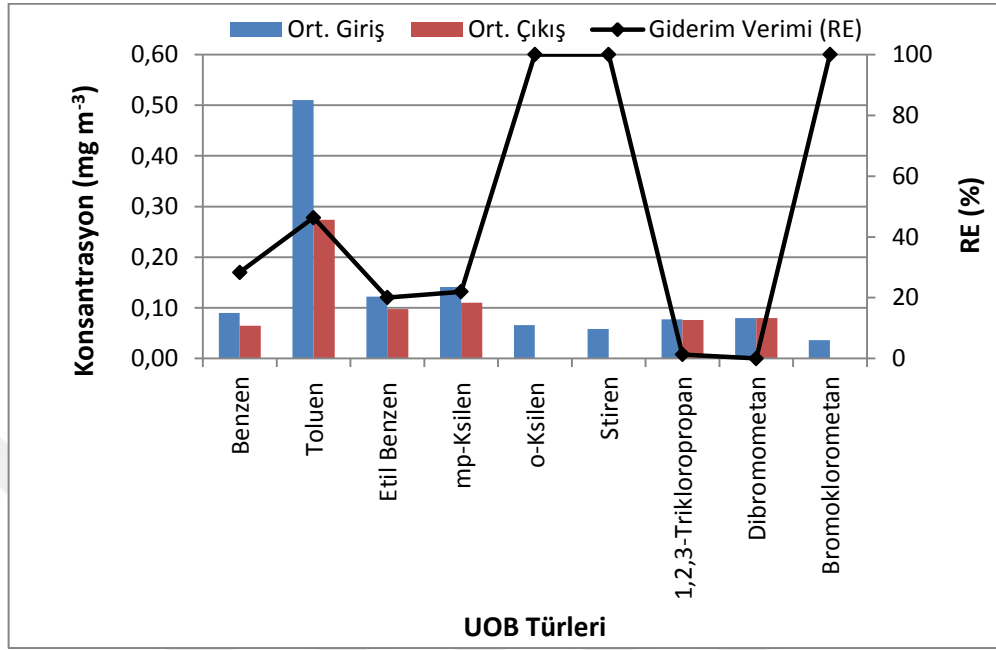
Açık yataklı biyofiltre ünitesinde Nisan ayında (10.04.2018) atık gaz giriş borusunda (2 ölçüm) ve Şekil 4.7'de gösterilen A, B, C ve D noktalarında UOB türleri için hesaplanan ölçüm sonuçları Şekil 5.3'te gösterilmiştir.



Şekil 5.3 Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Nisan, 2018)

Nisan ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Benzen, Toluen, Etil benzen , *mp*-Ksilen ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,10; 0,50; 0,11 ve 0,13 mg m⁻³ olarak ölçülmüştür. Bu bileşikler için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 19, % 79, % 19 ve % 25 olarak belirlenmiştir. 1,2,3-Trikloropropan, Dibromometan ve Bromoklorometan için ortalama giriş konsantrasyon değerleri sırasıyla 0.08, 0.08 ve 0.07 mg m⁻³ olup bu kirletici türleri için giderim verimleri de sırasıyla % 2, % 25 ve % 75 olarak belirlenmiştir. Bu ayda yapılan ölçümlerde, *o*-Ksilen, Klorobenzen, 1,4-Diklorobenzen, Stiren, *cis*-1,3-Dikloropropen, 1,2-Dikloropropan, Kloroetan, Bromometan, 1,2-Dibromoetan, 1,1-Dikloroetan, Trikloroetan, Tetrakloroetan, *trans*-1,2-Dikloroetan, Bromodiklorometan, Karbon tetraklorür, Dibromoklorometan ve Bromoform olmak üzere toplam 17 bileşik giriş numunelerinde saptanamamıştır (EK-B'de Çizelge B.3). Tüm örnekleme noktaları için Toluen (% 79), 1,2,3-Triklorobenzen (% 51), Hekzakloro-1,3-butadin (% 50), *trans*-1,3-Dikloropropen (% >99), 1,1,2-Trikloroetan (% 55) *cis*-1,2-Dikloroetan (% 68), 1,1-Dikloroetan (% 87) ve Bromoklorometan (% 75) bileşikleri için ortalama % 50 ve üzerinde giderim verimi elde edilmişken, diğer UOB türleri için ortalama giderim verimi % 50'nin altında tespit edilmiştir (Çizelge B.4). Nisan ayında ölçülen toplam ortalama giriş ve çıkış UOB konsantrasyon değerleri sırasıyla 4,54 mg m⁻³ ve 3,07 ± 0,04 mg m⁻³ olup biyofiltre ünitesi arıtma verimi % 32.34 olarak tespit edilmiştir.

Açık yataklı biyofiltre ünitesinde Mayıs ayında (08.05.2018) atık gaz giriş borusunda (2 ölçüm) ve Şekil 4.7’de gösterilen A, B, C, D ve E noktalarında UOB türleri için belirlenen ölçüm sonuçları ve giderim verimleri Şekil 5.4’te gösterilmiştir.

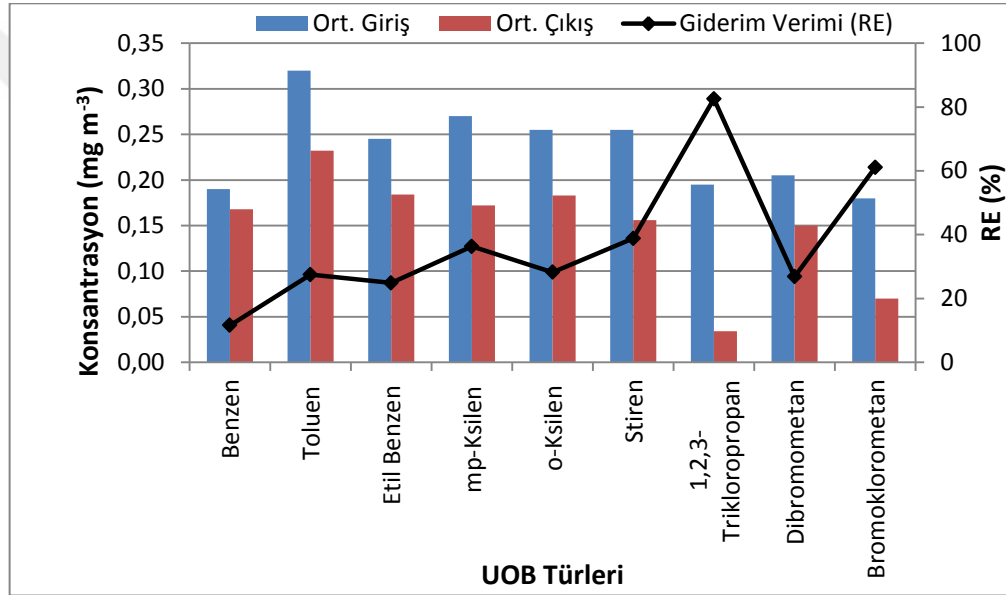


Şekil 5.4 Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Mayıs, 2018)

Mayıs ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Benzen, Toluen, Etil benzen, *mp* ve *o*-Ksilen için ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,09; 0,51; 0,12; 0,14 ve 0,07 mg m⁻³ olarak ölçülmüştür. Bu bileşikler için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 28, % 46, % 20, % 22 ve % >99 olarak belirlenmiştir. Stiren, 1,2,3-Trikloropropan, Dibromometan ve Bromoklorometan için ortalama giriş konsantrasyon değerleri sırasıyla 0,06; 0,08; 0,08 ve 0,04 mg m⁻³ olup bu kirletici türleri için giderim verimleri de sırasıyla % >99, % 1, % 0 ve % >99 olarak belirlenmiştir. Mayıs ayında incelenen 56 UOB türünden; 1,3-Diklorobenzen, Naftalin, Hekzakloro-1,3-butadin, *cis*-1,3-Dikloropropen, Kloroetan, Bromometan, Trikloroeten, Triklorofluorometan ve Trans-1,2-Dikloroeten olmak üzere toplam 9 bileşik giriş numunelerinde saptanamamıştır. Giriş numuneleri ve biyofiltre yatağındaki örnekleme noktalarında her bir atık gaz bileşiği için hesaplanan konsantrasyon değerleri gösterilmiştir (Çizelge B.5). E noktasında yapılan ölçüm sonuçlarında UOB türleri tespit edilemediği için hesaba katılmamıştır. Tüm örnekleme noktaları için *o*-Ksilen (% >99), *sec*-Butil benzen (% >99), Klorobenzen (% 76), 1,4-Diklorobenzen (% >99), Stiren (> 99), 1,2-Dikloropropan (% 50), 1,2-Dibromoetan (% 75), Tetrakloroeten (% 100), Metilenklorür

(% 59), *cis*-1,2-Dikloroeten (% 76), Bromoklorometan (% 100) ve Bromoform (% >99) bileşikleri için ortalama % 50 ve üzerinde giderim verimi elde edilmişken, diğer UOB türleri için ortalama giderim verimi %50'nin altında tespit edilmiştir (Çizelge B.6). Mayıs ayında toplam ortalama giriş ve çıkış UOB konsantrasyon değerleri sırasıyla $5,09 \text{ mg m}^{-3}$ ve $3,45 \pm 0,06 \text{ mg m}^{-3}$ olup biyofiltre ünitesi arıtma verimi % 32.25 olarak tespit edilmiştir.

Açık yataklı biyofiltre ünitesinde Haziran ayında (08.05.2018) atık gaz giriş borusunda (2 ölçüm) ve Şekil 4.7'de gösterilen A, B, C, D ve E noktalarında UOB örneklemeleri için hesaplanan ortalama giriş-çıkış konsantrasyon değerleri ve biyofiltre ünitesi giderim verimi ölçüm sonuçları Şekil 5.5'te gösterilmiştir.



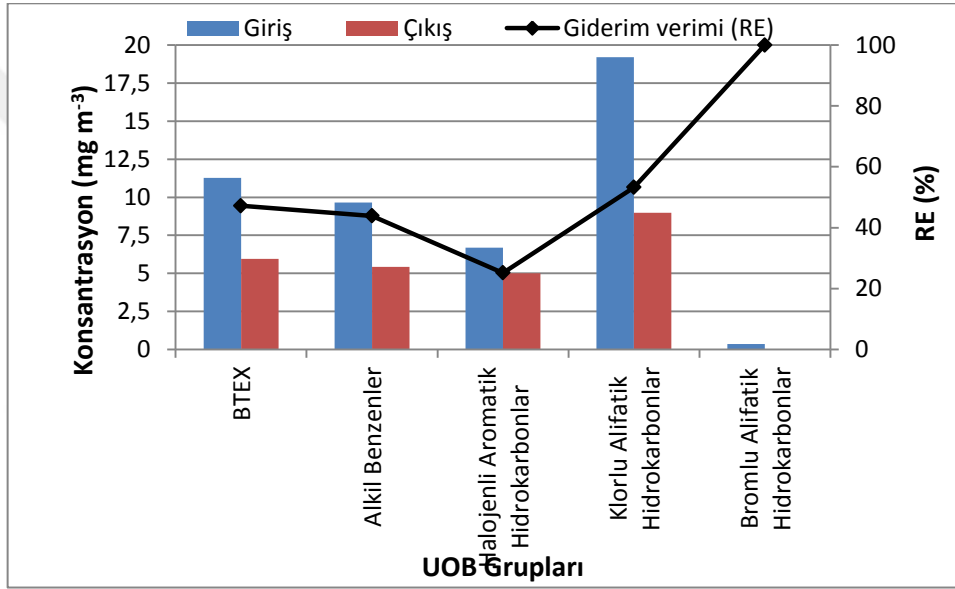
Şekil 5.5 Biyofiltre ünitesinde hedef UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Haziran, 2018)

Haziran ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde Benzen, Toluen, Etil benzen, *mp* ve *o*-Ksilen için ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,19; 0,32; 0,25; 0,27 ve 0,26 mg m^{-3} olarak ölçülmüştür. Bu bileşikler için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 12, % 18, % 25, % 36 ve % 28 olarak belirlenmiştir. Stiren, 1,2,3-Trikloropropan, Dibromometan ve Bromoklorometan için ortalama giriş konsantrasyon değerleri sırasıyla 0,26; 0,20; 0,21 ve 0,18 mg m^{-3} olup bu kirletici türleri için giderim verimleri de sırasıyla % 39, % 83, % 27 ve % 61 olarak belirlenmiştir. Bu ayda incelenen 56 UOB türünden; İzopropilbenzen, Klorobenzen, Heksakloro-1,3-butadin, Kloroeten, Bromometan, Trikloroeten, Triklorofluorometan, Metilen klorür, 1,1-

Dikloroeten, Dibromoklorometan ve Bromoform olmak üzere toplam 11 tür giriş ve çıkış numunelerinde tespit edilememiştir. Giriş numuneleri ve biyofiltre yatağındaki örnekleme noktalarında her bir atık gaz bileşiği için hesaplanan konsantrasyon değerleri detaylı olarak gösterilmiştir (Çizelge B.7). Tüm örnekleme noktaları için; 1,3,4-Trimetilbenzen (% 61), Bromobenzen (% 68), 1,4-Diklorobenzen (%73), 1,2,3-Triklorobenzen (%54), 1,2,4-Triklorobenzen (%51), *trans*-1,3-Dikloropropen (% 52), 1,2,3-Trikloropropan (%83), 1,2-Dibromo-3-kloropropan (%67), 1,1-Dikloroetan (% 80), 1,1,2-Trikloroetan (% 57), *cis*-1,2-Dikloroeten (%62) ve Bromoklorometan (% 61), bileşikleri için ortalama % 50 ve üzerinde giderim verimi elde edilmişken, diğer UOB türleri için ortalama giderim verimi % 50'nin altında tespit edilmiştir (Çizelge B.8). Haziran ayında toplam ortalama giriş ve çıkış UOB konsantrasyon değerleri sırasıyla $10,26 \text{ mg m}^{-3}$ ve $6,18 \pm 0,07 \text{ mg m}^{-3}$ olup biyofiltre ünitesi arıtma verimi % 39.72 olarak tespit edilmiştir. Bir biyofiltrede BTEX gibi aromatik hidrokarbonların biyolojik bozunurlukları orta ve iyi derecede olduğu bilinmektedir [31]. Bu çalışmada da Kasım (2017), Ocak – Nisan – Mayıs ve Haziran (2018) örnekleme zamanlarında toplam BTEX bileşikleri için giderim verimi sırasıyla % 47, % 45, % 56, % 41 ve % 27 olarak tespit edilmiştir. Haziran ayında BTEX'ler için elde edilen düşük verimin yatak malzemesinde zamanla meydana gelen kuruma ve çökmeden kaynaklandığı düşünülmektedir. Mekanik biyolojik arıtma esnasında biyofiltrelerin atık gaz akımlarını giderme verimleri aldehitler, alkanlar için % 75; alkoller için % 90; adsorbe olabilen organik halojenler, aromatik hidrokarbonlar (benzen) için % 40 ve aromatik hidrokarbonlar (toluen, ksilen) için % 80 olarak bildirilmiştir [61]. Bu çalışmada da benzen için biyofiltre giderim verimi 5 aylık örnekleme için ortalama % 28 olarak belirlenmiştir. Toluen bileşiği için bildirilen giderim verimlerine ise Nisan ayında % 79 olarak erişilmiştir.

Her bir örnekleme döneminde incelenen biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz karakterizasyonun ve giderim verimlerinin belirlenebilmesi için ayrıca UOB'ler; BTEX'ler, aromatik hidrokarbonlar ve alifatik hidrokarbonlar (klorlu ve bromlu) olmak üzere katagorize edilmiştir. Bu kapsamda; incelenen UOB'ler ; BTEX (Benzen, Toluen, Etil benzen, *mp* ve *o*-Ksilen toplamı), Alkil Benzenler (1,2,4-Trimetilbenzen; 1,3,5-Trimetilbenzen; İzopropilbenzen; *n*-Propilbenzen; *sec*-Butil benzen; *n*-Butil benzen ve *tert*-Butil Benzen toplamı), Halojenli Aromatik Hidrokarbonlar (Klorobenzen; Bromobenzen; 1,4-Diklorobenzen; 1,2-Diklorobenzen; 1,3-Diklorobenzen; 1,2,3-

Triklorobenzen; 1,2,4-Triklorobenzen; 2-Klorotoluen ve 4-Klorotoluen toplamı), Klorlu Alifatik Hidrokarbonlar (Hekzakloro-1,3-butadin; *cis*-1,3-Dikloropropen; *trans*-1,3-Dikloropropen; 1,2,3-Trikloropropan; 1,2-Dibromo-3-kloropropan; 1,2-Dikloropropan; 2,2-Dikloropropan; 1,3-Dikloropropan; 1,1-Dikloropropen; Kloroetan; 1,1,1,2-Tetrakloroetan; 1,1,2,2-Tetrakloroetan; Metilen klorür; *cis*-1,2-Dikloroeten; 1,1-Dikloroeten; *trans*-1,2-Dikloroeten; Karbon tetraklorür ve Kloroform toplamı) ve Bromlu Alifatik Hidrokarbonlar (Bromometan; 1,2-Dibromoetan; Dibromometan ve Bromoform toplamı) olarak gruplandırılmıştır. Gruplandırılan UOB'lerin Kasım ayı örnekleme zamanındaki toplam giriş ve çıkış konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.6'da gösterilmiştir.

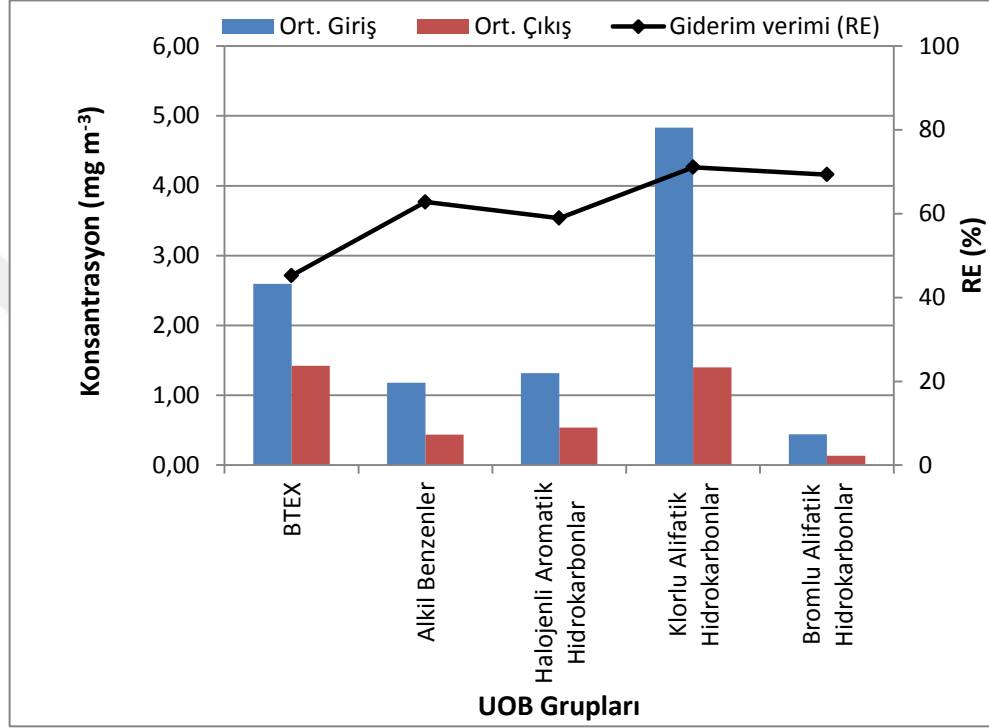


Şekil 5.6 Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Kasım, 2017)

Kasım ayında yapılan ölçümlerde BTEX, alkil benzenler, halojenli aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatik hidrokarbonlar ve bromlu alifatik hidrokarbonlar için giriş konsantrasyonları sırasıyla 11,28; 9,66; 6,68; 19,2 ve 0,36 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bu UOB grupları için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 47, % 44, % 25, % 53 ve % >99 olarak belirlenmiştir. İncelenen bromlu bileşiklerden Bromoform, 1,2-Dibromometan ve Dibromometan bu ayda giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilememiştir. Kompost prosesinden biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz en yüksek oranda klorlu alifatik hidrokarbonlar (% 33) ve en düşük yüzde ile bromlu alifatik hidrokarbonlarla (% 1) karakterize edilmiştir. BTEX, alkil benzenler ve halojenli aromatik hidrokarbonlar ise giriş atık gazının sırasıyla % 19, % 17 ve %

12'sini temsil etmiştir. Diğer UOB türleride (Stiren, Naftalin, *p*-izopropiltoluen, Triklorofluorometan, Bromoklorometan ve Bromodiklorometan) giriş atık gazının % 19'nu oluşturmuştur.

Ocak ayında gruplandırılan UOB'lerin toplam ortalama giriş (2 ölçüm) ve çıkış (5 ölçüm) konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.7'de gösterilmiştir.

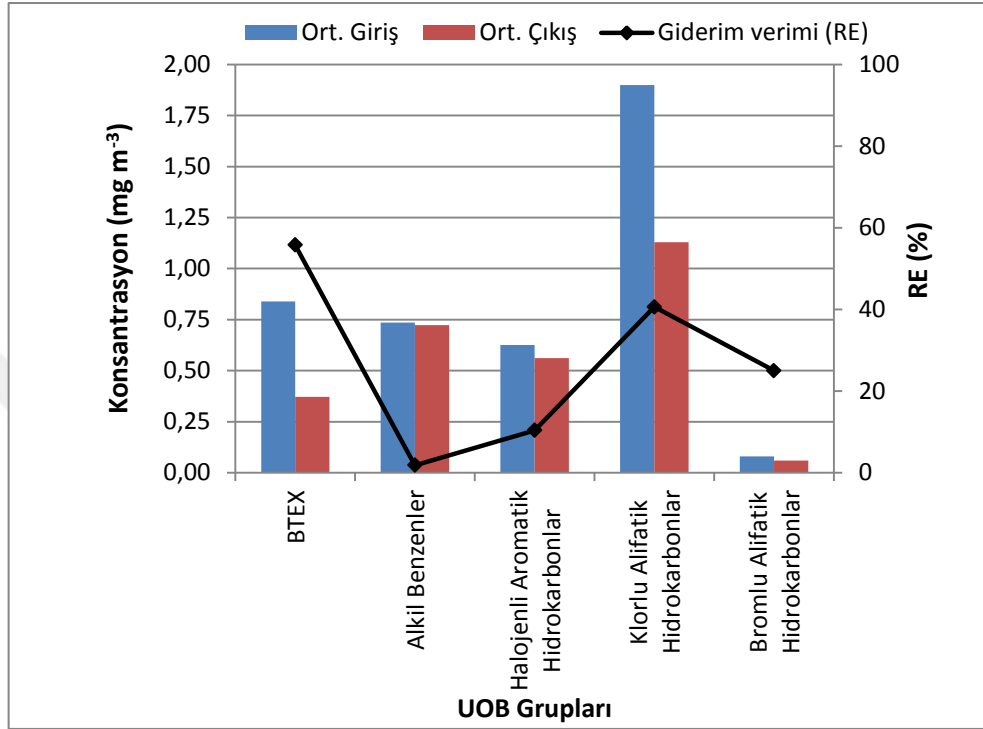


Şekil 5.7 Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Ocak, 2018)

Ocak ayında yapılan örneklemelede BTEX, alkil benzenler, halojenli aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatik hidrokarbonlar ve bromlu alifatik hidrokarbonlar için toplam ortalama (2 numune) giriş konsantrasyonları sırasıyla 2,60; 1,18; 1,32; 4,83 ve 0,44 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bu UOB grupları için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 45, % 63, % 59, % 71 ve % 69 olarak belirlenmiştir. İncelenen bromlu bileşiklerden sadece Bromoform giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilememiştir. Ocak ayında da Kasım sonuçlarına benzer şekilde biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz en yüksek oranda klorlu alifatik hidrokarbonlar (% 42) ve en düşük yüzde ile bromlu alifatik hidrokarbonlarla (% 4) karakterize edilmiştir. BTEX, alkil benzenler ve halojenli aromatik hidrokarbonlar ise giriş atık gazının sırasıyla % 23, % 10 ve % 11'ini temsil etmiştir. Diğer kirletici türlerinin (Stiren, Naftalin, *p*-izopropiltoluen,

Triklorofluorometan, Bromoklorometan ve Bromodiklorometan) giriş atık gazındaki oranı ise % 10 olarak belirlenmiştir.

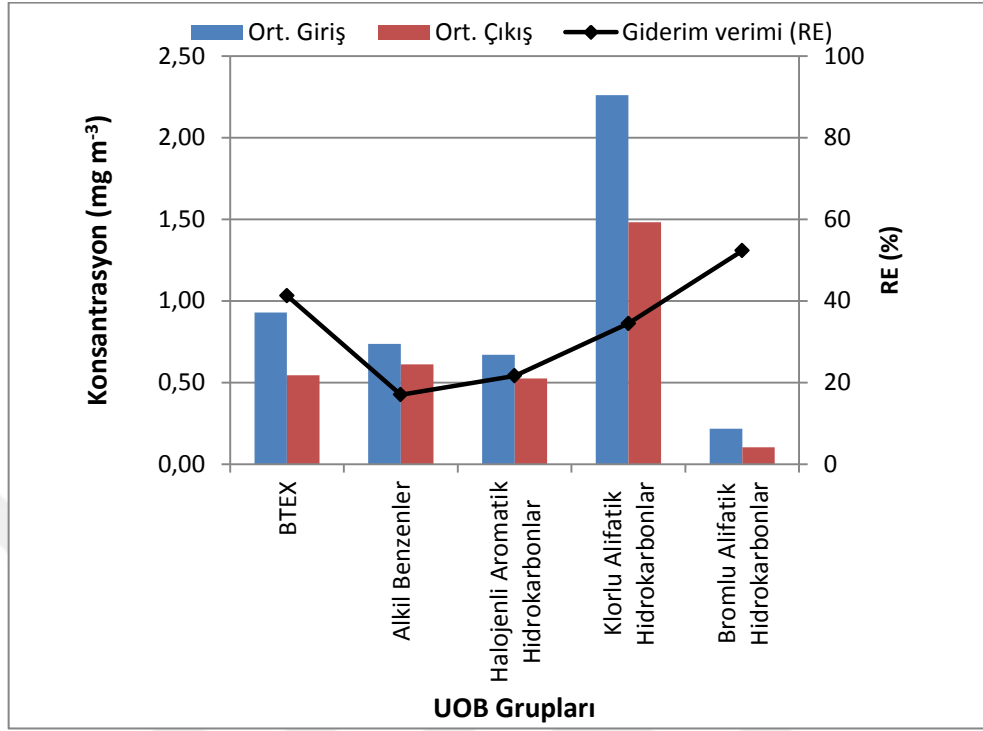
Nisan ayında belirlenen UOB'lerin toplam ortalama giriş (2 ölçüm) ve çıkış (4 ölçüm) konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.8'de gösterilmiştir.



Şekil 5.8 Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Nisan, 2018)

Nisan ayında yapılan örneklemelelerde BTEX, alkil benzenler, halojenli aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatik hidrokarbonlar ve bromlu alifatik hidrokarbonlar için toplam ortalama (2 numune) giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,84; 0,74; 0,63; 1,90 ve 0,08 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bu UOB grupları için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 56, % 2, % 10, % 41 ve % 25 olarak belirlenmiştir. İncelenen bromlu bileşiklerden sadece Dibromometan giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilmiştir. Nisan ayında da Ocak-Kasım sonuçlarına benzer şekilde biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz en yüksek oranda klorlu alifatik hidrokarbonlar (% 42) ve en düşük yüzde ile bromlu alifatik hidrokarbonlarla (% 2) karakterize edilmiştir. BTEX, alkil benzenler ve halojenli aromatik hidrokarbonlar ise giriş atık gazının sırasıyla % 18, % 16 ve % 14'ünü temsil etmiştir. Stiren, Naftalin, *p*-izopropiltoluen, Triklorofluorometan, Bromoklorometan ve Bromodiklorometan gibi diğer kirlenici türlerinin giriş atık gazındaki oranı ise % 8'dir.

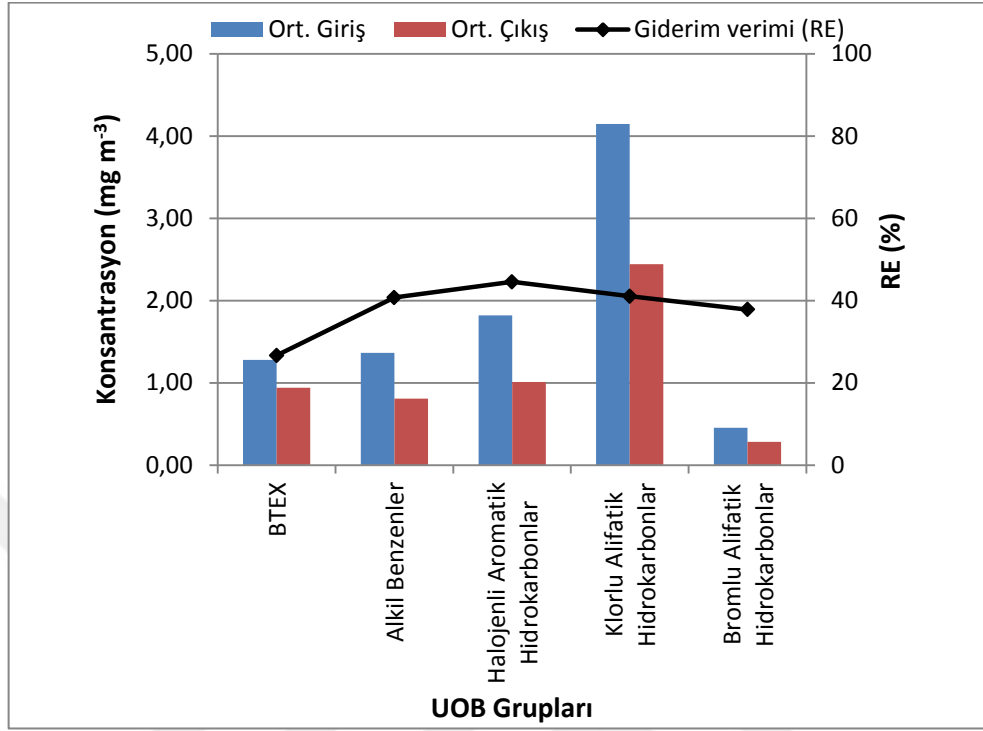
Mayıs ayında belirlenen UOB'lerin toplam ortalama giriş (2 ölçüm) ve çıkış (4 ölçüm) konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.9'da gösterilmiştir.



Şekil 5.9 Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Mayıs, 2018)

Mayıs ayında yapılan örneklemlerde BTEX, alkil benzenler, halojenli aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatik hidrokarbonlar ve bromlu alifatik hidrokarbonlar için toplam ortalama (2 numune) giriş konsantrasyonları sırasıyla 0,93; 0,74; 0,67; 2,26 ve 0,22 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bu UOB grupları için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 41, % 17, % 22, % 34 ve % 52 olarak belirlenmiştir. İncelenen bromlu bileşiklerden sadece Bromometan giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilememiştir. Mayıs ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde diğer örnekleme zamanlarına benzer şekilde biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz en yüksek oranda klorlu alifatik hidrokarbonlar (% 44) ve en düşük yüzde ile bromlu alifatik hidrokarbonlarla (% 4) karakterize edilmiştir. BTEX, alkil benzenler ve halojenli aromatik hidrokarbonlar ise giriş atık gazının sırasıyla % 18, % 14 ve % 13'ünü temsil etmiştir. Stiren, Naftalin, *p*-izopropiltoluen, Triklorofluorometan, Bromoklorometan ve Bromodiklorometan gibi diğer kirletici türlerinin giriş atık gazındaki oranı ise % 5 olarak belirlenmiştir.

Haziran ayında belirlenen UOB'lerin toplam ortalama giriş (2 ölçüm) ve çıkış (5 ölçüm) konsantrasyonları ve biyofiltre ünitesi giderim verimleri Şekil 5.10'da gösterilmiştir.



Şekil 5.10 Biyofiltre ünitesinde gruplandırılan UOB konsantrasyonları ve giderim verimleri (Haziran, 2018)

Haziran ayında yapılan örneklemelelerde BTEX, alkil benzenler, halojenli aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatik hidrokarbonlar ve bromlu alifatik hidrokarbonlar için toplam ortalama (2 numune) giriş konsantrasyonları sırasıyla 1,28; 1,37; 1,82; 4,15 ve 0,46 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bu UOB grupları için biyofiltre ünitesi giderim verimleri ise sırasıyla % 27, % 41, % 45, % 41 ve % 38 olarak belirlenmiştir. İncelenen bromlu bileşiklerden Bromoform ve Bromometan giriş ve çıkış örneklerinde tespit edilememiştir. Haziran ayında yapılan analiz sonuçları incelendiğinde diğer örnekleme zamanlarına benzer şekilde biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz en yüksek oranda klorlu alifatik hidrokarbonlar (% 40) ve en düşük yüzde ile bromlu alifatik hidrokarbonlarla (% 4) karakterize edilmiştir. BTEX, alkil benzenler ve halojenli aromatik hidrokarbonlar ise giriş atık gazının sırasıyla % 12, % 13 ve % 18'ini temsil etmiştir. Stiren, Naftalin, *p*-izopropiltoluen, Triklorofluorometan, Bromoklorometan ve Bromodiklorometan gibi diğer kirletici türlerinin giriş atık gazındaki oranı ise % 12'dir. Biyofiltrede karbon tetraklorür, kloroform, diklorometan, bromodiklorometan, 1,1,1-trikloroetan, 1,1 dikloroetan, tetrakloroetan, trikloroetan, 1,2 dikloroetan, 1,1

dikloroetan, vinil klorür, 1,2 diklorobenzen ve klorotoluen gibi klorlu hidrokarbonların biyolojik bozunurluklarının düşük olduğu belirtilmiştir [31]. Bu çalışmada da incelenen klorlu alifatik hidrokarbonların Ocak ayı dışında biyofiltre ünitesindeki giderim verimleri ortalama % 42 olarak düşük tespit edilmiştir.

Biyofiltre proseslerinde; giriş kirletici yükü (OLR), boş yatak bekletme süresi (EBRT) ve eliminasyon kapasitesi (EC) önemli işletme ve performans parametreleridir. Bu tez çalışmasında, örnekleme periyotlarında açık yataklı biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz miktarı ve tesisin eliminasyon kapasitesinin belirlenmesi için giriş atık gazında yapılan ölçüm sonuçları Çizelge 5.1’de verilmiştir.

Çizelge 5.1 Biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz hızı ve karakteristiği

Ölçülen Parametreler	Örnekleme Zamanları				
	Kasım (2017)	Ocak (2018)	Nisan (2018)	Mayıs (2018)	Haziran (2018)
CH ₄ (%)	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1
CO ₂ (%)	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
O ₂ (%)	19,7	20,9	18,2	16,7	15,8
H ₂ S (ppm)	0,0	3	0,0	0,0	1,0
Azot (%)	80	78,9	81,8	83	84,1
Atık gaz hızı (m sn ⁻¹)	5,4	4,8	2,3	2,4	3,5
Sıcaklık (°C)	16,8	19,6	17,8	19,9	28

Çalışma yapılan biyofiltre ünitesine atık gazlar Şekil 4.4’te gösterilen iki adet giriş borusuyla verilmekte olup; giriş borusu çevresi: 286 cm olarak ölçülmüştür. Tesise giren atık gaz debisi aşağıdaki eşitlikler (5.1), (5.2), (5.3) kullanılarak hesaplanmıştır.

$$\pi D = \text{Çevre} \quad (5.1)$$

$$\text{Alan} = \frac{\pi D^2}{4} \times 2 \quad (5.2)$$

Yukarıdaki eşitliklerde; D atık gaz giriş borusu çapı (cm)’dir. Denklem (5.1) kullanılarak giriş borusu çapı 90 cm ve alan Denklem (5.2) ile 1.28 m² olarak hesaplanmıştır.

$$Q = v \cdot A \quad (5.3)$$

Denklem (5.3)’te Q; giriş atık gaz debisi (m³ sn⁻¹), v; giriş atık gaz hızı (m sn⁻¹) ve A; alan (m²)’dir. Yukarıdaki eşitlikler kullanılarak her bir örnekleme periyodunda hesaplanan giriş atık gaz debileri Çizelge 5.2’de gösterilmiştir.

Çizelge 5.2 Biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz debileri

Örnekleme Zamanı	Q (m ³ s ⁻¹)
Kasım (2017)	6,912
Ocak (2018)	6,144
Nisan (2018)	2,944
Mayıs (2018)	3,072
Haziran (2018)	4,480

Literatürde kompostlaştırma proseslerinden kaynaklanan UOB türleri, konsantrasyonları ve bu kirleticilerin pilot veya gerçek ölçekli biyofiltrelerde giderilmesi konusunda farklı çalışmalar yapılmıştır. Cadena vd. [27] yaptıkları çalışmada Belediye Katı Atık Organik Fraksiyonunun (BKAOF) arıtıldığı tam ölçekli kompostlaştırma tesisinde meydana gelen amonyak ve toplam UOB emisyonunu belirlemiştir. Biyolojik arıtma proseslerinden elde edilen emisyon faktörleri, amonyak ve toplam UOB için sırasıyla 3,9 kg Mg BKAOF⁻¹ ve 0,206 kg Mg BKAOF⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Yapılan başka bir çalışmada; seçilen yeşil atıkların (çim kırıntıları, odun parçacıkları ve budama atıkları) doğal bozunumundan ve aynı hammadde stoğunun kompostlaştırılmasından kaynaklanan kümülatif uçucu organik bileşik emisyonları araştırılmış ve sonuçlar; kompostlaştırmanın yanı sıra doğal bozunum gerçekleştiği için hammaddeden yayılan tek bileşiğin terpenler olduğunu göstermiştir [124]. Yayılan çok sayıda bileşik olmasına rağmen sonuçlar; altı terpenin (α -pinen, β - pinen, 3-karen, kamfen, β - mirsen ve D-limonen) toplam emisyonların % 32,7'si ile % 95,3'ünü kapsayan en önemli bileşikler olduğunu ortaya koymuştur. Kümülatif α -pinen UOB emisyonları bir yığından diğerine 11.0 ila 347.4 mg/kg-dw arasında önemli ölçüde değişmiştir. α - Pinen, test edilen tüm malzemeler için toplam emisyonların en büyük kısmını temsil eden en yaygın bileşik iken ikincil kirletici olarak β - mirsen çim artıklarından çıkan emisyonların %10.2'sini temsil etmiştir. Budama atıkları için ise α - Pinen ve D-Limonen en yüksek konsantrasyonlarda çıkmıştır. Ayrıca çalışma kapsamında konsantrasyonları belirlenmemiş olsa da, çim atıklarından; o- simen, ökaliptol ve humulen, odun parçacıklarından; α - phellandrene, o- simen, terpineol, estragol, karyofilin ve budama atıklarından; α - phellandrene, ökaliptol, tujon, kafur (kamfor), borneol ve β - quaiene gibi emisyonlar tespit edilmiştir [124]. López vd. [165] mutfak atığı ve budama kalıntılarının kompostlaştırılması sırasında biyofiltre malzemesi olarak belediye katı atıkların (BKA) veya BKA budama kalıntılarının kompostlarının kullanıldığı biyofiltreyle % 90'dan daha fazla UOB giderim verimi elde etmişlerdir. Yapılan

çalışmada giriş ve çıkış havası için ortalama UOB (24 saat) konsantrasyonları sırasıyla 4699 ve 901 ppbv iken, ancak kompostlaştırıcının döndürülmesi ve havalandırmaya bağlı ölçümler sırasında bazı pik noktalar ve dalgalanma gözlemlenmiştir. Giriş ve çıkış havası için maksimum UOB içeriği 54.229 ppbv 17.372 ppbv olarak belirlenmiştir. Gallego vd. [174] Barselona kentinde 245.000 ton/yıl (organik fraksiyon 85.000 ton/yıl) belediye atığı işleme kapasitesine sahip bir mekanik-biyolojik atık arıtma tesisinde Döner Biyostabilizör Platformu, Nakliye Deposu, Kompostlaştırma Tünelleri, Parçalama Santrifüjleri ve Ön Nemlendirme İşlemleri olmak üzere 5 farklı iç ortam havasında esas olarak alkanlar, aromatik hidrokarbonlar, alkoller, ketonlar, aldehitler, esterler ve terpenler başta olmak üzere uçucu kükürt bileşikleri de dahil 130 kimyasal bileşikten 86'sını miktar olarak belirlemişlerdir. Yapılan çalışmada (n:3 örnek için) kompostlaştırma tünellerinde ortalama UOB konsantrasyonları: toplam alkanlar (Sikloheksan, n- Dekan, n- Hekzan) $487\pm 68 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam aromatik hidrokarbonlar (1,2,3- Trimetilbenzen; 1,2,4-Trimetilbenzen; 1,3,5-Trimetilbenzen; 1-Metilnaftalin; 2-Metilnaftalin; Benzen; Etilbenzen; m+p Ksilen; Naftalin; n-Propilbenzen; o- Etiltoluen; o- Ksilen; p- Dietilbenzen; p- Etiltoluen; p- Propiltoluen; Stiren ve Toluen) $2022\pm 142 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam alkoller (1- Bütanol; 1- Hekzanol; 1- Pentanol; 1- Propanol; 2- Bütanol; 2- Metil-1-propanol; Ethanol ve İzopropanol) $93.862\pm 12.543 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam ketonlar (Aseton; Metiletilketon ve Metilizobutylketon) $4487\pm 1026 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam halokarbonlar (1,1,1- Trikloroetan; Kloroform; Diklorometan; p- Diklorobenzen; Tetrakloroetilen ve Trikloroetilen) $242\pm 31 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam aldehitler (Asetaldehit; Benzaldehit; Hekzanal; İzobutiraldehit; İzovaleraldehit; Metakrilaldehit; Pentanal ve Propanal) $2542\pm 615 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam esterler (Alil etil karbonat; Butil asetat; Etil asetat; Etil bütrat; Etil hekzanoat; Etil izovalerat; Etil propiyonat; Etil valerat; İzobutil asetat; İzopropil asetat; Metil asetat; Metil bütrat; Metil hekzanoat; Propil asetat ve Propil propiyonat) $4618\pm 904 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam asitler (Asetik asit; Butanoik asit; Hekzanoik asit ve Propanoik asit) $6397\pm 414 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam terpenler (4- Karen; Kamfen; D-Limonen; Ökalyptol; m-Ment-1- ene; p- Simen; Sabinen; Terpinolen; α - Felandren; α - Pinen; β - Mirsen; β - Pinen ve γ - Terpinen) $7052\pm 1989 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam organosülfürler (Karbon disülfür; Dimetildisülfür; Dimetilsülfür ve Metiltioasetat) $123\pm 29 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam eterler (Tertbutil etil eter ve Tertbutil metil eter) $86\pm 41 \mu\text{g m}^{-3}$, toplam furanlar (Tetrahidrofuran) $36\pm 16 \mu\text{g m}^{-3}$ ve diğerleri [1- Metoksi-2-propanol ve Asetonitril (metilsiyaniür)] $1180\pm 1174 \mu\text{g m}^{-3}$ olmak üzere toplam UOB konsantrasyonu 143 ± 13

mg m⁻³ olarak tespit edilmiştir [174]. Yapılan bu çalışmada ketonların % 73 ± 8'ini metil etil keton oluşturmakta olup kentsel katı atıkların bio-kurutması sırasında salınan UOB'ler ile ilgili çalışmada da benzer şekilde 2-bütanon (metil etil keton) % 80'lik bir payla baskın keton olarak tespit edilmiştir [188]. Bu durum ketonların kentsel katı atıkların doğasında olmasıyla açıklanabilir [189]. Mao vd. [190] Tayvan'da sebze, meyve, bahçe ve evsel gıda atıklarının kompostlaştırıldığı üç farklı kompost tesisinde yaptıkları çalışmada tesislerden gelen koku içinde amonyak, aminler, asetik asit, dimetildisülfür ve hidrokarbonlar (Penten; Heksen; Benzen; Toluen; Etilbenzen; *p*-Ksilen; Stiren ve *o*-Ksilen), ketonlar (Aseton ve Bütanon), esterler (Metil asetat ve Etil asetat), terpenler (α -Pinen; β -Pinen; Limonen ve *p*-Simen) gibi uçucu organik bileşikler dahil olmak üzere 29 bileşik tespit etmişlerdir. Ayrıca kompost malzemesi olarak evsel gıda atığı, ağaç kabuğu parçalarının kullanıldığı kompost tesisinde biyofiltre ünitesinde koku giderme verimleri araştırılmıştır. Dolgu malzemesi olarak alt tabakadan üst katmana doğru; 0.3 m çakıl, 0.3 m odun talaşı (ağaç kabuğu parçaları), 0.05 m gıda atık kompostu ve 0.2 m kömür külü kullanılan biyofiltre ünitesi 6 m (genişlik) x 80 m (uzunluk) x 0.85 m (yükseklik) boyutlarında olup NH₃ ve Aminler için eliminasyon kapasitesi sırasıyla % 90 ve % 93 olarak belirlenmiştir [190]. Katı haldeki aerobik prosesin uygun olmayan yönetimi (biyokütle çok ıslak veya biyokütle yığın yoğunluğu çok yüksek veya hava beslemesi yetersizse) uçucu emisyonları arttırmaktadır [191]. Özellikle biyokütlenin optimum havalandırma koşullarının korunması (biyokütlerdeki optimum O₂ konsantrasyonu) biyokütlerdeki anaerobik koşulların oluşumunu sınırlar [153], [192] ve anaerobik metabolizma ürünlerini (örneğin sülfür ve amin bileşikleri) önler [191]. Komilis vd. [108] yaptıkları çalışmada üç organik belediye katı atık (BKA) bileşeninin (gıda atıkları, bahçe atıkları ve karışık kağıt atıkları) ve bunların karışımlarının kapalı kapta kompostlaştırılması sırasında salınan seçilmiş 25 UOB türü tanımlamış ve miktarlarını belirlemişlerdir. Karışık kağıt atıklarından öncelikle alkil benzenler, alkoller ve alkanlar üretilmiştir. Bahçe atıklarından öncelikle terpenler, alkil benzenler, ketonlar ve alkanlar üretilirken gıda atıklarından öncelikle sülfürler, asitler ve alkoller üretilmiştir. Çalışma kapsamında toluen, etilbenzen, para- ve meta-ksilen, stiren, izopropilbenzen, *n*-propylbenzene, 1,3,5-trimetilbenzen, 1,2,4-trimetilbenzen, 1,4-diklorobenzen, *p*-izopropiltoluen, *n*-butilbenzen ve naftalin olmak üzere 13 tane UOB türünün miktarı tespit edilmiştir. 1,4-diklorobenzen dışında, kullanılan üç bileşenin (gıda, bahçe ve karışık kağıt atıkları) gaz halindeki emisyonlarında başka hiçbir

klorlanmış bileşik bulunamamasına rağmen çeşitli ksenobiyotik UOB'ler, tüm temel organik belediye katı atık bileşenlerinin gaz emisyonlarında tespit edilmiştir [108]. Eitzer [167] katı atık kompostlaştırma tesislerinde devrilme yığını veya zemin, parçalama makinesi havası, tesis iç ortam havası, çürütücü arka ucu, yeni oluşan aktif taze kompost, aktif kompostlama alanı orta yaş, aktif kompostlama bölgesinin sonundaki yaş, hala sahada olsa da aktif kompost alanının dışında iyileştirme alanları olmak üzere farklı noktalarda hedeflenen uçucu organik kimyasalları rapor etmiş ve toplam UOB konsantrasyonları (TVOC = belirlenen bileşiklerin toplamı) 10 mg m^{-3} 'ten 150 mg/m^{-3} 'e kadar değiştiğini bildirmiştir. Çalışma kapsamında belirlenen hedef UOB türleri; Trikloroflorometan, Aseton, Karbon disülfür, Metilen klorür, 1, 1-Dikloroetan, 2-Bütanon, Kloroform, 1, 1, 1-trikloroetan, Karbon tetraklorür, 1,2-dikloroetan, Benzen, Trikloroeten, 2-Hekzanon, Toluen, Tetrakloroeten, 4-metil-2-pentanon, Klorobenzen, Etilbenzen, *m*, *o*-Ksilen, *p*-Ksilen, Stiren, İzopropil benzen, *n*-propil benzen, 4-klorotoluen, 1,3,5-Trimetilbenzen, 1,2,4-Trimetilbenzen, *sec*-Bütilbenzen, 1,3-Diklorobenzen, 1,4-diklorobenzen, *p*-İzopropiltoluen, 1,2-Diklorobenzen ve *n*-Bütilbenzen olarak belirtilmiştir. UOB'ler için en yüksek konsantrasyonların (hem ksenobiyotik hem de terpenler gibi doğal bileşikler) devrilme kazıklarında, parçalayıcıların yakınında ve taze aktif kompost bölgesinde olduğu tespit edilmiştir [167]. Tolvanen vd. [193] kaynakta ayrılmış organik belediye katı atıklarının yığın kompostlaştırılması sırasında salınan toplam 110 organik bileşik tespit etmişlerdir. Kötü kokuların esas olarak karboksilik asitlerden kaynaklandığını ve *D*-limonen'nin yığın oluşumundan bir hafta sonra en yüksek konsantrasyonda tespit edildiğini belirtmişlerdir. Kompostlaştırma proseseinin ilk günlerinde organik asit oluşumu; düşük pH değerlerine ve yığından yayılan koku emisyonlarında artışa neden olmaktadır [194]. Gutiérrez vd. [29] belediye katı atıkların organik fraksiyonundan (BKAOF) yığın kompostlaştırma sırasında yayılan koku konsantrasyon değişimini $\text{OU}_E/\text{m}^3_{\text{STP}}$ dinamik olfaktotmeri yöntemiyle ve aynı zamanda CO_2 ve CH_4 emisyonlarını çevresel etkilerini değerlendirmek için izlemişlerdir. Çalışma fermantasyon aşamasında (24-60 gün) gerçekleştirilmiş olup 24, 32 ve 46. günlerde sırasıyla 350, 222 ve 166 g s^{-1} olmak üzere önemli miktarda CO_2 emisyonları ölçülmüştür. Fermantatif aktivitenin artması nedeniyle CO_2 emisyonları kademeli olarak azalmıştır. Fermantasyon aşamasında CH_4 emisyonu tespit edilememesi anaerobik koşulların yokluğunu göstermiştir. En yüksek koku emisyonlarına organik madde ve amonyak azotunun en yüksek mikrobiyolojik

hidrolizi ile çakışmış olup ilk 2-3 hafta içinde elde edildiği bildirilmiştir [29]. Scaglia vd. [191] Kuzey İtalya'da bulunan belediye katı atıklarının ayrıldığı tam ölçekli bir tesiste mekanik biyolojik arıtma prosesinin başlangıcında (t = 0 gün), aktif fazın sonunda (t = 28 gün) ve iyileştirme fazının sonunda (t = 90 gün) UOB konsantrasyonunu sırasıyla $14431 \pm 306 \mu\text{g m}^{-3}$, $4539 \pm 573 \mu\text{g m}^{-3}$ ve $205 \pm 30 \mu\text{g m}^{-3}$ olarak ölçmüşlerdir. Prosesin başlangıcından bitişine kadarki aşamalarında UOB konsantrasyonunda % 98.6 oranında bir azalma meydana gelmiştir. Tespit edilen UOB bileşikler; alifatik hidrokarbon, alkoller, esterler, ketonlar, terpenler, furanlar, aminler, sülfür, aromatik hidrokarbon ve halojenli organik bileşikler olmak üzere on farklı kimyasal sınıfta özetlenmiştir. Başlangıç örnekleri havasında bulunan UOB'ler, alifatik hidrokarbon (% 41 ± 12), terpen (% 31 ± 7), keton (% 11 ± 4) ve aromatik hidrokarbon (% 8 ± 6) bileşiklerini içermekte iken 28 günlük biyolojik işlemde sonra alınan numunelerde terpenler (% 67 ± 7) yüksek oranda ve aromatik bileşikler daha az (% 9 ± 4) yüzde ile karakterize edilmiştir. Biyolojik işlemin sonunda alınan numuneler, yani 90 günlük işlemde sonra, ağırlıklı olarak aromatik bileşiklerden (% 68 ± 24) oluşmuş diğer bileşikler ise UOB'lerin marjinal fraksiyonlarını oluşturmuştur. Başlangıç örneklerinin en temsilci grubu olan terpenlerin % 68 ± 14 'ünü limonen oluşturmuştur. Limonen tipik olarak bitkisel materyallerden (BKA'nın gıda fraksiyonları) kaynaklanmasına rağmen [24], mikroorganizmaların aerobik metabolizmasının bir ara ürününü de temsil edebilir [167]. Yapılan çalışmada aerobik işlem sonunda, biyolojik bozunum nedeniyle limonenin konsantrasyonunun çok düşük çıktığı bildirilmiştir [191]. Özellikle taze malzemede alkollerin varlığı, muhtemelen, düşük pH derecesinde neredeyse anaerobik koşullar altında depolama süresi boyunca [189] ve O₂'nin aerobik bozunum için sınırlayıcı bir faktör olabileceği ilk biyo-stabilizasyon safhasında atık substrattan mikrobiyal alkol oluşumunun sonucudur [191]. Dolayısıyla, biyolojik işlem sırasında art arda daha fazla oksitleyici koşullar, alkollerin tamamen bozunmasına ve dolayısıyla havada bu bileşiklerin yok olmasına neden olur. Ketonlar ise özellikle işlemin ilk safhasında bulunan bütanon ve aseton ile temsil edilmiştir [191]. Smet vd. [118], biyolojik atıklar için iki farklı kompostlaştırma tekniğinin (aerobik- birleşik anerobik/aerobik) kullanıldığı aktif kompostlaştırma döneminde uçucu bileşiklerin toplam emisyonlarını karşılaştırmışlardır. Aerobik kompostlaştırma sürecinde, biyolojik atık haftalık periyot boyunca 12 kez havalandırılmışken kombine (birleşik) anaerobik/aerobik kompostlaştırma işleminde, anaerobik parçalama sırasında haftada 3

kez (faz I) ve aerobik periyottada 2 kez (faz II) havalandırma dönemine tabi tutulmuştur. Birleşik anaerobik/aerobik kompostlaştırma sürecinin I. evresindeki uçucu maddelerin emisyonu tam ölçekli bir kompostlaştırma tesisinde ölçülürken, her iki kompostlaştırma tekniğinin aerobik aşamalarında pilot ölçekli kompostlaştırma tanklarında yapılmıştır. Biyogazda ve aerobik kompostlaştırma atık gazlarında alkoller, karbonil bileşikleri, terpenler, esterler, sülfür bileşikleri ve eterler gibi benzer uçucu bileşikler grupları analiz edilmiştir. Aerobik kompostlaştırma sürecinin çıkış havasında alkollerin baskın olduğu (kümülatif emisyonu % 38'i wt/wt) gözlemlenirken, faz I'de terpenler % 87 ve birleşik anaerobik/aerobik kompostlaştırma işleminin ikinci fazında (Faz II) % 93 ile baskın olarak gözlenmiştir. Aerobik kompostlaştırma sürecinde 2-propanol, etanol, aseton, limonen ve etil asetat, toplam uçucu organik bileşik (UOB) emisyonunun yaklaşık % 82'sini oluşturmuştur. Aerobik kompostlaştırma işlemi sırasında NH₃ ve H₂S olarak toplam UOB emisyonu bir ton bioatık başına 742 g/ton iken faz I ve birleşik anaerobik/aerobik prosesin ikinci fazında toplam emisyon sırasıyla 236 ve 44 g/ton olarak bildirilmiştir [118].

Literatürde yapılan çalışmalar incelendiğinde; kompostlaştırma yöntemi, atık miktarı ve içeriğine bağlı olarak çok çeşitli UOB emisyonları üretilmektedir. Kompostlaştırma prosesi esnasından üretilen UOB türü ve miktarına göre de biyofiltre ünitelerinde farklı giderim verimleri elde edilmektedir. Bu çalışmada aerobik aktarmalı yığın kompostlaştırma tekniğinin kullanıldığı tesiste belirlenen 56 hedef UOB türünden klorlu alifatik hidrokarbonlar (Hekzakloro-1,3-butadin; *cis*-1,3-Dikloropropen; *trans*-1,3-Dikloropropen; 1,2,3-Trikloropropan; 1,2-Dibromo-3-kloropropan; 1,2-Dikloropropan; 2,2-Dikloropropan; 1,3-Dikloropropan; 1,1-Dikloropropen; Kloroetan; 1,1,1,2-Tetrakloroetan; 1,1,2,2-Tetrakloroetan; Metilen klorür; *cis*-1,2-Dikloroeten; 1,1-Dikloroeten; *trans*-1,2-Dikloroeten; Karbon tetraklorür ve Kloroform toplamı) ve BTEX bileşiklerinin tüm örnekleme zamanlarında diğer kirletici gruplarına göre baskın olduğu belirlenmiştir. Klorlu hidrokarbonlar Kasım, Ocak, Nisan Mayıs ve Haziran aylarında sırasıyla % 33,2; 42,0; 41,8; 44,4 ve 40,4 olarak UOB'lerin marjinal fraksiyonunu oluşturmuştur. BTEX bileşikleri ise Kasım, Ocak, Nisan Mayıs ve Haziran aylarında toplam UOB konsantrasyonunun sırasıyla % 19,5; 22,5; 18,5; 18,3 ve 12,5'ini temsil etmiştir. Bu kirletici türlerinin dışında önemli miktarlarda alkil benzenler (1,2,4-Trimetilbenzen; 1,3,5-Trimetilbenzen; İzopropilbenzen; *n*-Propilbenzen; *sec*-Butil benzen; *n*-Butil benzen ve *tert*-Butil Benzen toplamı) ve halojenli aromatik

hidrokarbonlar (Klorobenzen; Bromobenzen; 1,4-Diklorobenzen; 1,2-Diklorobenzen; 1,3-Diklorobenzen; 1,2,3-Triklorobenzen; 1,2,4-Triklorobenzen; 2-Klorotoluen ve 4-Klorotoluen toplamı) tespit edilmişken tüm örnekleme zamanlarında bromlu alifatik hidrokarbonlar (Bromometan; 1,2-Dibromoetan; Dibromometan ve Bromoform toplamı) Kasım, Ocak, Nisan Mayıs, Haziran ayları için sırasıyla 0,36; 0,44; 0,08; 0,22 ve 0,46 mg m⁻³ olarak düşük konsantrasyonlarda UOB'lerin küçük bir kısmını (aylara göre sırasıyla % 1, % 4, % 2, % 4 ve % 4 olarak) temsil etmiştir. Tez çalışmasında açık yataklı biyofiltre ünitesinin UOB giderme performansı ve işletme parametreleri Denklem (2.2), (2.4), (2.6) ve (2.7) kullanılarak hesaplanmış ve Çizelge 5.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 5.3 Biyofiltre ünitesi işletme ve performans parametreleri

ΣUOB	C _{gi} (mg m ⁻³)	C _{go} (mg m ⁻³)	Q (m ³ s ⁻¹)	EBRT (s)	OLR (g m ⁻³ h ⁻¹)	RE (%)	EC (g m ⁻³ h ⁻¹)
Kasım, 2017	57,9	32,02	6,912	116	1,80	45	0,805
Ocak, 2018	11,51	4,39	6,144	130	0,32	62	0,197
Nisan, 2018	4,54	3,07	2,944	272	0,06	32	0,019
Mayıs, 2018	5,09	3,45	3,072	260	0,07	32	0,023
Haziran, 2018	10,26	6,18	4,480	179	0,21	40	0,082

C_{gi} ve C_{go}; giriş ve çıkış konsantrasyonu, Q; debi, EBRT; boş yatak bekleme süresi, OLR; giriş organik yük, RE; giderim verimi ve EC; eliminasyon kapasitesi'dir.

Her bir kirleticinin giriş yükü ve ortam nem içeriğine bağlı olarak minimum EBRT'ye ihtiyacı vardır. Yüksek giriş yükleri ve düşük nem içeriğinde kirleticilerin etkili olarak giderilmesi için genellikle daha uzun EBRT süreleri gerekmektedir [62]. Tasarım ve işletme açısından önemli bir parametre olan EBRT etkisi genellikle laboratuvar ölçekli testlerde araştırılmıştır [41], [50], [59]. Moussavi ve Mohseni [93] aromatik UOB karışımları için 30-45 sn.'lik EBRT de çalışırken Wang vd. [41] klorbenzen gazının laboratuvar ölçekli biyofiltrasyon prosesinde arıtıldığı çalışmalarında EBRT'tedeki artışın (24-41-122 sn.) biyofiltre verimliliğini arttırdığını tespit etmişlerdir. Mathur vd. [59]'de (2007) BTEX (Benzen, toluen, etil benzen ve o-ksilen) karışımını ihtiva eden gaz akımının biyofiltrasyonunda 2-3 dakikalık EBRT süresinde tüm bileşikler için maksimum giderme veriminin % 99'dan yüksek olduğunu rapor etmişlerdir. Lebrero vd. [55] biyofiltrasyon ünitesinde toluenin (1 g m⁻³) dolgu malzemeleri (kompost, odun

kabuğu, Avustralya fıncığı kabuğu) üzerine etkisini EBRT 1 dakika iken araştırmışlardır. Dolgu malzemesi olarak kullanılan malzemeler toluen biyobozunurluğunu sırasıyla kompostta %26, odun kabuğunda % 20 ve % 17 arttırmıştır. Bu çalışmada; EBRT süresindeki artışın (272 -260 s) açık yatak biyofiltre prosesinin giderim verimini düşürdüğü (% 32) optimum EBRT süresinin ise 116 - 130 s arasında olduğu tespit edilmiştir. Soyez ve Plickert [195], mekanik ve biyolojik arıtma sırasında artık atıkların kompostlaştırılmasını incelemiştir. Metan içermeyen UOB emisyonlarının orijinal BKA'nın yaklaşık 600 g t^{-1} 'i olduğunu ve bunun ıslak arıttıcı/biyofiltre ile arıtıldığında 300 g t^{-1} 'e indirildiği tahmin edilmiştir. En yüksek kirletici emisyon oranının, biyoişlemin ilk günlerinde kendi kendine ısınma aşamasında gerçekleştiği ve büyük ölçüde iki hafta içerisinde tamamlanmış olduğu tespit edilmiştir. Kompostlaştırmanın başlangıç aşamalarında (çoğu zaman sınırlı oksijen koşulları ile ilişkili) koku emisyonunun baskın olması genellikle yüksek kokulu gaz emisyonları ile karakterize edilir ve koku oluşumu düşük havalandırma oranlarının kullanılmasıyla büyük ölçüde şiddetlenir [61]. Genel olarak, kompostlamadan yayılan kokulu bileşiklerinin doğası ve konsantrasyonu, kompost haline getirilen atıkların bileşimi, kompostlama aşaması (başlangıç, orta veya son aşamalar) ve kompost yığınının aerobikliği gibi çeşitli faktörlerle ilişkilidir [61]. Tez çalışmasında tüm örnekleme zamanları incelendiğinde Kasım ayında ölçülen UOB giriş konsantrasyonu ($57,90 \text{ mg m}^{-3}$) ve organik yük miktarının ($1,80 \text{ g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) diğer örnekleme zamanlarından yüksek olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun Kasım ayındaki örnekleme zamanında yığın döndürme, yetersiz havalandırma veya atık bileşiminde meydana gelmiş olabilecek değişimden kaynaklandığı düşünülmektedir. Biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıkları Ağustos 2017 değiştirilmiş olup Kasım ve Ocak aylarında (değişimden 3 ile 5 ay sonra) giderim veriminin ortalama % 54 olduğu belirlenmiştir. Dolgu malzemesinin değiştirilmesinden 8, 9 ve 10 ay sonra ise giderim veriminin ortalama % 35 olduğu tespit edilmiştir. Bu durumun, biyofiltre ünitesinin açık yataklı olmasından dolayı dolgu malzemesinde zamanla ve mevsimsel şartlara (yağış, sıcaklık) bağlı olarak meydana gelen kuruma ve bozulmalardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Örnekleme periyotları arasında; Mart – Nisan, Nisan - Mayıs ve Mayıs - Haziran dönemlerinde toplam yağış miktarının diğer örnekleme dönemlerine göre sırasıyla 64,1 , 12,9 ve 69,1 mm düşük olması dolgu malzemesinde yeterli nem muhtevasının sağlanamamasına neden olmuştur. Ayrıca; Nisan, Mayıs ve Haziran

aylarında sıcaklığın diğer örnekleme dönemlerine göre yüksek olması (sırasıyla 13,8; 18,6; 26,7 °C) yatakta daha fazla kurumuyla sonuçlanmış ve giderim veriminin zamanla azalmasına neden olmuştur. Örnekleme zamanlarındaki atmosferik koşullar EK-C’de detaylı olarak verilmiştir. Literatürde bu tez çalışmasına benzer şekilde kompostlaştırma proseslerinden kaynaklanan kokuların tam ölçekli biyofiltre ünitelerinde arıtıldığı çalışmalar yapılmış olup biyofiltre üniteleri ve tesis hakkındaki bilgiler Çizelge 5.4’te ve tesislerin giderim verimleri Çizelge 5.5’te gösterilmiştir.

Çizelge 5.4 Biyofiltre ünitesi işletme parametreleri

Kompost Tesisi	Q (m ³ h ⁻¹)	Toplam Biyofiltre Hacmi (m ³)	Biyofiltre Yatak Hacmi (m ³)	EBRT (s)	VLR (m ³ m ⁻³ h ⁻¹)	Dolgu Malzemesi	Referans
Tesis C	2491	507	92	114	27,0	Ağaç Parçacıkları	[61]
Tesis C*	3788	623	311	252	12,2	Ağaç Parçacıkları	[61]
Tesis P	-	-	-	-	-	Ağaç Parçacıkları	[61]
Tesis P*	-	-	-	-	-	Yontulmuş Çam	[61]
Lewiston-Auburn, MN	-	2520	-	72	-	Kompost, Kabuk, Talaş	[83]
Darmouth, MA	-	493	-	55-95	-	Kabuk, Talaş, Yaprak Gübresi	[83]
Somerest, MA	-	1.44	-	90	-	Çam, Ladin, Kabuk, Odun	[83]
Fraser Valley, Kanada	-	504	-	36-55	-	Kompost, Odun, Killi toprak	[83]
Moerewa, Yeni Zelanda	-	42	-	170	-	Kompost	[83]
Kemberburgaz*	24883	800	800	116	31,10	Ağaç Parçacıkları	
	22118			130	27,65		
	10598			272	13,25		
	11059			260	13,82		
	16128			179	20,16		

*Dolgu malzemesi yenisiyle değiştirilmiştir.
-Belirtilmemiş

Tesis C’de yılda yaklaşık 30.000 ton karışık atık (kaynağında ayrılmış yeşil ve gıda atıkları) işlenmektedir. Tesiste tünel tipi kompostlaştırma işlemi her biri 1.000 m³’lük beş tünelde gerçekleştirilmektedir. Biyofiltre duvarları, beton bölümlerden (3m yüksekliğindedir) yapılmış ve biyofiltrenin toplam yüzey alanı 231 m²’dir. Özgün biyofiltre malzemesi, odun parçacıklarının üzerine büyük bir kompost tabakası serilerek oluşturulmuştur. Kullanılan dolgu malzemesi 2012 yılının Şubat ayında, yeni malzemeye gerekli mikroorganizmaları aşlamak için bir önceki malzemeye karıştırılarak taze odun parçacıkları ile değiştirilmiştir [61].

Çizelge 5.5 Biyofiltre ünitesi hedef kirletici ve giderim verimleri

Kompost Tesisi	Hedef Kirletici	Biyofiltre Giriş	Biyofiltre Çıkış	RE (%)	Örnekleme Zamanı	Ref.
Tesis C	Koku ($OU_E m^{-3}$)	720.000	12.000	98,8	30/01/2012	[61]
	H ₂ S (ppmv)	0,05	0,02	65,9		
	Etanol (ppmv)	493,2	8,3	98,3		
	Ksilen (ppmv)	0,0	1,3	-		
	Benzen (ppmv)	22,1	2,2	90,2		
Tesis C*	Koku ($OU_E m^{-3}$)	573.000	1.700	99,7	12/03/2012	[61]
	H ₂ S (ppmv)	0,27	0,51	-		
	Etanol (ppmv)	220,6	8,8	96		
	Ksilen (ppmv)	0,0	5,0	-		
	Benzen (ppmv)	14,8	3,4	76,8		
Tesis P* ^{sistem1}	Koku ($OU_E m^{-3}$)	7850	5340	32	20/02/2012	[61]
Tesis P* ^{sistem2}	Koku ($OU_E m^{-3}$)	11,000	8,910	19	20/02/2012	[61]
Tesis P (iki sistemin ortalaması)	Koku ($OU_E m^{-3}$)	80.600	49.800	38,3	13/02/2012	[61]
	H ₂ S (ppmv)	0,4	0,7	-	20/02/2012	
	Etanol (ppmv)	8,4	3,6	57,5	20/02/2012	
	Ksilen (ppmv)	0,2	0,3	-	20/02/2012	
	Benzen (ppmv)	2,5	2,1	14,8	20/02/2012	
Lewiston- Auburn, MN	Koku ($mg m^{-3}$)	115-338	-	90	-	[83]
Darmouth, MA	DS ($mg m^{-3}$)	0,08	-	55	-	[83]
	DDS ($mg m^{-3}$)	1,1	-	83	-	
	MM ($mg m^{-3}$)	0,034	-	> 90	-	
	NH ₃ ($mg m^{-3}$)	34-106	-	98-99	-	
	Koku ($mg m^{-3}$)	500-970	-	> 80	-	
Somerst, MA	DS ($mg m^{-3}$)	0,38	-	25-36	-	[83]
	DDS ($mg m^{-3}$)	0,56	-	19-28	-	
	MM ($mg m^{-3}$)	0,10	-	20-49	-	
	NH ₃ ($mg m^{-3}$)	-	-	59-79	-	
	Koku ($mg m^{-3}$)	394	-	64	-	
Fraser Valley, Kanada	NH ₃ ($mg m^{-3}$)	28-50	-	95	-	[83]
Moerewa, Yeni Zellanda	H ₂ S ($mg m^{-3}$)	13-1150	-	>99	-	[83]
Kemberburgaz		57,90	32,02	44,7	20/11/2017	
		11,51	4,39	61,9	04/01/2018	
	ΣUOB ($mg m^{-3}$)	4,54	3,07	32,3	10/04/2018	
		5,09	3,45	32,3	08/05/2018	
		10,26	6,18	39,7	28/06/2018	
-Belirtilmemiş						

P tesisi önemli koku problemlerinin yaşandığı yılda 35.000 ton yeşil ve gıda atıklarını işleyebilecek kapasiteye sahip beş tünelli bir kompost tesisidir. Yeniden inşa edilen tesis 2010 yılında açılmıştır. Proses havası beş tünelden dolaştırılır ve periyodik olarak iki paralel odadan oluşan (Sistem 1 ve Sistem 2) biyofiltre ile atmosfere atılır. Biyofiltrede işlenen hava akımı, atık kabul holleri de dahil olmak üzere tesisin diğer kısımlarından gelen havanın bir karışımıdır. 2010 yılına kadar biyofiltre tesisinde nispeten yeni ağaç parçacıkları mevcutken daha sonra biyofiltre malzemesi yeni yontulmuş çam malzeme

ile değiştirilmiştir. Tesiste (P) biyofiltrenin etkinliğini arttırmak amacıyla bir önceki biyofiltre malzemesi değiştirildikten sonra bile koku şikayetleri yaşanmaya devam etmiştir [61]. Tez kapsamında çalışma yapılan kompost tesisinde ise günlük yaklaşık 400 ton dal - budak, hal ve evsel atıklar aerobik aktarmalı yığın kompostlaştırma işlemine tabi tutulmaktadır. Fermantasyon ünitesi birbirine paralel her bir holdün uzunluğu yaklaşık 191 m olan 2 holden oluşmaktadır. Her bir holde yaklaşık 30 x 30 m boyutlarında ilk 3'ü kapalı diğer 5'i açık 8 alan bulunmaktadır. Alanlara serilen atık yüksekliği 2.10 m olup her bir alandaki atık yığınları 1 haftalık süre sonunda bir sonraki alana aktararak 8 hafta sonunda kompostlaştırma işlemi tamamlanmaktadır. Fermantasyon ünitesinden (açık ve kapalı alanlardan) sürekli çekilen hava biyofiltre ünitelerinde arıtılarak atmosfere verilir.

Kompost tesislerinden kaynaklanan kokulu kükürt ve azot bileşiklerinin arıtılması için kullanılan tam ölçekli biyofiltre ünitelerinde H₂S'nin giderilmesi genel olarak % 90 ila % 100 arasında olup, H₂S dışındaki kokulu bileşiklerin (Dimetil sülfür, Dimetil disülfür ve Metil merkaptan gibi) giderilmesi çoğunlukla % 19 - % 90 arasında değişmekte olup daha düşük olduğu görülmektedir. Benzen, Ksilen gibi aromatik hidrokarbonlar için de farklı giderim verimleri elde edilmiştir. Yapılan çalışmalar incelendiğinde; tesis ve kirletici türlerine göre çok farklı giderim verimleri elde edilmektedir. Dolgu malzemelerinin değiştirilmesi genel koku giderimini arttırmasının yanı sıra bazı kirletici türlerinin (etanol, benzen) giderim verimlerinin azalmasıyla sonuçlanmıştır (Tesis C). Bu durum tesiste kullanılan dolgu malzemesinde mikrobiyal popülasyon için yeterli bir adaptasyon süresinin olmamasıyla açıklanabilir (ölçüm dolgu malzemesinin değiştirilmesinden yaklaşık bir ay sonra yapılmıştır). Bazı sonuçlarda biyofiltre dolgu malzemesinin kokuyla ilişkili olduğunu göstermiştir (Tesis P). Bu çalışmada dolgu malzemesi değişiminden 8, 9 ve 10 ay sonra (Nisan, Mayıs ve Haziran 2018) yapılan örneklemeler toplam UOB'ler için giderim veriminin azaldığını ortaya koymuştur. Her bir UOB türü için ise örnekleme zamanlarına göre çok değişken giderim verimleri elde edilmiştir (Detaylar için EK-B'ye bkz.). Bu durumun; kompostlaştırma prosesindeki şartların (havalandırma oranı, sıcaklık, nem muhtevası vb.), tesise gelen atık miktarının ve içeriğinin homojen olmaması gibi faktörlerin biyofiltre ünitesine beslenen atık gaz bileşimini ve konsantrasyonunu değiştirmesinden kaynaklanacağı düşünülebilir. Ayrıca Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında toplam UOB giderme veriminde meydana gelen azalmanın biyofiltre ünitesinin optimum EBRT süresinin üzerinde çalışmasından

kaynaklandığı da söylenebilir. Buna bağlı olarak ayrıca dolgu malzemesinde zamanla meydana gelen çökmeler, tıkanmalar, biyofilm tabakasındaki etkileşimler ve yatağın aşırı ıslak veya kuru olması da değişken kirletici konsantrasyonu ve giderim verimlerine sebep olmuş olabilir.

5.2 TOK Ölçüm Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Tez çalışması kapsamında her bir örnekleme periyodunda Şekil 4.9'da gösterilen biyofiltre ünitesi giriş borusundan ve biyofiltre yatağında farklı noktalarda (12 farklı noktada) TOK cinsinden yapılan ölçüm sonuçları ve giderim verimleri (RE, %) Çizelge 5.6'da detaylı olarak gösterilmiştir.

Örnekleme noktalarında (1-12) biyofiltre yatağı boyunca yapılan ölçümler boyunca TOK sonuçlarının değişkenlik gösterdiği saptanmıştır. Aylara göre her bir örnekleme noktasında TOK cinsinden giderim verimleri % 32 ile % 97 arasında değişmiştir. Kompostlaştırma ünitesinde işlenen atık türünün bileşimi ve fermantasyon sürecince bağlı olarak değişik konsantrasyonlarda farklı atık gaz bileşikleri oluşabilmektedir. Kullanılan dolgu malzemesinin homojen olmaması ve biyofiltre yatağı boyunca zamanla meydana gelen tıkanmalardan dolayı atık gaz giderim verimleri değişkenlik göstermiştir. Genellikle biyofiltre yatağı çıkışında atık gaz giriş borusuna yakın olan bölgelerde (1 – 4 noktaları) TOK sonuçlarının diğer noktalara göre yüksek olduğu tespit edilmiştir. Ocak, Şubat, Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında biyofiltre ünitesi çıkış noktalarında yapılan tüm ölçümlerin ortalaması alındığında (12 nokta) yatak boyunca giderim verimleri aylara göre sırasıyla % 57, % 74, % 76, %76, % 51 ve % 68 olarak hesaplanmıştır. Eylül ayında yapılan ön çalışmada (dolgu malzemesi değişiminden bir ay sonra) TOK olarak giderim verimi ortalama % 37 olarak belirlenmiştir. Bu durum dolgu malzemesinde arıtmadan sorumlu mikrobiyal popülasyon için yeterli bir adaptasyon süresinin (bir ay) sağlanamadığını göstermiştir. Biyofiltre ünitesinde TOK ve UOB ölçümlerinin beraber yapıldığı Ocak, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında giriş atık gazında metan cinsinden $mg\ C\ m^{-3}$ olarak toplam UOB konsantrasyonu ve 56 UOB'te denklem (4.1) kullanılarak hesaplanan toplam C konsantrasyonu değerleri Çizelge 5.7'de gösterilmiştir.

Çizelge 5.6 Biyofiltre ünitesi örnekleme noktalarında TOK sonuçları ve giderim verimleri

		Örnekleme Noktaları											
Ölçüm Zamanı	TOK (ppm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ocak, 2018	Giriş	260											
	Çıkış	130	140	150	130	100	110	100	120	100	90	80	95
	RE (%)	50	46	42	50	62	58	62	54	62	65	69	63
Şubat, 2018	Giriş	320											
	Çıkış	110	130	120	140	100	92	86	100	24	68	16	25
	RE (%)	66	59	63	56	69	71	73	69	93	79	95	92
Mart, 2018	Giriş	300											
	Çıkış	90	100	210	120	34	32	38	49	37	57	38	48
	RE (%)	70	67	30	60	89	89	87	84	88	81	87	84
Nisan, 2018	Giriş	250											
	Çıkış	20	40	42	10	100	180	79	71	102	19	30	18
	RE (%)	92	84	83	96	60	28	68	72	59	92	88	93
Mayıs, 2018	Giriş	210											
	Çıkış	105	60	110	110	90	120	67	105	120	110	110	130
	RE (%)	50	71	48	48	57	43	68	50	43	48	48	38
Haziran, 2018	Giriş	280											
	Çıkış	120	100	130	190	49	88	76	54	105	92	34	48
	RE (%)	57	64	54	32	83	69	73	81	63	67	88	83

Çizelge 5.7 Biyofiltre ünitesi TOK-UOB konsantrasyonları arasındaki ilişki

Ölçüm Zamanı	TOK (mg C m ⁻³)	ΣC _i (mg C m ⁻³)
Ocak, 2018	173,38	5,96
Nisan, 2018	167,75	2,41
Mayıs, 2018	139,85	2,49
Haziran, 2018	136,13	5,11

Ölçüm sonuçları incelendiğinde TOK konsantrasyon değerleri incelenen toplam 56 UOB türündeki karbon konsantrasyonundan oldukça yüksek çıkmıştır. Bu sonuçlar, kompostlaştırma tesisinden kaynaklanan oldukça farklı karbonlu uçucu organik bileşikler olduğunu ortaya koymuştur. Daha önce yapılan çalışmalar belediye katı atıklarının organik fraksiyonlarının kompostlaştırılmasından kaynaklanan emisyonlarda terpenler [191] ve alkollerin [28] baskın UOB'ler olduğunu ortaya koymuştur. Ayrıca Kompostlaştırma tesislerinde biyofiltreyi besleyen bir akımın ortalama bileşiminin % 1 ile % 6 arasında klorlu organiklerden oluştuğu bildirilmiştir [23]. Bu çalışmada da incelenen 56 UOB türünün 35 tanesini klorlu alifatik ve aromatik hidrokarbonlar oluşturmuştur. Bu nedenle, incelenen UOB'ler toplam mg C m⁻³ cinsinden hesaplanan UOB konsantrasyonunun % 1 ile % 4 arasında olmak üzere düşük bir kısmını temsil etmiştir.

Pagans vd. [26] farklı organik atıkların [kentsel katı atıkların organik fraksiyonu (BKAOF), ham çamur (RS), anaerobik atıksu çamuru (ADS) ve hayvansal yan ürünlerin (AP)] laboratuvar ölçekli (30 L) kompostlaştırılması sırasında üretilen uçucu organik bileşik emisyonunu ve oluşan atık gazların biyofiltrasyonunu incelemiştir. Bu çalışmada karbon kaynağı olarak hekzan kullanılarak UOB konsantrasyonu mgC m⁻³ olarak hesaplanmıştır. Budama atıkları kompostlaştırma prosesinde hacim arttırıcı olarak kullanılmış olup kompost atık gazlarında UOB konsantrasyonları; kentsel katı atıkların organik fraksiyonu için 50-695 (ortalama: 237 mg C m⁻³) mg C m⁻³ (hacimsel olarak budama atığı: atık 5:1 iken)'ten 13 -190 (ortalama: 61,7 mg C m⁻³) mg C m⁻³ (1:1) arasında değişmiştir. Biyofiltre çıkış gazında UOB konsantrasyonu; kentsel katı atıkların organik fraksiyonu için 55-295 (ortalama: 155 mg C m⁻³) mg C m⁻³(5:1)'ten 12-145 (ortalama: 50,7 mg C m⁻³) mg C m⁻³ (1:1) arasında tespit edilmiştir. Bu emisyonlar, budama atığı:atık oranının 5:1 ve 1:1 olduğu organik atıklar için sırasıyla biyofiltreye uygulanan 9,83-2,56 g C m⁻³ h⁻¹ ortalama yükleme oranına karşılık

gelmekte olup ortalama EC değerleri 3,52 ve 0,61 g C m⁻³ h⁻¹ olarak belirlenmiştir. Dolayısıyla, yüksek miktarda bir hacim arttırıcı oranının (doğranmiş budama atıkları), yüksek bir UOB emisyonunu provoke ettiği sonucuna ulaşılmıştır [26].

Tez alışması kapsamında gerçek ölçekli kompost tesisinden kaynaklanan toplam UOB bileşik konsantrasyonu mg C m⁻³ (metan cinsinden) olarak hesaplanmış ve bu sayede açık yataklı biyofiltre ünitesinin performansı belirlenmiştir. Bu kapsamda elde edilen sonuçlar izelge 5.8’de gösterilmiştir.

Çizelge 5.8 Biyofiltre nitesinin TOK arıtma performansı

lm Zamanı	Ortalama UOB Konsantrasyonu (mg C m ⁻³)		OLR (g C m ⁻³ h ⁻¹)	EC (g C m ⁻³ h ⁻¹)	RE (%)
	Biyofiltre Giriş	Biyofiltre ıkış			
Ocak, 2018	173	75	5,38	3,05	57
şubat, 2018	220	58	4,31	3,17	74
Mart, 2018	204	48	2,59	1,98	76
Nisan, 2018	168	40	2,23	1,70	76
Mayıs, 2018	140	69	1,94	0,98	51
Haziran, 2018	136	60	2,74	1,53	56

OLR; giriş organik yük, RE; giderim verimi ve EC; eliminasyon kapasitesi’dir.

Açık yataklı biyofiltre ünitesinde örnekleme zamanlarında giriş atık gazında karbon miktarı cinsinden en yüksek UOB konsantrasyonu şubat ayında (220 mg C m⁻³) ve en düşük ise 136 mg C m⁻³ olarak Haziran ayında ölçülmüştür. Biyofiltre yatağı çıkışında 12 farklı örnekleme noktası için ortalama konsantrasyonlar 40 - 69 mg C m⁻³ arasında değişmiştir. Biyofiltre nitesine beslenen giriş organik yük miktarları 1,94 – 5,38 g C m⁻³ arasında değişmiş olup farklı giriş yükleri için eliminasyon kapasiteleri 0,98 -3,17 g C m⁻³ olarak belirlenmiştir. Bütün rnekleme zamanları için (6 ölçüm) ortalama giriş yükü 3,20 ± 1,35 g C m⁻³ olup buna karşılık eliminasyon kapasitesi 2,17 ± 0,87 g C m⁻³’dir. İncelenen UOB türlerine kıyasla biyofiltre ünitesinin karbon cinsinden toplam UOB giderme verimleri daha yüksek çıkmıştır. Biyofiltre yatağı, toplam C-UOB arıtma performansı % 51 (Mayıs) ile % 76 (Mart ve Nisan) arasında tespit edilmiş olup ortalama % 65 giderim verimine sahiptir. Aylara göre (Ocak, şubat, Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran) boş yatak bekletme süreleri (EBRT) sırasıyla 130, 184, 284, 272, 260 ve 179 s. olup EBRT sresindeki artışla giderim verimleri yükselmiştir. Optimum

EBRT süreleri ise 184-284 saniye arasındadır. Çalışma kapsamında incelenen alifatik ve aromatik UOB türlerinin haricindeki UOB'lerin açık yataklı biyofiltre ünitesinde biyolojik bozunurluklarının optimum EBRT sürelerinde (184-284 saniye) iyi düzeyde olduğu belirlenmiştir. Colon vd. [179] yıllık 14.500 ton kaynağında ayrılmış organik katı atıkların arıtıldığı gerçek bir kompost tesisi üzerinde çalışmıştır. Bu tesiste kompostlaştırma işlemi altı kompost tüneline gerçekleştirilmekte olup fermantasyon işlemi kapalı bir binada havalandırmasız yığın döndürme ile gerçekleştirilmektedir. Tünellerden çıkan atık gazlar iki biyofiltrede (Biyofiltre 1 ve Biyofiltre 2), fermantasyon binasında üretilen gazlar ayrı bir üçüncü biyofiltrede arıtılır. Biyofiltreler başlangıçta kompostlama işleminde hacim arttırıcı madde olarak kullanılan ağaç yongaları ile doldurulmuştur. Biyofiltrelerin sulanması, yüzeydeki musluk suyunun püskürtülmesiyle gerçekleştirilmiş ve biyofiltrelere hiçbir besin çözeltisi eklenmemiştir. Dört yıllık sürekli çalışmanın ardından biyofiltre malzemesi, Aralık 2007'de (Biyofiltre 2) ve Ocak 2008'de (Biyofiltre 1) yeni ağaç yongaları ile değiştirilmiştir. Tez kapsamından çalışılan aerobik aktarmalı yığın kompostlaştırma prosesinde ise 2017 yılı için toplam 123.783 ton evsel katı atığın (EKA) 71.451 ton'u fermantasyon ünitesinde işlem görmüştür. Biyofiltre yatak malzemesi ise Ağustos 2017 yılında değiştirilmiş ve ölçümler bu tarihten sonra yapılmıştır. Biyofiltre yatağına herhangi bir besin çözeltisi ilave edilmemiş ve nemlendirme yapılmamıştır. Bu kapsamda çalışılan benzer gerçek ölçekli biyofiltre ünitelerinin genel özellikleri (Çizelge 5.9) ve giderim verimleri (Çizelge 5.10) özetlenmiştir.

Çizelge 5.9 İncelenen gerçek ölçekli biyofiltrelerin genel özellikleri

Biyofiltre Parametreleri	Biyofiltre 1	Biyofiltre 2	Bu Çalışma
Uzunluk (m)	21,3	10,7	20
Genişlik(m)	7,7	6,9	20
Yükseklik (m)	1	1	2
Yüzey Alanı (m ²)	164	74	400
Hacim (m ³)	164	74	800
Debi (m ³ h ⁻¹)	3950-15800	3950-7900	9216-24883
EBRT (s)	25-98	26-52	116-284

Çizelge 5.10 İncelenen gerçek ölçekli biyofiltrelerin giderim verimleri

Biyofiltreler	Ortalama UOB		OLR (g C m ⁻³ h ⁻¹)	EC (g C m ⁻³ h ⁻¹)	RE (%)	Referans
	Kütle Akımı (g C h ⁻¹)					
	Biyofiltre Giriş	Biyofiltre Çıkış				
Biyofiltre 1	2959	1156	18,0	11,0	42	[179]
Biyofiltre 1*	3690	929	22,8	17,1	74	[179]
Biyofiltre 2	839	198	11,3	8,6	65	[179]
Biyofiltre 2*	2548	547	34,4	27,0	71	[179]
Bu Çalışma	2557	903	3,2	2,1	65	

OLR; giriş organik yük, RE; giderim verimi ve EC; eliminasyon kapasitesi'dir.
*Dolgu malzemesi yenisiyle değiştirilmiştir.

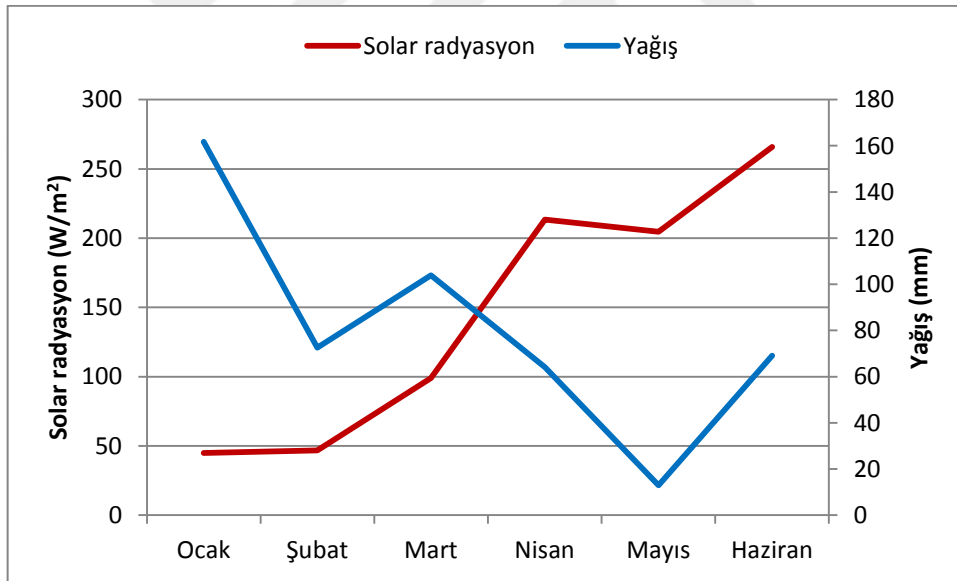
Yapılan çalışmalar incelendiğinde g C m⁻³ h⁻¹ olarak biyofiltre ünitelerine beslenen farklı organik giriş yükleri için farklı eliminasyon kapasiteleri ve giderim verimlerinin elde edildiği görülmektedir. Yukarıdaki çalışmalarda her bir biyofiltre ünitelerinde dolgu malzemesi olarak ağaç parçacıkları kullanılmış ve dolgu malzemesi değiştirildikten sonra giderim verimlerinin arttığı tespit edilmiştir. Dolgu malzemesindeki değişimden sonra giriş organik yük miktarındaki (OLR) artışın ise giderim verimini azalttığı anlaşılmaktadır. Bu nedenle tam ölçekli biyofiltrelerde maksimum eliminasyon kapasitesi ve giderim veriminin elde edilmesinde giriş organik yük miktarının önemli bir faktör olduğu anlaşılmaktadır. Ancak endüstriyel ölçekli kompostlaştırma proseslerinde biyofiltreyi besleyen akımın sürekli kontrol edilmesinde zor bir süreçtir. Tez çalışmasında biyofiltre ünitesinin açık yataklı olmasından dolayı dolgu malzemesinin mevsimsel şartlardan etkilenmesinin yanı sıra homjen ve dayanıklı olmayan (çürümeye elverişli) ağaç parçacıklarının kullanılmasına rağmen toplam organik karbon açısından gideriminin iyi olduğu (ortalama % 65) gözlenmiştir.

Meteorolojik parametreleri ile TOK giderim verimi arasında korelasyon ANOVA analizi ile değerlendirilmiştir. Pearson korelasyon katsayıları Çizelge 5.11'de sunulmuştur.

Çizelge 5.11 TOK giderimi-meteoroloji parametreleri korelasyonu

	TOK giderimi	Solar radyasyon	Nem	Sıcaklık	Yağış
TOK giderimi	1				
Solar radyasyon	-0.32	1			
Nem	0.72	-0.21	1		
Sıcaklık	-0.75	0.86	-0.49	1	
Yağış	0.14	-0.64	0.41	-0.50	1

TOK giderimi ile nem ve sıcaklık arasında kuvvetli korelasyon olduğu tespit edilmiştir. Atmosferde artan nem miktarı ile birlikte TOK gideriminin arttığı tespit edilmiştir. Sıcaklık ile beraber giderim verimi düşmüştür. Bilhassa Nisan ayından sonra biyofiltrenin yüzeyinde kuruma gözlemlenmiştir. Detaylı bir değerlendirmenin yapılabilmesi için aylık olarak solar radyasyon ve yağış değişimini gösteren grafik Şekil 5.11’de gösterilmiştir.



Şekil 5.11 Solar radyasyon-yağış grafiği

Bilhassa Nisan ayından itibaren yağış miktarının düştüğü, solar radyasyon değerinin ise arttığı görülmektedir. Ortalama solar radyasyon için 200 W/m² kritik bir değer olarak görülmektedir.

5.3 Mikrobiyal Tür Sonuçlarının İncelenmesi

Biyofiltre gibi biyolojik proseslerde atık gazlar biyofilm tabakasında hakim olan mikroorganizma popülasyonları tarafından arıtılmaktadır. Bu nedenle laboratuvar, pilot veya tam ölçekli biyofiltre uygulamalarında bakteriyel popülasyonların belirlenmesi önem arz etmektedir. Ancak; atık gazların biyofilm tabakasında yaşayan mikroorganizmalar tarafından uzaklaştırıldığı biyolojik proseslerde yapılan çalışmalar incelendiğinde genellikle laboratuvar [185], [186], [196], [197], [198], [199] ve pilot ölçekli [200] biyofiltre konfigürasyonlarında bakteri/mantar popülasyonları araştırılmıştır. Yapılan bu çalışmaların çoğunda genellikle tek bir kirletici türünün arıtılmasından sorumlu mikrobiyal flora araştırılmıştır. Bu kapsamda atık gaz emisyonlarının arıtılması için kullanılan tam ölçekli biyofiltre ünitelerinde bakteri topluluğu kompozisyonunun araştırıldığı çalışma sayısı azdır [181], [201], [202]. Bu nedenle tez çalışmasında aynı zamanda; UOB karışımlarının arıtıldığı odun parçacıklarıyla doldurulmuş gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde hakim olan bakteri topluluğu belirlenmiştir.

Kirleticilerin biyolojik arıtımı için, uzun süre boyunca mikrobiyal aktivitenin uygun şekilde korunması, önemli bir sorun teşkil ettiğinden dolayı biyoreaktörlerde özel (adapte edilmiş) uyarlanmış mikroorganizmaların aşılama da bazı uygulamalarda yararlı olabilir [203]. Bu kapsamda biyofiltrelerde; aktif çamur süspansiyonu ile aşılama amonyak biyofiltresinde [185], [186], toluen bozundurucu sıvıyla aşılama ile toluen, etilbenzen ve p-ksilen gibi az sayıda atık gazın arıtılmasında [204] veya kompost gazlarının biyofiltrasyonunda zenginleştirilmiş bir mikrobiyal popülasyonla aşılama yaparak [205] adapte olan türler kullanılabilir. Aşılama özellikle de zor bozunan bileşikler için başlangıç periyodunun kısalmasına imkan sağlamaktadır [206]. Tez çalışmasında ise dolgu malzemesine herhangi bir aşılama yapılmadan yeterli bir adaptasyon süresi beklendikten sonra (dolgu malzemesi değiştirildikten 90 gün sonra) bakteriyel popülasyon belirlenmiştir.

Dolgu malzemesinden alınan numunelerde elde edilen saf kültürlerin DNA ekstraksiyonu ve saflaştırma işlemleri 5 farklı numune toplama noktası için gerçekleştirilmiştir (Şekil 4.12). A, B, C, D ve E noktalarında sırasıyla 6, 5, 4, 3 ve 3 olmak üzere toplam 21 adet saf kültür elde edilmiştir. Bu kültürlerden elde edilen DNA, Bölüm 4.4'de tarif edildiği gibi 16S rRNA genlerini çoğaltmak için kullanılmıştır. Tesis

işletmeye alındıktan üç ay sonra 16S rRNA genlerinin güçlü amplifikasyonları gözlenmiştir. 90. Gün sonunda ağaç parçacıkları örneklerinin DNA ekstraktlarında PCR inhibisyonunun olmadığı veya çok küçük olduğu izlenimine varılmıştır. Çalışma kapsamında PCR ürünlerinden agaroz jel elektroforezi ile yaklaşık 1300 bp’de görüntü elde edilmiştir (Şekil 4.15). Bu şekilde NCBI’da elde edilen sekans verileri Çizelge 5.12’de gösterilmiştir.

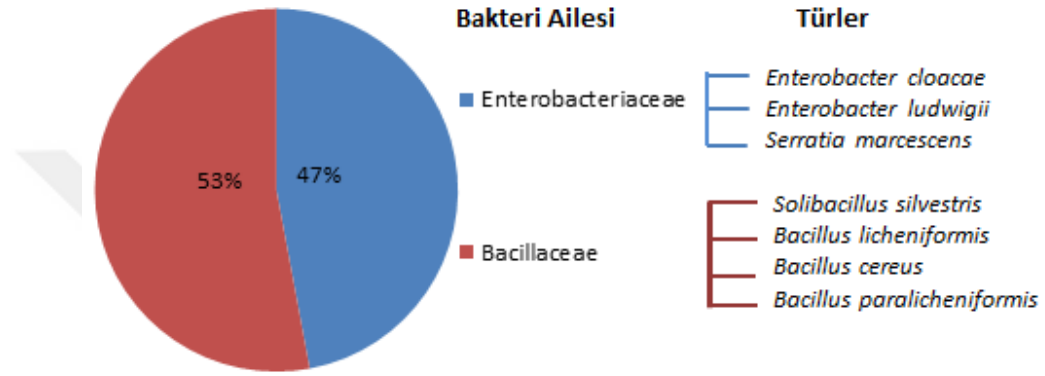
Çizelge 5.12 Bakteriyel 16S rRNA genlerinden agaroz jel bantları için NCBI’da elde edilen en yakın ilişkili sekanslar

Örnek Bandı	Bakteri Türleri	Accession Numarası	Referans türler ve Accession Numarası ^(X)	Benzerlik (%)
A1	<i>Enterobacter cloacae</i>	MH400169	<i>Enterobacter cloacae</i> - KY524292.1	99
A2	-	-	-	-
A3	<i>Enterobacter cloacae</i>	MH400170	<i>Enterobacter cloacae</i> - HM162426.1	98
A4	<i>Solibacillus silvestris</i>	MH400171	<i>Solibacillus silvestris</i> - KX768291.1	84
A5	<i>Enterobacter ludwigii</i>	MH400172	<i>Enterobacter ludwigii</i> - FR820478.2	97
A6	<i>Bacillus paralicheniformis</i>	MH400173	<i>Bacillus paralicheniformis</i> - MG651522.1	99
			<i>Bacillus sp.</i> - MF765301.1	99
			<i>Bacillus licheniformis</i> - KP245791.1	99
			<i>Bacillus licheniformis</i> - HE801969.1	99
			<i>Bacillus licheniformis</i> - JN166722.1	99
B1	-	-	-	-
B2	-	-	-	-
B3	<i>Bacillus sp.</i>	MH400174	<i>Bacillus sp.</i> - KX507087.1	99
B4	<i>Bacillus licheniformis</i>	MH400175	<i>Bacillus licheniformis</i> - CP026673.1	98
			<i>Bacillus sp.</i> - CP022874.1	98
			<i>Bacillus licheniformis</i> - CP022477.1	98
			<i>Bacillus licheniformis</i> - CP021677.1	98
B5	<i>Serratia marcescens</i>	MH400176	<i>Serratia marcescens</i> - KX343948.1	99
C1	<i>Bacillus cereus</i>	MH400177	<i>Bacillus cereus</i> - KT153601.1	99
C2	<i>Bacillus sp.</i>	MH400178	<i>Bacillus sp.</i> - KM596515.1	98
			<i>Bacillus sp.</i> - HM567093.1	98
C3	<i>Serratia marcescens</i>	MH400179	<i>Serratia sp.</i> - KY780228.1	99
			<i>Serratia marcescens</i> - JX103454.1	99
			<i>Serratia marcescens</i> - JX103452.1	99
C4	<i>Bacillus cereus</i>	MH400180	<i>Bacillus cereus</i> - KT153601.1	99
D1	<i>Bacillus cereus</i>	MH400181	<i>Bacillus cereus</i> - KT153601.1	99
D2	<i>Enterobacter cloacae</i>	MH400182	<i>Enterobacter cloacae</i> - KY524292.1	97
			<i>Enterobacter cloacae</i> - HM162426.1	97
D3	<i>Serratia sp.</i>	MH400183	<i>Serratia sp.</i> - KY780228.1	99
			<i>Serratia marcescens</i> - JX103452.1	99
E1	<i>Enterobacter cloacae</i>	MH400184	<i>Enterobacter cloacae</i> - KY524292.1	99
E2	-	-	-	-
E3	<i>Bacillus sp.</i>	MH400185	<i>Bacillus sp.</i> - KJ948672.1	99

^(X): Türler NCBI Max Scor'a göre belirlenmiştir.

- : Tanımlanamayan türler.

A2, B1, B2 ve E2 örneklerinde düşük kalitede sekans dizileri (600-800 bp) elde edildiği için tür tespiti yapılamamasına rağmen diğer 17 örnek için yaklaşık % 97 ile 99 oranında benzerlikte tür tespiti yapılmıştır. Sadece A4 numaralı örnek (*Solibacillus silvestris*) için % 84 benzerlikte bir ilişki tespit edilmiştir. Çalışma kapsamında biyofiltre dolgu malzemesinde (ağaç parçacıkları) belirlenen türler içerisinde *Bacillaceae* ve *Enterobacteriaceae* bakteri ailesinin (family) sırasıyla % 53 ve % 47 hakim olduğu sonucuna varılmıştır (Şekil 5.12).



Şekil 5.12 Biyofiltre dolgu malzemesinde bakteri popülasyonunun dağılımı (%)

Bacillus, gram-pozitif bakterilerin bir cinsidir ve Firmucutes bakteri filum'unun bir üyesidir. *Bacillus* türleri, zorunlu aeroblar (oksijene bağlı) veya fakültatif anaeroblar (aerobik veya anaerobik olma kabiliyetine sahip olma) olabilir. *Bacillus* türleri, geniş yelpazedeki fizyolojik özelliklerinden dolayı birçok tıbbi, tarımsal ve endüstriyel süreçte kullanılmaktadır [207]. *Solibacillus*, gram pozitif, çubuk şekilli, spor oluşturan bakterilerin bir cinsidir. *Enterobacter*, *Enterobacteriaceae* familyasının gram-negatif, fakültatif anaerobik, çubuk şekilli, spor oluşturmayan yaygın bir bakteri cinsidir. *Enterobacter* üyelerinin biyofilm oluşturma yeteneğine sahip olduklarına dair birçok rapor bulunmaktadır [208]. Ayrıca biyofilmler, mantar, bakteri, maya, sileli protozoa, amip, nematod ve yosun karışımı içermekte olup bakteriler ve mantarlar biyofiltrelerde iki dominant mikroorganizma grubunu oluşturmaktadır [61]. Çalışma kapsamında biyofiltre ünitesinde belirlenen bakteri türlerinin ait olduğu alem, filum, sınıf, takım, aile ve cins Çizelge 5.13'de gösterilmiştir.

Çizelge 5.13 Dolgu malzemesinde tanımlanan bakteri türlerinin sınıflandırması

	<i>E. ludwigii/E. cloacae/ Serratia marcescens</i>	<i>B. licheniformis/B. Cereus/ B.Licheniformis/ Solibacillus. silvertis</i>
Alem	<i>Bacteria</i>	<i>Bacteria</i>
Filum	<i>Proteobacteria</i>	<i>Firmicutes</i>
Sınıf	<i>Gamma proteobacteria</i>	<i>Bacilli</i>
Takım	<i>Enterobacteriales</i>	<i>Bacillales</i>
Aile	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Bacillaceae</i>
Cins	<i>Enterobacter</i>	<i>Bacillus/Solibacillus</i>

Biyofiltrelerde dolgu malzemesi tabakasının zamanla sıkışması ve olumsuz şartlara (yetersiz besi maddesi, nem, sıcaklık, çok değişken pH vb.) bağlı olarak meydana gelebilecek mikroorganizma ölümleri sonucunda anaerobik bölgeler oluşabilmektedir. Bu nedenle, biyofiltrelerde oksijen seviyesinin kısıtlayıcı olduğu şartlara adapte olabilen ve yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilen bakteri türlerinin hakim olması kirletici giderimi açısından önemli bir faktördür. Bu çalışmada; gerçek ölçekli biyofiltre ünitesinde *Enterobacteriaceae* familyasından *Enterobacter cloacae*, *Enterobacter ludwigii* ve *Serratia marcescens* ve *Bacillus* familyasından *Solibacillus silvestris*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus cereus* ve *Bacillus paralicheniformis* bakteri türlerinin çeşitli UOB türlerinin (aromatik ve alifatik hidrokarbonlar) arıtımında rol aldığı gözlenmiştir.

Chung vd. [209], dimetil sülfür giderme deneyleri sırasında atık su çamuru ile aşılınmış granüler aktif karbon ve turba (1: 2) biyofiltresinde, *Proteobacteria*, *Firmicutes* ve *Actinobacteria* filumlarına ait mikroorganizmaların egemen olduğunu göstermiştir. Bunların yanı sıra *Acinetobacter calcoaceticus*, *Pseudomonas putida* (γ -*Proteobacteria*); *Desulfobacca acetoxidans*, *Desulfatirhabdium butyrativorans* (δ -*Proteobacteria*); *Hyphomicrobium facile* (α -*Proteobacteria*); *Pseudomonas acidovorans* (β -*Proteobacteria*); *Staphylococcus aureus*, *Clostridium thiosulfatireducens*, *Bacillus cereus* (*Firmicutes*); *Cellulosimicrobium cellulans* ve *Terrabacter terrae* (*Actinobacteria*) türleri tespit edilmiştir. Ayrıca, mikroorganizma popülasyonlarının nispi bolluğunun, kirletici gazların konsantrasyonunun değişmesine bağlı olarak değişebildiğini ve artan dimetil sülfür konsantrasyonlarının mikroorganizmaların çeşitliliğini azalttığını göstermiştir [209]. Bu çalışmada da incelenen klorlu alifartik hidrokarbonlar, bromlu alifatik hidrokarbonlar, hem klorlu hem de bromlu alifatik hidrokarbonlar ve aromatik hidrokarbonlar gibi UOB emisyonlarının beslendiği

biyofiltre ünitesinde sadece *Proteobacteria* ve *Firmicutes* olmak üzere 2 bakteri filumu baskın olarak belirlenmiştir.

Biyofiltreler; propanal, methyl isobutyl ketone, toluene and hexanol gibi UOB karışımlarının azaltma kapasitesi açısından değerlendirildiğinde bakteriyel biyofiltrasyonun mantarlara göre yüksek eliminasyon kapasitesi (EC) ve mineralizasyon oranlarını desteklediği [48] ve toluen gibi tek tür kirletici için ise mantar/bakteri kombinasyonunun daha yüksek giderim verimine sahip olduğu belirlenmiştir [199]. Prenafeta-Boldú vd. [204] toluen, etilbenzen ve p-külen ile kirlenmiş havanın toluen bozundurucu sıvı zenginleştirme kültürü ile aşılınmış olan laboratuvar ölçekli biyofiltrede baskın olan mantar türünün *Ribotypes* olduğunu belirtmişlerdir. Zhai vd. [199] toluen gazının arıtıldığı bakteriyel, mantar/bakteriyel (NH₄⁺) ve mantar/bakteriyel (NO₃⁻) biyofiltrede karalı durumda sırasıyla *Proteobacteria* (47.96%), *Actinobacteria* (31.16%) and *Firmicutes* (79.81%) bakteri filum çoğunlukta olduğunu belirtmişlerdir. Bu üç biyofiltre ünitesinde benzer şekilde sırasıyla *Thauera* (18.10%), *Alicyclobacillus* (10.67%) ve *Alicyclobacillus* bakteri cinslerinin baskın olduğu bildirilmiştir. Benzer şekilde Cheng vd. [198] toluenin arıtıldığı laboratuvar ölçekli mantar/bakteriyel, mantar ve bakteriyel biyofiltrelerde sırasıyla en çok bulunan bakteri türlerinin *Burkholderiales* (27.64%), *Lactococcus* (22.5%), ve *Burkholderiales* (41%) olduğu belirlenmiştir. Bunu sırasıyla *Lactococcus* (% 8.33), *Clostridium* (% 15.73) ve *Pandora* (% 7.73) izlemiştir. Yasuda vd. [202] çiftlik hayvanı gübre kompostlaştırılmasından kaynaklanan kötü kokuların arıtıldığı tam ölçekli taşıyıcı biyofiltresinde amonyak oksitleyici bakteri topluluğunun esas olarak *Nitrosomonas europaea lineage* ve *Nitrosospira cluster 3*'e ait olduğunu tespit etmişlerdir. Benzer şekilde Tsang vd. [210] amonyak biyofiltrasyonu ile ilgili yaptıkları çalışmada tipik olarak amonyak oksitleyici *Nitrosomonas europaea* bakteri türünü bulmuşlardır. Friedrich vd. [182] hayvansal ürünlerin işlendiği tesiste atık gaz arıtımı için kullanılan endüstriyel bir biyofiltrenin bakteri çeşitliliğini araştırdıkları çalışmada 16S rDNA sekanslarının % 90.5'ini *Proteobacteria* ve *Bacteroidetes* filum ile ilişkilendirmişlerdir. *Alfa*, *Beta* ve *Gamma proteobacteria* sırasıyla % 22.1, 17.6 ve 18.6 hesaplanmıştır. Küçük kısımlar *Actinobacteria* (% 2.0), *Firmicutes* ve *Verrucomicrobia* (her ikisi de % 1.0) ve *Deltaproteobacteria* ve *Thermomicrobia* (her biri % 0.5) ile ilişkilendirilmiştir.

Kompostlaştırma proseslerinde genellikle bakteri ve mantar toplulukları aktif olarak faaliyet göstermektedir. Kompostlaştırma işleminin başlangıcında *Lactobacillus spp.* ve

Acetobacter spp. gibi mezofilik organik asit üreten bakteriyel grupların, daha sonraki termofilik aşamada ise *Bacillus spp.* ve *Actinobacteria* baskın hale geldiği bildirilmiştir [211]. Yapılan bu çalışmada; kompostlaştırma prosesinde ve atık gaz bileşiklerinin arıtılmasında aktif rol alan bakteri türlerine benzer şekilde kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan UOB'lerin arttığı biyofiltre ünitesinde de *Firmucutes* ve *Proteobacteria* bakteri filumlarının hakim olduğunu ortaya koymuştur. Bu *Firmucutes* bakteri filum'da sırasıyla *Bacillus cereus* (22%), *Bacillus licheniformis* (14%), *Bacillus paralicheniformis* (7%), *Solibacillus silvestris* (7%) ve *Proteobacteria* filum'da ise *Enterobacter cloacae* (29%), *Serratia marcescens* (14%) ve *Enterobacter ludwigii* (7%) baskın olduğu belirlenmiştir. Bu sonuçlar; ağaç parçacıklarıyla doldurulmuş biyofiltre ünitesinde hakim olan bakteri türlerinin çok çeşitli UOB'leri enerji ve karbon kaynağı olarak kullanabilme yeteneğine sahip olduklarını ve böylece atık gaz giderim verimi üzerinde etkili olduklarını ortaya koymuştur. Ayrıca belirlenen türlerin fakültatif anaerobik olmaları, biyofiltre yatağında oluşabilecek anaerobik bölgelere rağmen yaşamsal aktivitelerini devam ettirerek benzer biyolojik proseslerde arıtmadan sorumlu başlıca bakteri topluluğunu temsil edebileceklerini göstermiştir.

SONUÇ ve ÖNERİLER

Yapılan çalışmalar neticesinde, kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan bazı UOB emisyonlarının konsantrasyonları ve bu bileşiklerin açık yataklı biyofiltre ünitesinde giderim verimleri hakkında bilgi sahibi olunmuştur. Aynı zamanda TOK cinsinden yapılan atık gaz ölçümleriyle de biyofiltre yatağının performansı ortaya konmuş ve UOB-TOK arasında ilişki belirlenmiştir. Ayrıca biyofiltre ünitesinde dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıklarında biyolojik bozunmada rol alan mikrobiyal popülasyonlar belirlenmiştir.

İncelenen UOB türleri için Kasım, Ocak Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında biyofiltre ünitesine beslenen ortalama giriş konsantrasyonları sırasıyla 57,9; 11,51; 4,54; 5,09 ve 10,26 mg m⁻³ olarak belirlenmiştir. Biyofiltre ünitesinde bu giriş konsantrasyonları için giderim verimi ise sırasıyla % 45, % 62, % 32, % 32 ve % 40 olarak tespit edilmiştir. Biyofiltre yatağı boyunca farklı noktalarda değişken giderim verimleri gözlenmiş ve dolgu malzemesi kullanım süresinin artmasıyla (240 günden sonra) giderim veriminin azaldığı görülmüştür. Bu durumun görülmesinde, biyofiltre ünitesinin açık yataklı olmasından dolayı yağış, sıcaklık gibi mevsimsel şartlardan etkilenmesi önemli bir etkidir. Ayrıca kullanılan dolgu malzemesinin homojen ve çok dayanıklı olmaması zamanla biyofiltre yatağının çökmesi ve dolgu malzemesinde bozulmalarla sonuçlanmıştır. Meydana gelen bu mevcut durum da açık yataklı biyofiltre ünitesinin atık gaz arıtma potansiyelini düşürmüştür.

Farklı örnekleme zamanlarında biyofiltre girişi ve çıkışında TOK cinsinden yapılan ölçümler incelendiğinde biyofiltre yatağı boyunca TOK sonuçlarının değişkenlik gösterdiği saptanmıştır. Ocak, Şubat, Mart, Nisan, Mayıs ve Haziran aylarında biyofiltre ünitesine beslenen TOK cinsinden giriş konsantrasyonları sırasıyla 173, 220, 204, 168,

140 ve 136 mg C m⁻³ belirlenmiştir. Aylara göre biyofiltre yatağında 12 farklı noktada TOK cinsinden giderim verimleri % 32 ile % 97 arasında değişmiştir. Belirtilen aylar için ortalama giderim verimleri ise sırasıyla % 57, % 74, % 76, %76, % 51 ve % 56 olarak belirlenmiştir. Dolgu malzemesi değiştirildikten sonra (150, 180, 210 ve 240. günler) ortalama giderim verimi iyi düzeyde iken (% 71) 270 ve 300. günler için ise düştüğü (ortalama % 54) gözlenmiştir. Aynı dönemlerde (Ocak, Nisan, Mayıs ve Haziran) yapılan TOK - UOB ölçümleri, incelenen UOB'lerin toplam mg C m⁻³ cinsinden hesaplanan UOB konsantrasyonunun % 1 ile % 4'lük bir kısmını temsil etmiştir. Bu sonuçlar, tez çalışmasında araştırılan aromatik ve alifatik hidrokarbonlar dışında kompostlaştırma prosesinden kaynaklanan çok farklı C- UOB'ler olduğunu ortaya koymuştur.

Bakteriyel popülasyonun belirlenmesi için yapılan çalışmalar neticesinde dolgu malzemesi olarak kullanılan ağaç parçacıklarına bağlı biyofilm tabakasında başlıca *Bacillaceae* ve *Enterobacteriaceae* familasına ait bakteri türlerinin olduğu gözlemlenmiştir. Bu *Bacillaceae* bakteri familasında sırasıyla *Bacillus cereus* (22%), *Bacillus licheniformis* (14%), *Bacillus paralicheniformis* (7%), *Solibacillus silvestris* (7%) ve *Enterobacteriaceae* familasında ise *Enterobacter cloacae* (29%), *Serratia marcescens* (14%) ve *Enterobacter ludwigii* (7%) baskın olduğu belirlenmiştir. Çalışma kapsamında belirlenen bu türlerin kompost tesisinden kaynaklanan farklı UOB'lerin arıtılmasında aktif rol aldığı belirlenmiştir.

Çalışma kapsamında elde edilen sonuçlar, biyofiltre prosesinde kullanılan dolgu malzemesi seçiminde homojen ve dayanıklı ağaç parçacıklarının veya inorganik içerikli malzemelerin tercih edilmesinin dolgu malzemesi ömrünün uzamasına ve biyofiltre ünitesinin giderim veriminin iyileştirilmesine katkı yapabileceğini göstermiştir. Özellikle sıcak ve kurak geçen dönemlerde, optimum nem muhtevasının korunarak atık gaz bileşiklerinin biyolojik bozunurluğunun azalmaması için yatağın üzerinden püskürtme ile sulama yapılması önerilmektedir. Tesiste debi ölçümü yapılmamaktadır. Bu konuyla ilgili kontrol ünitesi gereklidir. Bunun yanı sıra oluşan atık gazlarla ilgili ölçüm sistemi bulunmamaktadır. Sistem performansının takibi açısından yeni gelişen teknolojiler kullanılarak biyofiltre yatağı farklı çıkış noktalarından ölçüm yapılması uygun olacaktır. Koku düzeyinin belirlenmesi açısından olfaktometrik çalışması yapılması gerekmektedir.

Ayrıca bu çalışmanın sonuçları, organik içerikli dolgu malzemesiyle kaplı benzer biyofiltre proseslerinde mikrobiyal toplulukların çeşitliliğinin anlaşılmasına katkı sunacaktır. Bununla birlikte; çalışmada belirlenen bakteri türlerinin özellikle inorganik dolgu malzemesine sahip biyofiltre proseslerinde (gerçek ölçekli, tam ölçekli, laboratuvar ve/veya pilot ölçekli) farklı çevresel ortamlardan alınan örneklerle veya sıvı kültürle aşılama ile aklimasyon periyodunun azalmasına ve atık gaz giderim veriminin iyileştirilmesine imkan tanıyacaktır.



KAYNAKLAR

- [1] Mudliar, S. Giri, B. Padoley, K. Satpute, D. Dixit, R. Bhatt, P. Pandey, R. Juwarkar, A. ve Vaidya, A., (2010). "Bioreactors for treatment of VOCs and odours—a review", *Journal of environmental management*, 91: 1039-1054.
- [2] Kennes, C. Rene, E.R. ve Veiga, M.C., (2009). "Bioprocesses for air pollution control", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 84: 1419-1436.
- [3] Delhoménie, M.-C. ve Heitz, M., (2005). "Biofiltration of air: a review", *Critical reviews in biotechnology*, 25: 53-72.
- [4] Shareefdeen, Z. Herner, B. ve Singh, A., (2005). *Biotechnology for air pollution control—an overview*, ed.: Springer, Verlag Berlin Heidelberg, 3-15.
- [5] Cox, H.H. Nguyen, T.T. ve Deshusses, M.A., (1999). "Predation of bacteria by the protozoa *Tetrahymena pyriformis* in toluene-degrading cultures", *Biotechnology letters*, 21: 235-239.
- [6] Burgess, J.E. Parsons, S.A. ve Stuetz, R.M., (2001). "Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review", *Biotechnology advances*, 19: 35-63.
- [7] Ritchie, B.J. ve Hill, G.A., (1995). "Biodegradation of phenol-polluted air using an external loop airlift bioreactor", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 62: 339-344.
- [8] Shim, J.S. Jung, J.T. Sofer, S. ve Lakhwala, F., (1995). "Oxidation of ethanol vapors in a spiral bioreactor", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 64: 49-54.
- [9] Reij, M.W. de Bont, J.A. Hartmans, S. ve de Gooijer, K.D., (1995). "Membrane bioreactor with a porous hydrophobic membrane as a gas–liquid contactor for waste gas treatment", *Biotechnology and bioengineering*, 45: 107-115.
- [10] Parvatiyar, M.G. Govind, R. ve Bishop, D.F., (1996). "Treatment of trichloroethylene (TCE) in a membrane biofilter", *Biotechnology and bioengineering*, 50: 57-64.
- [11] Parvatiyar, M.G. Govind, R. ve Bishop, D.F., (1996). "Biodegradation of toluene in a membrane biofilter", *Journal of membrane science*, 119: 17-24.

- [12] Ergas, S.J. Shumway, L. Fitch, M.W. ve Neemann, J.J., (1999). "Membrane process for biological treatment of contaminated gas streams", *Biotechnology and bioengineering*, 63: 431-441.
- [13] Bowker, R., (2000). "Biological odour control by diffusion into activated sludge basins", *Water Science and Technology*, 41: 127.
- [14] Oppelt, M.K. Tischler, L. Levine, L. ve Kowalik, J., (1999). "Clearing the air", *Water environment & technology*, 11: 43-47.
- [15] Kennes, C. ve Thalasso, F., (1998). "Waste gas biotreatment technology", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 72: 303-319.
- [16] Vincent, A. ve Hobson, J., (1998). "CIWEM monographs on best practice no. 2", *Chartered Institution of Water and Environmental Management*, London, UK: 31.
- [17] Hong, J. ve Park, K., (2004). "Wood chip biofilter performance of ammonia gas from composting manure", *Compost science & utilization*, 12: 25-30.
- [18] Nicolai, R. ve Janni, K., (2001). "Biofilter media mixture ratio of wood chips and compost treating swine odors", *Water Science and Technology*, 44: 261-267.
- [19] Perry, R.H. Green, D.W. ve Maloney, J.O., (1997). *Perry's chemical engineers handbook: 7th Edition McGraw-Hill*, New York.
- [20] Wani, A.H. Branion, R.M. ve Lau, A.K., (1997). "Biofiltration: A promising and cost-effective control technology for Odors, VOCs and air toxics", *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 32: 2027-2055.
- [21] Leson, G. ve Winer, A.M., (1991). "Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41: 1045-1054.
- [22] Hodge, D.S. ve Devinsky, J.S., (1995). "Modeling removal of air contaminants by biofiltration", *Journal of Environmental Engineering*, 121: 21-32.
- [23] Sironi, S. ve Botta, D., (2001). "Biofilter efficiency in odor abatement at composting plants", *Compost science & utilization*, 9: 149-155.
- [24] Pierucci, P. Porazzi, E. Martinez, M.P. Adani, F. Carati, C. Rubino, F.M. Colombi, A. Calcaterra, E. ve Benfenati, E., (2005). "Volatile organic compounds produced during the aerobic biological processing of municipal solid waste in a pilot plant", *Chemosphere*, 59: 423-430.
- [25] Pagans, E. Barrena, R. Font, X. ve Sánchez, A., (2006). "Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature", *Chemosphere*, 62: 1534-1542.
- [26] Pagans, E. Font, X. ve Sánchez, A., (2006). "Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes: abatement by biofiltration", *Journal of hazardous materials*, 131: 179-186.
- [27] Cadena, E. Colón, J. Sánchez, A. Font, X. ve Artola, A., (2009). "A methodology to determine gaseous emissions in a composting plant", *Waste Management*, 29: 2799-2807.

- [28] Kumar, A. Alaimo, C.P. Horowitz, R. Mitloehner, F.M. Kleeman, M.J. ve Green, P.G., (2011). "Volatile organic compound emissions from green waste composting: Characterization and ozone formation", *Atmospheric environment*, 45: 1841-1848.
- [29] Gutiérrez, M. Martín, M. Serrano, A. ve Chica, A., (2015). "Monitoring of pile composting process of OFMSW at full scale and evaluation of odour emission impact", *Journal of environmental management*, 151: 531-539.
- [30] Nicolai, R. ve Lefers, R., (2006). "Biofilters used to reduce emissions from livestock housing—A literature review", *Workshop on Agricultural Air Quality*, 5-8 June, 2006, Washington.
- [31] Deviny, J.S., Deshusses, M.A., Webster, T.S. , (1999). *Biofiltration for Air Pollution Control*, Lewis Publishers: New York.
- [32] Barbusinski, K. Kalembe, K. Kasperczyk, D. Urbaniec, K. ve Kozik, V., (2017). "Biological methods for odor treatment—A review", *Journal of Cleaner Production*, 152: 223-241.
- [33] El-Naas, M.H. Acio, J.A. ve El Telib, A.E., (2014). "Aerobic biodegradation of BTEX: progresses and prospects", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2: 1104-1122.
- [34] Alfonsín, C. Hernández, J. Omil, F. Prado, Ó.J. Gabriel, D. Feijoo, G. ve Moreira, M.T., (2013). "Environmental assessment of different biofilters for the treatment of gaseous streams", *Journal of environmental management*, 129: 463-470.
- [35] Kraakman, N. Estrada, J. Lebrero, R. Cesca, J. ve Muñoz, R., (2014). "Evaluating odour control technologies using reliability and sustainability criteria—a case study for water treatment plants", *Water Science and Technology*, 69: 1426-1433.
- [36] Bindra, N. Dubey, B. ve Dutta, A., (2015). "Technological and life cycle assessment of organics processing odour control technologies", *Science of the Total Environment*, 527: 401-412.
- [37] Liu, Q. Li, M. Chen, R. Li, Z. Qian, G. An, T. Fu, J. ve Sheng, G., (2009). "Biofiltration treatment of odors from municipal solid waste treatment plants", *Waste Management*, 29: 2051-2058.
- [38] Hu, Q.-y. ve Wang, C., (2015). "Interaction of gaseous aromatic and aliphatic compounds in thermophilic biofilters", *Journal of hazardous materials*, 300: 210-217.
- [39] Mohammad, B.T. Rene, E.R. Veiga, M.C. ve Kennes, C., (2017). "Performance of a thermophilic gas-phase biofilter treating high BTEX loads under steady-and transient-state operation", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119: 289-298.
- [40] USEPA-456/R-03-003, (2003). *Using bioreactors to control air pollution*, CATC, USEPA, North Carolina.
- [41] Wang, C. Xi, J.Y. ve Hu, H.Y., (2009). "Effects of nitrogen source, empty bed residence time and inlet concentration on biofilter removal of chlorobenzene", *Engineering in Life Sciences*, 9: 109-115.

- [42] Swanson, W.J. ve Loehr, R.C., (1997). "Biofiltration: fundamentals, design and operations principles, and applications", *Journal of Environmental Engineering*, 123: 538-546.
- [43] Hudock, D.M., (2007). Biofiltration as a viable alternative for air pollution control at department of defense surface coating facilities, Doctoral Thesis, Air Force Institute of Technology, Ohio.
- [44] Chang, M.K. Voice, T.C. ve Criddle, C.S., (1993). "Kinetics of competitive inhibition and cometabolism in the biodegradation of benzene, toluene, and p-xylene by two *Pseudomonas* isolates", *Biotechnology and bioengineering*, 41: 1057-1065.
- [45] Baltzis, B.C. Wojdyla, S.M. ve Zarook, S.M., (1997). "Modeling biofiltration of VOC mixtures under steady-state conditions", *Journal of Environmental Engineering*, 123: 599-605.
- [46] Morgan-Sagastume, F. Sleep, B.E. ve Allen, D.G., (2001). "Effects of biomass growth on gas pressure drop in biofilters", *Journal of Environmental Engineering*, 127: 388-396.
- [47] Corsi, R. ve Seed, L., (1995). "Biofiltration of BTEX: effects of media, multiple substrates, and dynamic mass loadings".
- [48] Estrada, J.M. Hernández, S. Muñoz, R. ve Revah, S., (2013). "A comparative study of fungal and bacterial biofiltration treating a VOC mixture", *Journal of hazardous materials*, 250: 190-197.
- [49] Mohseni, M., Allen, D.G. ve Nichols, K., (1998). "Biofiltration of alpha-pinene and its application to the treatment of pulp and paper air emissions", *Tappi journal, USA*.
- [50] Rene, E.R. Mohammad, B.T. Veiga, M.C. ve Kennes, C., (2012). "Biodegradation of BTEX in a fungal biofilter: influence of operational parameters, effect of shock-loads and substrate stratification", *Bioresource Technology*, 116: 204-213.
- [51] Delhoménie, M.-C. Bibeau, L. Bredin, N. Roy, S. Broussau, S. Brzezinski, R. Kugelmass, J.L. ve Heitz, M., (2002). "Biofiltration of air contaminated with toluene on a compost-based bed", *Advances in Environmental Research*, 6: 239-254.
- [52] Serial, G.A. Smith, F.L. Suidan, M.T. Biswas, P. ve Brenner, R.C., (1995). "Evaluation of trickle bed biofilter media for toluene removal", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45: 801-810.
- [53] Aizpuru, A. Malhautier, L. Roux, J.-C. ve Fanlo, J.-L., (2001). "Biofiltration of a mixture of volatile organic emissions", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51: 1662-1670.
- [54] Schlegelmilch, M. Streese, J. Biedermann, W. Herold, T. ve Stegmann, R., (2005). "Odour control at biowaste composting facilities", *Waste Management*, 25: 917-927.
- [55] Lebrero, R. Estrada, J.M. Muñoz, R. ve Quijano, G., (2014). "Deterioration of organic packing materials commonly used in air biofiltration: effect of VOC-packing interactions", *Journal of environmental management*, 137: 93-100.

- [56] Zhang, Y. Liss, S.N. ve Allen, D.G., (2006). "The effects of methanol on the biofiltration of dimethyl sulfide in inorganic biofilters", *Biotechnology and bioengineering*, 95: 734-743.
- [57] Singh, R. Rai, B. ve Upadhyay, S., (2010). "Removal of toluene vapour from air stream using a biofilter packed with polyurethane foam", *Process Safety and Environmental Protection*, 88: 366-371.
- [58] García-Peña, I. Ortiz, I. Hernandez, S. ve Revah, S., (2008). "Biofiltration of BTEX by the fungus *Paecilomyces variotii*", *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62: 442-447.
- [59] Mathur, A.K. Majumder, C. ve Chatterjee, S., (2007). "Combined removal of BTEX in air stream by using mixture of sugar cane bagasse, compost and GAC as biofilter media", *Journal of hazardous materials*, 148: 64-74.
- [60] Medinat, V.F. Webster, T. Ramaratnam, M. ve Devinny, J.S., (1995). "Treatment of gasoline residuals by granular activated carbon based biological filtration", *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 30: 407-422.
- [61] Frederickson, J. Boardman, C. Gladding, T. Simpson, A. Howell, G. ve Sgouridis, F., (2013). *Evidence: Biofilter performance and operation as related to commercial composting*, Horizon House, Bristol.
- [62] Chen, L. ve Hoff, S.J., (2009). "Mitigating odors from agricultural facilities: a review of literature concerning biofilters", *Applied Engineering in Agriculture*, 25: 751-766.
- [63] Rene, E.R. Veiga, M.C. ve Kennes, C., (2009). "Performance of a biofilter for the removal of high concentrations of styrene under steady and non-steady state conditions", *Journal of hazardous materials*, 168: 282-290.
- [64] Delhoménie, M.C., Bibeau, L., Gendron J., Brzezinski, R. ve Heitz, M., (2001). "Air treatment by biofiltration: influence of nitrogen concentration on operational parameters", *Industrial Engineering Chemistry Research*, 40: 5405-5414.
- [65] Delhoménie, M.C. Bibeau, L. Roy, S. Brzezinski, R. ve Heitz, M., (2001). "Influence of nitrogen on the degradation of toluene in a compost-based biofilter", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 76: 997-1006.
- [66] Mohseni, M. ve Allen, D.G., (2000). "Biofiltration of mixtures of hydrophilic and hydrophobic volatile organic compounds", *Chemical engineering science*, 55: 1545-1558.
- [67] Rozich, A., (1995). "Tackle airborne organic vapors with biofiltration", *Environmental Engineering World*, 1.
- [68] Williams, T.O. ve Miller, F., (1992). "Biofilters and facility operations", *BioCycle (USA)*.
- [69] Marsh, R., (1994). "Biofiltration for emission abatement", *European coatings journal*, 7: 528-536.
- [70] Prokop, W.H. ve Bohn, H.L., (1985). "Soil bed system for control of rendering plant odors", *Journal of the Air Pollution Control Association*, 35: 1332-1338.

- [71] You, Y. Shim, J. Cho, C.H. Ryu, M.H. Shea, P.J. Kamala-Kannan, S. Chae, J.C. ve Oh, B.T., (2013). "Biodegradation of BTEX mixture by *Pseudomonas putida* YNS 1 isolated from oil-contaminated soil", *Journal of Basic Microbiology*, 53: 469-475.
- [72] Vergara-Fernández, A. Molina, L.L. Pulido, N.A. ve Aroca, G., (2007). "Effects of gas flow rate, inlet concentration and temperature on the biofiltration of toluene vapors", *Journal of environmental management*, 84: 115-122.
- [73] Deeb, R.A. ve Alvarez-Cohen, L., (1999). "Temperature effects and substrate interactions during the aerobic biotransformation of BTEX mixtures by toluene-enriched consortia and *Rhodococcus rhodochrous*", *Biotechnology and bioengineering*, 62: 526-536.
- [74] Alagappan, G. ve Cowan, R.M., (2004). "Effect of temperature and dissolved oxygen on the growth kinetics of *Pseudomonas putida* F1 growing on benzene and toluene", *Chemosphere*, 54: 1255-1265.
- [75] Mohammad, B.T. Veiga, M.C. ve Kennes, C., (2007). "Mesophilic and thermophilic biotreatment of BTEX-polluted air in reactors", *Biotechnology and bioengineering*, 97: 1423-1438.
- [76] Pietikäinen, J. Pettersson, M. ve Bååth, E., (2005). "Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates", *FEMS Microbiology Ecology*, 52: 49-58.
- [77] Chen, L. Hoff, S.J. Koziel, J.A. Cai, L. Zelle, B. ve Sun, G., (2008). "Performance evaluation of a wood-chip based biofilter using solid-phase microextraction and gas chromatography–mass spectroscopy–olfactometry", *Bioresource Technology*, 99: 7767-7780.
- [78] Spencer, R. ve Alix, C., (2003). "Biofilter design, care and feeding", *BioCycle*, 44: 45-48.
- [79] Auria, R. Morales, M. Acuña, M.E. Perez, F. ve Revah, S., (1996). "Biofiltration fo toluene vapors: start up and gaseous ammonia addition".
- [80] Zhang, Y. Liss, S.N. ve Allen, D.G., (2007). "Enhancing and modeling the biofiltration of dimethyl sulfide under dynamic methanol addition", *Chemical engineering science*, 62: 2474-2481.
- [81] Morales, M. Revah, S. ve Auria, R., (1998). "Start-up and the effect of gaseous ammonia additions on a biofilter for the elimination of toluene vapors", *Biotechnology and bioengineering*, 60: 483-491.
- [82] Sheridan, B. Curran, T. Dodd, V. ve Colligan, J., (2002). "SE—Structures and Environment: Biofiltration of Odour and Ammonia from a Pig Unit—Biofiltration of Odour and Ammonia from a Pig Unit—a pilot-scale Study", *Biosystems Engineering*, 82: 441-453.
- [83] Iranpour, R. Cox, H.H. Deshusses, M.A. ve Schroeder, E.D., (2005). "Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal", *Environmental Progress*, 24: 254-267.
- [84] Accortt, J. Krause, R. ve Rynk, R., (2001). "Air handling holds key to odor management", *BioCycle*, 42: 54-54.

- [85] Zarook, S. Shaikh, A. ve Ansar, Z., (1997). "Development, experimental validation and dynamic analysis of a general transient biofilter model", *Chemical engineering science*, 52: 759-773.
- [86] Yang, H. Minuth, B. ve Allen, D.G., (2002). "Effects of nitrogen and oxygen on biofilter performance", *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52: 279-286.
- [87] Deshusses, M.A. Hamer, G. ve Dunn, I.J., (1996). "Transient-state behavior of a biofilter removing mixtures of vapors of MEK and MIBK from air", *Biotechnology and bioengineering*, 49: 587-598.
- [88] Körner, I. Braukmeier, J. Herrenklage, J. Leikam, K. Ritzkowski, M. Schlegelmilch, M. ve Stegmann, R., (2003). "Investigation and optimization of composting processes—test systems and practical examples", *Waste Management*, 23: 17-26.
- [89] Mathur, A.K. ve Balomajumder, C., (2013). "Performance evaluation and model analysis of BTEX contaminated air in corn-cob biofilter system", *Bioresource Technology*, 133: 166-174.
- [90] Słomińska, M. Król, S. ve Namieśnik, J., (2013). "Removal of BTEX compounds from waste gases; destruction and recovery techniques", *Critical reviews in environmental science and technology*, 43: 1417-1445.
- [91] Chou, M.-S. ve Wang, C.-H., (2007). "Elimination of ammonia in air stream by a fern-chip biofilter", *Environmental Engineering Science*, 24: 1423-1430.
- [92] Dorado, A.D. Baeza, J.A. Lafuente, J. Gabriel, D. ve Gamisans, X., (2012). "Biomass accumulation in a biofilter treating toluene at high loads—Part 1: Experimental performance from inoculation to clogging", *Chemical engineering journal*, 209: 661-669.
- [93] Moussavi, G. ve Mohseni, M., (2007). "Using UV pretreatment to enhance biofiltration of mixtures of aromatic VOCs", *Journal of hazardous materials*, 144: 59-66.
- [94] Li, H. Liu, Y.H. Luo, N. Zhang, X.Y. Luan, T.G. Hu, J.M. Wang, Z.Y. Wu, P.C. Chen, M.J. ve Lu, J.Q., (2006). "Biodegradation of benzene and its derivatives by a psychrotolerant and moderately haloalkaliphilic *Planococcus* sp. strain ZD22", *Research in microbiology*, 157: 629-636.
- [95] Abuhamed, T. Bayraktar, E. Mehmetoğlu, T. ve Mehmetoğlu, Ü., (2004). "Kinetics model for growth of *Pseudomonas putida* F1 during benzene, toluene and phenol biodegradation", *Process Biochemistry*, 39: 983-988.
- [96] Mathur, A. ve Majumder, C., (2010). "Kinetics modelling of the biodegradation of benzene, toluene and phenol as single substrate and mixed substrate by using *Pseudomonas putida*", *Chemical and biochemical engineering quarterly*, 24: 101-109.
- [97] Hamed, T.A. Bayraktar, E. Mehmetoğlu, T. ve Mehmetoğlu, Ü., (2003). "Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene and phenol mixtures", *Process Biochemistry*, 39: 27-35.
- [98] Jo, M.-S. Rene, E.R. Kim, S.-H. ve Park, H.-S., (2008). "An analysis of synergistic and antagonistic behavior during BTEX removal in batch system

- using response surface methodology", *Journal of hazardous materials*, 152: 1276-1284.
- [99] Nicolai, R. ve Janni, K., (1998). Comparison of biofilter residence time, In ASAE Annual International Meeting. 12-16 July, Florida.
- [100] Dumont, E. Lagadec, S. Landrain, P. Landrain, B. ve Andres, Y., (2014). "N₂O generation resulting from piggery air biofiltration", *Chemical engineering journal*, 248: 337-341.
- [101] Koutinas, M. Kiparissides, A. Lam, M.-C. Silva-Rocha, R. Godinho, M. De Lorenzo, V. dos Santos, V.A.M. Pistikopoulos, E.N. ve Mantalaris, A., (2011). "Improving the prediction of *Pseudomonas putida* mt-2 growth kinetics with the use of a gene expression regulation model of the TOL plasmid", *Biochemical engineering journal*, 55: 108-118.
- [102] Trigueros, D.E. Módenes, A.N. Kroumov, A.D. ve Espinoza-Quñones, F.R., (2010). "Modeling of biodegradation process of BTEX compounds: Kinetic parameters estimation by using Particle Swarm Global Optimizer", *Process Biochemistry*, 45: 1355-1361.
- [103] Shim, H. Hwang, B. Lee, S.-S. ve Kong, S.-H., (2005). "Kinetics of BTEX biodegradation by a coculture of *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens* under hypoxic conditions", *Biodegradation*, 16: 319.
- [104] Alagappan, G. ve Cowan, R., (2003). "Substrate inhibition kinetics for toluene and benzene degrading pure cultures and a method for collection and analysis of respirometric data for strongly inhibited cultures", *Biotechnology and bioengineering*, 83: 798-809.
- [105] Jorio, H. Jin, Y. Elmrini, H. Nikiema, J. Brzezinski, R. ve Heitz, M., (2009). "Treatment of VOCs in biofilters inoculated with fungi and microbial consortium", *Environmental technology*, 30: 477-485.
- [106] Cicolella, A., (2008). "Volatile Organic Compounds (VOC): definition, classification and properties", *Revue des maladies respiratoires*, 25: 155-163.
- [107] WHO, (1989). *Indoor air quality: organic pollutants*, World Health Organization, No:111, Copenhagen.
- [108] Komilis, D.P. Ham, R.K. ve Park, J.K., (2004). "Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes", *Water Research*, 38: 1707-1714.
- [109] Lerner, J.E.C. Kohajda, T. Aguilar, M.E. Massolo, L.A. Sánchez, E.Y. Porta, A.A. Opitz, P. Wichmann, G. Herbarth, O. ve Mueller, A., (2014). "Improvement of health risk factors after reduction of VOC concentrations in industrial and urban areas", *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 9676-9688.
- [110] Rehwagen, M. Schlink, U. ve Herbarth, O., (2003). "Seasonal cycle of VOCs in apartments", *Indoor air*, 13: 283-291.
- [111] Bari, M.A. Kindzierski, W.B. Wheeler, A.J. Héroux, M.-È. ve Wallace, L.A., (2015). "Source apportionment of indoor and outdoor volatile organic compounds at homes in Edmonton, Canada", *Building and Environment*, 90: 114-124.

- [112] Lyu, X. Chen, N. Guo, H. Zhang, W. Wang, N. Wang, Y. ve Liu, M., (2016). "Ambient volatile organic compounds and their effect on ozone production in Wuhan, central China", *Science of the Total Environment*, 541: 200-209.
- [113] Khan, F.I. ve Ghoshal, A.K., (2000). "Removal of volatile organic compounds from polluted air", *Journal of loss prevention in the process industries*, 13: 527-545.
- [114] Hansen, D., (2000). *Indoor air quality issues*, First edition, CRC Press, New York.
- [115] Huang, B. Lei, C. Wei, C. ve Zeng, G., (2014). "Chlorinated volatile organic compounds (Cl-VOCs) in environment—sources, potential human health impacts, and current remediation technologies", *Environment international*, 71: 118-138.
- [116] Allen, M.R. Braithwaite, A. ve Hills, C.C., (1997). "Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites", *Environmental science & technology*, 31: 1054-1061.
- [117] Mustafa, M.F. Liu, Y. Duan, Z. Guo, H. Xu, S. Wang, H. ve Lu, W., (2017). "Volatile compounds emission and health risk assessment during composting of organic fraction of municipal solid waste", *Journal of hazardous materials*, 327: 35-43.
- [118] Smet, E. Van Langenhove, H. ve De Bo, I., (1999). "The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste", *Atmospheric environment*, 33: 1295-1303.
- [119] Zou, S. Lee, S. Chan, C. Ho, K. Wang, X. Chan, L. ve Zhang, Z., (2003). "Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China", *Chemosphere*, 51: 1015-1022.
- [120] Kesselmeier, J. ve Staudt, M., (1999). "Biogenic volatile organic compounds (VOC): an overview on emission, physiology and ecology", *Journal of atmospheric chemistry*, 33: 23-88.
- [121] Potard, K. Monard, C. Le Garrec, J.-L. Caudal, J.-P. Le Bris, N. ve Binet, F., (2017). "Organic amendment practices as possible drivers of biogenic Volatile Organic Compounds emitted by soils in agrosystems", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 250: 25-36.
- [122] Wang, M. Schurgers, G. Arneth, A. Ekberg, A. ve Holst, T., (2017). "Seasonal variation in biogenic volatile organic compound (BVOC) emissions from Norway spruce in a Swedish boreal forest", *Boreal Environment Research*, 22: 353-367.
- [123] Garzón, J.P. Huertas, J.I. Magaña, M. Huertas, M.E. Cárdenas, B. Watanabe, T. Maeda, T. Wakamatsu, S. ve Blanco, S., (2015). "Volatile organic compounds in the atmosphere of Mexico City", *Atmospheric environment*, 119: 415-429.
- [124] Büyüksönmez, F. ve Evans, J., (2007). "Biogenic Emissions from green waste and comparison to the emissions resulting from composting part II: Volatile Organic Compounds (VOCs)", *Compost science & utilization*, 15: 191-199.

- [125] Krupa, S., (2003). "Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review", *Environmental pollution*, 124: 179-221.
- [126] Gallastegui, G. Ramirez, A.Á. Elías, A. Jones, J. ve Heitz, M., (2011). "Performance and macrokinetic analysis of biofiltration of toluene and p-xylene mixtures in a conventional biofilter packed with inert material", *Bioresource Technology*, 102: 7657-7665.
- [127] Petry, T. Vitale, D. Joachim, F.J. Smith, B. Cruse, L. Mascarenhas, R. Schneider, S. ve Singal, M., (2014). "Human health risk evaluation of selected VOC, SVOC and particulate emissions from scented candles", *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 69: 55-70.
- [128] Saral, A. Demir, S. ve Yıldız, Ş., (2009). "Assessment of odorous VOCs released from a main MSW landfill site in Istanbul-Turkey via a modelling approach", *Journal of hazardous materials*, 168: 338-345.
- [129] T.C. Resmi Gazete, Hava Kalitesinin Korunması Yönetmeliği. (19269), 02.10.1986, 1-23.
- [130] T.C. Resmi Gazete, Isınmadan Kaynaklanan Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği. (25699), 13.01.2005.
- [131] T.C. Resmi Gazete, Endüstri Tesislerinden Kaynaklanan Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği. (26236), 22.07.2006.
- [132] T.C. Resmi Gazete, Hava Kalitesi Değerlendirme ve Yönetimi Yönetmeliği. (26898), 06.06.2008.
- [133] T.C. Resmi Gazete, Sanayi Kaynaklı Hava Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği. (27277), 03.07.2009, 1.
- [134] T.C. Resmi Gazete, Uçucu Maddelerin Zararlarından İnsan Sağlığının Korunmasına Dair Kanun. (5898), 07.05.2009, 1.
- [135] Mor, S. Ravindra, K. De Visscher, A. Dahiya, R. ve Chandra, A., (2006). "Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: a case study", *Science of the Total Environment*, 371: 1-10.
- [136] Ranzato, L. Barausse, A. Mantovani, A. Pittarello, A. Benzo, M. ve Palmeri, L., (2012). "A comparison of methods for the assessment of odor impacts on air quality: Field inspection (VDI 3940) and the air dispersion model CALPUFF", *Atmospheric environment*, 61: 570-579.
- [137] T.C. Resmi Gazete, Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği. (20804), 14.03.1991, 1.
- [138] T.C. Resmi Gazete, Tarımda Kullanılan Organik, Organomineral, Özel, Mikrobiyal ve Enzim İçerikli Organik Gübreler ile Toprak Düzenleyicilerin Üretimi, İthalatı, İhracatı, Piyasaya Arzı ve Denetimine Dair Yönetmelik. (27601), 04.06.2010,1.
- [139] T.C. Resmi Gazete, Kompost Tebliği. (29286), 05.03.2015,1.
- [140] T.C. Resmi Gazete, Koku Oluşturan Emisyonların Kontrolü Hakkında Yönetmelik. (27214), 29.04.2009, 1.

- [141] Zhang, D.Q. Tan, S.K. ve Gersberg, R.M., (2010). "Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges", *Journal of environmental management*, 91: 1623-1633.
- [142] Guerrero, L.A. Maas, G. ve Hogland, W., (2013). "Solid waste management challenges for cities in developing countries", *Waste Management*, 33: 220-232.
- [143] Chou, C.-H. ve Büyüksönmez, F., (2006). "Biogenic emissions from green waste and comparison to the emissions resulting from composting (part 1: ammonia)", *Compost science & utilization*, 14: 16-22.
- [144] Sánchez, Ó.J. Ospina, D.A. ve Montoya, S., (2017). "Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process", *Waste Management*.
- [145] Jara-Samaniego, J. Pérez-Murcia, M. Bustamante, M. Pérez-Espinosa, A. Paredes, C. López, M. López-Lluch, D. Gavilanes-Terán, I. ve Moral, R., (2017). "Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production", *Journal of Cleaner Production*, 141: 1349-1358.
- [146] Colón, J. Cadena, E. Pognani, M. Barrena, R. Sánchez, A. Font, X. ve Artola, A., (2012). "Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated municipal solid wastes", *Energy & Environmental Science*, 5: 5731-5741.
- [147] Boldrin, A. Andersen, J.K. Møller, J. Christensen, T.H. ve Favoino, E., (2009). "Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions", *Waste Management & Research*, 27: 800-812.
- [148] Mejias, L. Komilis, D. Gea, T. ve Sánchez, A., (2017). "The effect of airflow rates and aeration mode on the respiration activity of four organic wastes: Implications on the composting process", *Waste Management*, 65: 22-28.
- [149] Salehpour, S. Jonoobi, M. Ahmadzadeh, M. Siracusa, V. Rafieian, F. ve Oksman, K., (2018). "Biodegradation and ecotoxicological impact of cellulose nanocomposites in municipal solid waste composting", *International journal of biological macromolecules*, 111: 264-270.
- [150] Budzianowski, W.M., (2012). "Value-added carbon management technologies for low CO₂ intensive carbon-based energy vectors", *Energy*, 41: 280-297.
- [151] Ölmez, V.E., (2013). İstanbul Büyükşehir Belediyesi Kemerburgaz Geri Kazanım ve Kompost Tesisi'nin fermentasyon alanlarında bakteri profilinin belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, ed^eds.: YTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [152] Yıldız, Ş., Ölmez, E. ve Kiriş, A., (2009). "Kompost Teknolojileri ve İstanbul'daki Uygulamaları", *Kompostlaştırma Sistemleri ve Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı*, 18-19 Haziran, İstanbul.
- [153] D'Imporzano, G. Crivelli, F. ve Adani, F., (2008). "Biological compost stability influences odor molecules production measured by electronic nose

- during food-waste high-rate composting", *Science of the Total Environment*, 402: 278-284.
- [154] Öztürk, İ., (2009). *Entegre Atık Yönetiminde Biyolojik Prosesler*, ed^eds. *Kompostlaştırma Sistemleri ve Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı*. 18-19 Haziran 2009, İstanbul.
- [155] Dokuz Eylül Üniversitesi, web.deu.edu.tr/erdin/tr/ders/katı_atik/ders_not/kompost.pdf, 15 Haziran 2017.
- [156] Arıkan, A.O., (2009). *Kompost Kalite Standartları & Kompostun Pazarlanması, Kompostlaştırma Sistemleri ve Kompostun Kullanım Alanları Çalıştayı*. 18-19 Haziran 2009, İstanbul.
- [157] Ogunwande, G. Osunade, J. Adekalu, K. ve Ogunjimi, L., (2008). "Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency", *Bioresource Technology*, 99: 7495-7503.
- [158] Gao, M. Liang, F. Yu, A. Li, B. ve Yang, L., (2010). "Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios", *Chemosphere*, 78: 614-619.
- [159] Haug, R., (1993). *The practical handbook of compost engineering*, Lewis Publishers,; Boca Raton.
- [160] Puyuelo, B. Ponsá, S. Gea, T. ve Sánchez, A., (2011). "Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions", *Chemosphere*, 85: 653-659.
- [161] Liang, C. Das, K. ve McClendon, R., (2003). "The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend", *Bioresource Technology*, 86: 131-137.
- [162] Iqbal, M.K. Shafiq, T. ve Ahmed, K., (2010). "Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost", *Bioresource Technology*, 101: 1913-1919.
- [163] Hamoda, M. Qdais, H.A. ve Newham, J., (1998). "Evaluation of municipal solid waste composting kinetics", *Resources, conservation and recycling*, 23: 209-223.
- [164] Bruno, P. Caselli, M. De Gennaro, G. Solito, M. ve Tutino, M., (2007). "Monitoring of odor compounds produced by solid waste treatment plants with diffusive samplers", *Waste Management*, 27: 539-544.
- [165] López, R. Cabeza, I. Giráldez, I. ve Díaz, M., (2011). "Biofiltration of composting gases using different municipal solid waste-pruning residue composts: Monitoring by using an electronic nose", *Bioresource Technology*, 102: 7984-7993.
- [166] Romain, A.-C. Godefroid, D. ve Nicolas, J., (2005). "Monitoring the exhaust air of a compost pile with an e-nose and comparison with GC-MS data", *Sensors and Actuators B: Chemical*, 106: 317-324.
- [167] Eitzer, B.D., (1995). "Emissions of volatile organic chemicals from municipal solid waste composting facilities", *Environmental science & technology*, 29: 896-902.

- [168] Holt, M. ve Bernstein, S., (1992). "Linear alkylbenzenes in sewage sludges and sludge amended soils", *Water Research*, 26: 613-624.
- [169] Van Durme, G.P. McNamara, B.F. ve McGinley, C.M., (1992). "Bench-scale removal of odor and volatile organic compounds at a composting facility", *Water Environment Research*, 64: 19-27.
- [170] İstaç Kemberburgaz Kompost ve Geri Kazanım Tesisi, Geri Kazanım ve Kompost Üretimi, http://istac.com.tr/contents/59/kompost-geri-kazanimi_130996718365022853.pdf, 7 Haziran 2017.
- [171] Zefon, Zefon International, Inc. An ISO 9001-2008 Certified Company, <http://www.zefon.com/store/zefon-sorbent-tubes.html>, 20 Kasım 2017.
- [172] Munoz, R. Sivret, E.C. Parcsi, G. Lebrero, R. Wang, X. Suffet, I.M. ve Stuetz, R.M., (2010). "Monitoring techniques for odour abatement assessment", *Water Research*, 44: 5129-5149.
- [173] Ribes, A. Carrera, G. Gallego, E. Roca, X. Berenguer, M.J. ve Guardino, X., (2007). "Development and validation of a method for air-quality and nuisance odors monitoring of volatile organic compounds using multi-sorbent adsorption and gas chromatography/mass spectrometry thermal desorption system", *Journal of Chromatography A*, 1140: 44-55.
- [174] Gallego, E. Roca, F. Perales, J. Sánchez, G. ve Esplugas, P., (2012). "Characterization and determination of the odorous charge in the indoor air of a waste treatment facility through the evaluation of volatile organic compounds (VOCs) using TD-GC/MS", *Waste Management*, 32: 2469-2481.
- [175] Sigma Aldrich, Product information and material safety data sheets (MSDS) for adsorbents, www.sigmaaldrich.com, 10 Ağustos 2017.
- [176] Dewulf, J. Van Langenhove, H. ve Wittmann, G., (2002). "Analysis of volatile organic compounds using gas chromatography", *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 21: 637-646.
- [177] Wang, D. ve Austin, C., (2006). "Determination of complex mixtures of volatile organic compounds in ambient air: an overview", *Analytical and bioanalytical chemistry*, 386: 1089-1098.
- [178] USEPA, (1999). *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air: Method TO-17*, U. S. Environmental Protection Agency, EPA/625/R-96/010b.
- [179] Colón, J. Martínez-Blanco, J. Gabarrell, X. Rieradevall, J. Font, X. Artola, A. ve Sánchez, A., (2009). "Performance of an industrial biofilter from a composting plant in the removal of ammonia and VOCs after material replacement", *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 84: 1111-1117.
- [180] Ralebitso-Senior, T.K. Senior, E. Di Felice, R. ve Jarvis, K., (2012). "Waste gas biofiltration: advances and limitations of current approaches in microbiology", *Environmental science & technology*, 46: 8542-8573.
- [181] Yasuda, T. Waki, M. Fukumoto, Y. Hanajima, D. Kuroda, K. ve Suzuki, K., (2017). "Characterization of the denitrifying bacterial community in a full-scale

- rockwool biofilter for compost waste-gas treatment", *Applied microbiology and biotechnology*, 101: 6779-6792.
- [182] Friedrich, U. Prior, K. Altendorf, K. ve Lipski, A., (2002). "High bacterial diversity of a waste gas-degrading community in an industrial biofilter as shown by a 16S rDNA clone library", *Environmental Microbiology*, 4: 721-734.
- [183] López-González, J.A. del Carmen Vargas-García, M. López, M.J. Suárez-Estrella, F. del Mar Jurado, M. ve Moreno, J., (2015). "Biodiversity and succession of mycobiota associated to agricultural lignocellulosic waste-based composting", *Bioresource Technology*, 187: 305-313.
- [184] Ho, K.-L. Chung, Y.-C. ve Tseng, C.-P., (2008). "Continuous deodorization and bacterial community analysis of a biofilter treating nitrogen-containing gases from swine waste storage pits", *Bioresource Technology*, 99: 2757-2765.
- [185] Sakano, Y. ve Kerkhof, L., (1998). "Assessment of changes in microbial community structure during operation of an ammonia biofilter with molecular tools", *Applied and environmental microbiology*, 64: 4877-4882.
- [186] Jun, Y. ve Wenfeng, X., (2009). "Ammonia biofiltration and community analysis of ammonia-oxidizing bacteria in biofilters", *Bioresource Technology*, 100: 3869-3876.
- [187] Öziç, C. ve Arslanyolu, M., (2012). "Characterization of affinity tag features of recombinant *Tetrahymena thermophila* glutathione-S-transferase zeta for *Tetrahymena* protein expression vectors", *Turkish Journal of Biology*, 36: 513-526.
- [188] He, P. Tang, J. Zhang, D. Zeng, Y. ve Shao, L., (2010). "Release of volatile organic compounds during bio-drying of municipal solid waste", *Journal of Environmental Sciences*, 22: 752-759.
- [189] Staley, B.F. Xu, F. Cowie, S.J. Barlaz, M.A. ve Hater, G.R., (2006). "Release of trace organic compounds during the decomposition of municipal solid waste components", *Environmental science & technology*, 40: 5984-5991.
- [190] Mao, I.-F. Tsai, C.-J. Shen, S.-H. Lin, T.-F. Chen, W.-K. ve Chen, M.-L., (2006). "Critical components of odors in evaluating the performance of food waste composting plants", *Science of the Total Environment*, 370: 323-329.
- [191] Scaglia, B. Orzi, V. Artola, A. Font, X. Davoli, E. Sanchez, A. ve Adani, F., (2011). "Odours and volatile organic compounds emitted from municipal solid waste at different stage of decomposition and relationship with biological stability", *Bioresource Technology*, 102: 4638-4645.
- [192] Hamelers, H., (2004). "Modeling composting kinetics: A review of approaches", *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 3: 331-342.
- [193] Tolvanen, O.K. Hänninen, K.I. Veijanen, A. ve Villberg, K., (1998). "Occupational hygiene in biowaste composting", *Waste Management & Research*, 16: 525-540.
- [194] Khan, E. Khaodhir, S. ve Ruangrote, D., (2009). "Effects of moisture content and initial pH in composting process on heavy metal removal characteristics of

- grass clipping compost used for stormwater filtration", *Bioresource Technology*, 100: 4454-4461.
- [195] Soyez, K. ve Plickert, S., (2002). "Mechanical-biological pre-treatment of waste: State of the art and potentials of biotechnology", *Acta Biotechnologica*, 22: 271-284.
- [196] Yani, M. Hiral, M. ve Shoda, M., (1998). "Ammonia gas removal characteristics using biofilter with activated carbon fiber as a carrier", *Environmental technology*, 19: 709-715.
- [197] Borin, S. Marzorati, M. Brusetti, L. Zilli, M. Cherif, H. Hassen, A. Converti, A. Sorlini, C. ve Daffonchio, D., (2006). "Microbial succession in a compost-packed biofilter treating benzene-contaminated air", *Biodegradation*, 17: 79-89.
- [198] Cheng, Z. Lu, L. Kennes, C. Yu, J. ve Chen, J., (2016). "Treatment of gaseous toluene in three biofilters inoculated with fungi/bacteria: microbial analysis, performance and starvation response", *Journal of hazardous materials*, 303: 83-93.
- [199] Zhai, J. Wang, Z. Shi, P. ve Long, C., (2017). "Microbial community in a biofilter for removal of low load nitrobenzene waste gas", *PloS one*, 12: e0170417.
- [200] Cabrol, L.a. Poly, F. Malhautier, L. Pommier, T. Lerondelle, C. Verstraete, W. Lepeuple, A.-S. Fanlo, J.-L. ve Roux, X.L., (2015). "Management of microbial communities through transient disturbances enhances the functional resilience of nitrifying gas-biofilters to future disturbances", *Environmental science & technology*, 50: 338-348.
- [201] Kristiansen, A. Pedersen, K.H. Nielsen, P.H. Nielsen, L.P. Nielsen, J.L. ve Schramm, A., (2011). "Bacterial community structure of a full-scale biofilter treating pig house exhaust air", *Systematic and applied microbiology*, 34: 344-352.
- [202] Yasuda, T. Kuroda, K. Hanajima, D. Fukumoto, Y. Waki, M. ve Suzuki, K., (2010). "Characteristics of the microbial community associated with ammonia oxidation in a full-scale rockwool biofilter treating malodors from livestock manure composting", *Microbes and environments*, 25: 111-119.
- [203] Cheng, Z. Lu, L. Kennes, C. Ye, J. Yu, J. Chen, D. ve Chen, J., (2016). "A composite microbial agent containing bacterial and fungal species: Optimization of the preparation process, analysis of characteristics, and use in the purification for volatile organic compounds", *Bioresource Technology*, 218: 751-760.
- [204] Prenafeta-Boldú, F.X. Guivernau, M. Gallastegui, G. Viñas, M. de Hoog, G.S. ve Elías, A., (2012). "Fungal/bacterial interactions during the biodegradation of TEX hydrocarbons (toluene, ethylbenzene and p-xylene) in gas biofilters operated under xerophilic conditions", *FEMS Microbiology Ecology*, 80: 722-734.
- [205] Hernández, J. Prado, Ó.J. Almarcha, M. Lafuente, J. ve Gabriel, D., (2010). "Development and application of a hybrid inert/organic packing material for the biofiltration of composting off-gases mimics", *Journal of hazardous materials*, 178: 665-672.

- [206] Dorado, A.D. Baquerizo, G. Maestre, J.P. Gamisans, X. Gabriel, D. ve Lafuente, J., (2008). "Modeling of a bacterial and fungal biofilter applied to toluene abatement: kinetic parameters estimation and model validation", *Chemical engineering journal*, 140: 52-61.
- [207] National Center of Biotechnology Information, *Bacillus - Medical Microbiology*, <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK7699/>, 13 Haziran 2018.
- [208] Tan, W.-S. Yunus, N.Y.M. Tan, P.-W. Mohamad, N.I. Adrian, T.-G.-S. Yin, W.-F. ve Chan, K.-G., (2014). "Freshwater-borne bacteria isolated from a Malaysian rainforest waterfall exhibiting quorum sensing properties", *Sensors*, 14: 10527-10537.
- [209] Chung, Y.-C. Cheng, C.-Y. Chen, T.-Y. Hsu, J.-S. ve Kui, C.-C., (2010). "Structure of the bacterial community in a biofilter during dimethyl sulfide (DMS) removal processes", *Bioresource Technology*, 101: 7165-7168.
- [210] Tsang, Y.F. Wang, Y.n. Wang, H. Yang, Y. Zhang, Y. ve Chua, H., (2017). *Biodegradation of Ammonia in Biofiltration Systems: Changes of Metabolic Products and Microbial Communities*, ed. Nitrification and Denitrification. InTech.
- [211] Partanen, P. Hultman, J. Paulin, L. Auvinen, P. ve Romantschuk, M., (2010). "Bacterial diversity at different stages of the composting process", *BMC microbiology*, 10: 94.

**DOLGU MALZEMESİNDEN ALINAN ÖRNEKLERDEN ELDE
EDİLEN SEKANS DİZİLERİ**

(A1)

CTACCATGCAGTCGACGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCGGGTGACGAGTG
GCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAGGGGGATAACTA
CTGGAAACGGTAGCTAATAACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGGGA
CCTTCGGGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGGTG
GGTAACGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGACC
AGCCACACTGGAAGTGAAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGTG
GGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTATG
AAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGTACTTTCAGCGGGGAGGAAGGTGTTGTG
GTTAATAACCGCAGCAATTGACGTTACCCGCAGAAGAAGCACCGGCTAACT
CCGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGGAGGGTGCAAGCGTTAATCGGAATTA
CTGGGCGTAAAGCGCACGCAGGCGGTCTGTCAAGTCGGATGTGAAATCCCC
GGGCTCAACCTGGGAAGTGCATTCGAAACTGGCAGGCTAGAGTCTTGTAGA
GGGGGGTAGAATTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATCTGGAGGA
ATACCGGTGGCGAANGGCGGCCCCCTGGACAAAGACTGACGCTCAGGTGCG
AAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCACGCCGTAAA
CGATGTGCGACTTGGAGGTTGTGCCCTTGAGGCGTGGCTTCCGGAGCTAACGC
GTTAAGTCGACCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGTTAAAACCTCAAATGAA
TTGACGGGGGCCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAAATTCGATGCAAC
GCGAAGAACCTTACCTACTCTTGACATCCAGAGAACTTTCAGAGATGGATT
GGTGCCTTCGGGAACTCTGAGACAGGTGCTGCATGGCTGTCGTCAGCTCGTG
TTGTGAAATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTTATCCTTTGTT

GCCAGCGGTTAGGCCGGGAACTCAAAGGAGACTGCCAGTGATAAACTGGA
GGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTTACGAGTAGGGCTACA
CACGTGCTACAATGGCGCATACAAAGAGAAGCGACCTCGCGAGAGCAAGC
GGACCTCATAAAGTGCGTCTAGTCCGGATTGGAGTCTGCAACTCGACTCC
ATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATCGTAGATCAGATGTCC

(A3)

CTCTACGTCTACAATGCAGTCGACGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCGGGT
GACGAGTGGCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAACTGCCTGATGGAGGG
GGATAACTACTGGAAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTTCGCAAGACCAA
GAGGGGGACCTTCGGGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCCAGATGGGATTAGC
TAGTAGGTGGGGTAACGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAG
AGGATGACCAGCCACACTGGAAGTACGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAG
GCAGCAGTGGGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCC
GCGTGTATGAAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGTACTTTCAGCGGGGAGGAA
GGTGTGTGGTTAATAACCGCAGCAATTGACGTTAACCCGCAGAAGAAGGC
ACCGGCTAACTCCGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGGAGGGGGTGCAAGCGT
TAATCGGAATTACTGGGCGTAAAGGCGGCCACGCAGGCGGTTCTGTCAAGT
CGGATGTGAAATCCCCGGGGCTCAACCTGGGAAGCTGCATTCGAAACTGGC
AGAGCTAGAGTCTTGTAGAGGGGGGTAGAATTCAGGTGTAGCGGTGAAAT
GCGTAGAGATCTGGAGGAATACCGGTGGCGAACGGCGGCCCCCTGGGACA
AAGACTGACGCTCAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATAC
CCTGGTAGTCCACGCCGTAAACGATGTCGACTTGGAGGTTGTGCCCTTTGAG
GCGTGACTTCCGGAGCTAACGCGTTTAAGTCGACCGCCTGGGGAGTTACGG
CCGCATGATTA AAACTCAAATGAATTTGACGGGAGCCCGCACAGCCGGTGG
AGCATGGTGGTTTAATTCGATTGGCAACGCGAAGAACCTTACCTACTCTTGA
CATCCAGAGAACTTTCCAGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACTCTGAGAC
AGGTGCTGCATGGCTGTCGTCAGCTCGTGTGTGAAATGTTGGGTAAAGTCC
CGCAACGAGCGCAACCCTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTAGGCCGGGAACTC
AAAGGAGACTGCCAGTGATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGT
CATCATGGCCCTTACGAGTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCGCATACA
AAGAGAAGCGACCTCGCGAGAGCAAGCGGACCTCATAAATTGCGTCTAGT
CCGGATTGGAGTCTGCAACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTA

(A4)

TATCTGCAGTCGAGCGGAATTTTTTGGTGCTTGCACCTTTAGTTTTTLAGCGG
AGGACTGGTGACTAATGGGGGGTTGCTACCTTATAGATTGGGATAAGTCCG
GGAAACCGGGGCTAATACCGAATAATACTTTTTAACGCATGTTTTATGTTGA
AAGATTCTTTTGCCTTTTACATTTGATGGAACCCCGGCCTAATTACTTGTGG
GGTAGCGACTCCCCAACGCGGCAATGCTTAGCCGGCCAGCTAGGATGGCCG
GCCGCCCTGCTGGGGATACACCGCCCACACTCCTCCTGGAGGCAGCAGTAG
GGAAGCTTCCTCCATGAAGGAAAACTGACGGAGCGACACCGCCTGAGGG
ATGAAGGACGTCTTATCGTACAGCTCTTTTGTGGGGAGGAAGAAATACCG
TTCGAATAGGGGGTCCAGTGTCGGTGCCTCTTGATAGAGCCCCGGCTATCT
ACATGTGACCACCCGCGCTGATATATATGGGGCGAGAGTTGTGTGGAGATA
TTGTGCGTATAGAGCGCGCACGCGGTCTTTCAAACTCATGTGAGAAACCCCC
CCGCTCCACCGGAGGGTGATTGTGGACAGTGGGACACTTGTGCTGCAGAGG
AGATCGGAGATTCTCCGAGTGTCGCGGAAAACCTGCGTAGATATGTAGGAGC
ACCACTGGCGAAGGAAGGCGTCTGTCTGGTCTGTAACCTGACAGTGAGGCGA
GAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCTTGTTAGTGCACGCAGTAA
ACGATGAGTGCTAAGTGAGGGGGGGTTTCCGCCCTCAGTGAGGCAGCTAA
CGCAGCAATCACTCCGCGTGGGGAGTACGCTCGCAAGACTGTCACTCAAAG
GAATTGACGGGGGCCCGCACAAAGCGATCGAGCATGTGGTTTAATTGGAAGC
AACGGGACGAACCCTACCAGGTCCATACCTCCCGGTGCCACTATCGAGAC
ATAGTTTCCCCTTGGGGGGCAACGGTGACAGGTGGTGCATGGTTGTCGTCA
GCTCGTGTGCTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTCGTT
CTTAGTTGCCAGCATTGAGTTGGGCACTCTAAGGAGACTGCCGGTGACAAA
CCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCTTATGACCTGGG
CTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGGGTTGCGAACCCGCGAGGGG
GAGCGAATCCGATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGCAGGCTGCAACTCGC
CTGCATGAAGCCGGAATCGCTAGTAATCGCGATC

(A5)

GGTGACGAGTGGCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAG
GGGGATAACTACTGGAAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCTCAAGACCA
AAGAGGGGGACCTTCGGGCCTCTTGCCATCACATGTGCCAGATGGGATTA
GCTAGTAGGTGGGGTAAACGGCTCACCTAGGCGACAATCCCTAGCTGGTCTG
AGAGGATGACCAGCCACACTGGAACCTGAGACACGGTCCAGACTCCTACGGG
AGGCAGCAGTGGGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCACCCATG

CCGCGTGTATGAAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGTACTTTCAGCGGGGAAG
GAACGGGGTAGTTCCGTGGCTTAATAACCGTGCAGCAATTGACCGTTACCC
GCAGAAAGAAAGCACCGGCTAACTCCGTGCGAGCAGCCGCGGTAATACAG
AGGGGTTGCAAGCGTTAATCGGAATTACTGGGCGTAAAGGCGCCACGCCAG
GCGGTCTTGTTCAAGTCGGATGTGAAATCCCCGGGCTCATCCTGGGAACTGC
ATTCGAAACTGGGCAGGCTAGAGTCTTGTAGAGGGGGGGTAGAATTCTCCA
GGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATCTGGAGGAATACCGGTGGCGAAGG
CGGCCCCCTGGGACAAAGACTGACGACTCAGGTGCGAAAGCGTGGGGAG
CAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCACGCCGTAAACGATGTCGACTTG
GAGGTTGTGCCCTTGAGGCGTGGCTTCCGGAGCTAACGCGTTAAGTCGACC
GCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGTTAAACTCAAATGAATTGACGGGGGCC
CGCACAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGATGCAACGTGCAAGAACCT
TACCTACTCTTGACATCCAGAGAACTTCCAGAGATGGATTGGTGCCTTCGG
GAACTCTGAGACAGGTGCTGCATGGCTGTCGTCAGCTCGTGTTGTGAAATGT
TGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTA
GGCCGGGAACTCAAAGGAGACTGCCAGTGATAAACTGGAGGAAGGTGGGG
ATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTTACGAGTAGGGCTACACACGTGCTACA
ATGGCGCATACAAAGAGAAGCGACCTCGCGAGAGCAAGCGGACCTCATAA
AGTGCGTCGTAGTCCGGATTGGAGTCTGCAACTCGACTCCATGAAGTCGGA
ATCGCTAGTAATCGTAGATCAGATTGTTCCCTGG

(A6)

GTCAGCGGCGGACGGGTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCTGTAAGACTGG
GATAACTCCGGGAAACCGGGGCTAATAACCGGATGCTTGATTGAACCGCATG
GTTCAATCATAAAAGGTGGCTTTTAGCTACCACTTGCAGATGGACCCGCGGC
GCAATAGCTAGTTGGTGAGGTAACGGCTCACCAAGGCGACGATGCGTAGCC
GACCTGAGAGGGTGATCGGCCACACTGGGACTGAAACACGGCCCAGACTCC
TACGGGAGGCAGCAGTAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGA
ACAACGCCGCGTGAGTGATGAAGGTTTTCCGGATCGTAAACTCTGTTGTTAG
GGAAGAATCAAGTACCGTTCGAATAGGGCGGCACCTTGACGGTACCTATCC
AGAAAATCACGGCTAACTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGC
AAGCGTTGTCYGAATTATTGGGCGTAAAAGCGCGCGCAGGCGGTTTCT
TAAGTCTGATGTGAAAGCCCCCGGGCTCAACCCGGGGAGGGTCATTTGGA
AACTGGGGAACTTGAGTGCAGAAGAGGAGAGTGGAATTTCCACGTGTAGCG

GTGAAATGCGTAGAGATGTGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTCTCTG
GTCTGTAAGTACGCTGAGGCGCGAAAGCGTGGGGAGGCGAACAGGATTA
GATACCCTGGTAGTCCACGCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGT
TTCCGCCCTTTAGTGCTGCAGCAAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTA
CGGTCGCAAGACTGAAACTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCCGCACAAGCGG
TGGAGCATGTGGTTTAATTCGAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTG
ACATCCTCTGACAACCCTAGAGATAGGGCTTCCCCTTCGGGGGCAGAGTGA
CAGGTGGTGCATGGTTGTCGTCAGCTCGTGTGAGATGTTGGGTAAAGTC
CCGCAACGAGCGCAACCCTTGATCTTAGTTGCCAGCATTAGTTGGGCACTC
TAAGGTGACTGCCGGTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAAT
CATCATGCCCTTATGACCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGGCAGAACA
AAGGGCAGCGAAGCCGCGAGGCTAAGCCAATCCCACAAATCTGTTCTCAGT
TCGGATCGCAGTCTGCAACTCGACTGCGTGAAGCTGGAATCGCTAGTAATC
GCGATCGACTTTTCGTG

(B3)

ATCTGCAGTCGAGCGATGGATTGAGAGCTTGCTCTCATGAAGTTAGCGGCG
GACGGGTGAGTAACACGTGGGTAACTGCCATAAGACTGGGATAACTCCG
GGAAACCGGGGCTAATACCGGATAACATTTGAACCGCATGGTTTCGAAATT
GAAAGGCGGCTTCGGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGCTA
GTTGGTGAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAG
GGTGATCGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCCAGACTCCTACGGGAGGC
AGCAGTAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCCG
GTGAGTGATGAAGGCTTTCGGKTCGTAAAACCTCTGTTGTTAGCGAAGAATC
ATGTGCTAGGTTGAATAAGCTGGCACCTTGACGGTACCTAACCAGAAAGCC
ACGGCTAACTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGCAAGCGTTA
TCCGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCGCGCAGGTGGTTTCTTAAGTCTGATGT
GAAAGCCCACGGCTCAACCGTGGAGGGTCATTGGAAACTGGGAGACTTGAG
TGCAGAAGAGGAAAGTGGAATTTCCATGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGA
TATGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTTTCTGGTCTGTAAGTACTGACT
GAGGCGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATAACCCTGGTAGTCCA
CGCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCATTTAGTGCT
GAAGTTAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTTACCGCCGCATGGCTGA
AACTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCCGCACAAGCGGTGGAACCATGTGGTTT

AATTCGAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTGAAAAC
CCTAGAGATAGGGCTTCTCCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGTGCATGGT
TGTCGTCAGCTCGTGTCTGTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCA
ACCCTTGATCTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGACTGCCG
GTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCCCTTAT
GACCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGCAAGACC
GCGAGGTGGAGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGTAGGCTGC
AACTCGCCTACATGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGCGATC

(B4)

TGCAGTCGAGCGGACCGATGGGAGCTTGCTCCCTTAGGTCAGCGGCGGACG
GGTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCTGTAAGACTGGGATAACTCCGGGAA
ACCGGGGCTAATACCGGATGCTTGATTGAACCGCATGGTTCAATCATAAAA
GGTGGCTTTTAGCTACCACTTACAGATGGACCCGCGGCGCATTAGCTAGTTG
GTGAGGTAACGGCTCACCAAGGCGACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTG
ATCGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCA
GTAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCGCGTGA
GTGATGAAGGTTTTTCGGATCCGGTTACAAACCTCCCGAGGTTAAGGACGGA
CCAAGTACCGTTCGAATAGGCCGGTACCTTGACGGTACCTAATCAGAAAGT
CACGGCTAACTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGGTGGCAAGCGT
TGTCCGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCGCGCAGGCGGTTTTCTTAAGTCTGAT
GTGAAAGCCCCGGGCTCAACCCGGGGAGGGTCATTGGGAAACTGGGGAA
CTTGAGTGCAGAAGAGGAGAGTGGAATTTCCACGTGTAGCGGTGAAATGCG
TAGAGATGTGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTCTCTGGTCTGTA
ACTGACGCTGAGGCGCGAAAGCGTGGGGAGCGAACAGGATTAGAATACCCTGG
TAGTCCACGCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCTTT
AGTGCTGCAGCAAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTACGGTTCGCAAG
ACTGAAACTCAAAGGAATKGACGGGGGCCCGCACAAAGCGGTGGAGCATGG
TGGTTTAATTCGAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTG
ACAACCCTAGAGATAGGGCTTCCCCTTCGGGGGCAGAGTGACAGGTGGTGC
ATGGTTGTCGTCAGCTCGTGTCTGTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAG
CGCAACCCTTGATCTTAGTTGCCAGCATTAGTTGGGCACTCTAAGGTGACT
GCCGGTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCC
TTATGACCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGGCAGAACAAAGGGCAGCGA

AGCCGCGAGGCTAAGCCAATCCCACAAATCTGTTCTCAGTTCGGATCGCAG
TCTGCAACTCGACTGCGTGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGCGATCGAGTT
GGTG

(B5)

TACCATGCAGTCGAGCGGTAGCACAGGGGAGCTTGCTCCCTGGGTGACGAG
CGGCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAGGGGGATAAC
TACTGGAAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGG
GACCTTCGGGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGG
TGGGGTAATGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGA
CCAGCCACACTGGAAGTGAAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAG
TGGGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTG
TGAAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGCACTTTCAGCCGAGGAGGAAGGTGGT
GAACTTAATACCGTTCATCAATTGACGTAACTCGCAGAAGAAGCACCGGC
TAACTCCCGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGGAGGGGTGCAAGCGTTAATC
GGCATTACTGGGCGTAAAGCGCACGCAGGCGGTTTGTAAAGTCAGATGTGA
AATCCCAGGGCTCAACCTGGGAAGCTGCATTTGAAACTGGCAAGCTAGAGT
CTCGTAGAGGGGGGGTAGAATTTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGA
TCTGGAGGAATACCGGTGGCGAAAGGCGGCTCCCCTGGACGAAGACTGACG
CTCAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCC
ACGCTGTAAACGATGTGCGATTTGGAGGTTGTGCCGTTGAGGCGTGGCTTCCG
GAGCTAACGCGATTAAATCGACCGCCTTGGGGAGTTACGGCCGCAAGGTTA
AAACTCAAATGAACTTGACGGGGGCCCGCACAAAGGCGGTGGAGCATGTGGT
TTAATTCGATGCAACGCGAAGAACCTTACCTACTCTTGACATCCAGAGAACT
TTCCAGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACTCTGAGACAGGTGCTGCATGG
CTGTCGTCAGCTCGTGTGTGAAATGTTGGGTTAAGTCCCAGCAACGAGCGCA
ACCCTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTTCGGCCGGGAACTCAAAGGAGACTGCC
AGTGATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTTA
CGAGTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCATATACAAAGAGAAGCGACCT
CGCGAGAGCAAGCGGACCTCATAAAGTATGTCGTAGTCCGGATTGGAGTCT
GCAACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATCGTAGATCAGACGTC
CTG

(C1)

GCAGTCGAGCGATGGATTAGAGCTTGCTCTTATGAAGTTAGCGGCGGACGG
GTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCATAAGACTGGGATAACTCCGGGAAA
CCGGGGCTAATACCGGATAACATTTTGAACCGCATGGTTCGAAATTGAAAG
GCGGCTTCGGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGCTAGTTGGT
GAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTGAT
CGGCCACACTGGGACTGAAACACGGCCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGT
AGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCGCGTGAGT
GATGAAGGCTTTCGGGTCGTAAACTCTGTTGTTAGGGAAGAACAAGTGCT
AGTTGAATAAGCTGGCACCTTGACGGTACCTAACCAGAAAGCCACGGCTAA
CTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGGCAAGCGTTATCCGGAC
TTATTGGGCGTAAAGCGGCGCGCAGGTGGTTTCTTAAGTCTGATGTGAAAGT
CACACGGCTCAAACCGTGGGAGGGGTCATTGGAAACTGGGAGACTTGAGTG
CAGAAGAGGAWAGTGGAATTCATGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATA
TGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTTCTGGTCTGTAAGTACTGACTGA
GGCGCGAAAGCGTGGGGAGCACAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCACG
CCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTAGAGGGTTTCCGCCCTTTAGTGCTGAA
GTTAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGCTGAAACT
CAAAGGAATTGACGGGKGCCCGCACAAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTT
GAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTGACAACCCTAG
AGATAGGGCTTCTCCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGTGCATGGTTGTCG
TCAGCTCGTGTGTCGTGAGATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTT
GATCTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGACTGCCGGTGACA
AACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCTTATGACCTG
GGCTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGCAAGACCGCGAG
GTGGAGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGTAGGCTGCAACTC
GCCTACATGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGCGATCGATTTTCTAG

(C2)

CTATAATGCAGTCGAGCGATGGATTGAGAGCTTGCTCTCATGAAGTTAGCG
GCGGACGGGTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCATAAGACTGGGATAACT
CCGGGAAACCGGGGCTAATACCGGATAACATTTTGAAGTGCATGGTTCGAA
ATTGAAAGGCGGCTTCGGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGC
TAGTTGGTGAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAG
AGGGTGATCGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCCAGACTCCTACGGGAG

GCAGCAGTAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCC
GCGTGAGTGATGAAGGCTTTCGGGTCGTAAAACCTTCTGTTGATTAGGGAAG
AACAAAGTGCTAGTTGAATAAGCTGGCACCTTGACGKTACCTATCCAGAAAA
GACAACGCTAACTACGTGCCAGCCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGCAAGC
GTTATCAGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCGCGCAGGTGGTTTCTTAAGTCTG
ATGTGAAAGCCCACGGCTCAACCCGTGGAGGGTCATTGGGAAACTGGGAGA
CTTGAGTGCAGAAGAGGAAAGTGGAATTTCCATGTGTAGCGGTGAAATGCG
TAGAGATATGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTTTCTGGTCTGTAAC
GACTGAGGCGCGAAAGCGTGGGGGAGCAAACAGGATTAGAATACCCTG
GTAGTCCACGCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCTT
TAGTGCTGAAGTTAACGCATTAAGCAACTCCGCCTGGGGAGTACGGCCGCA
AGGCTGAAACTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCAT
GTGGTGTTAATTCGAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTC
TGAAAACCCTAGAGATAGGGCTTCTCCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGT
GCATGGTTGTCTCAGCTCGTGTCTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACG
AGCGCAACCCTTGATCTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGA
CTGCCGGTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCC
CCTTATGACCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGC
AAGACCGCGAGGTGGAGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGT
AGGCTGCAACTCGCCTACATGAAGCTGGAATCGCTAGTATCGCGATC

(C3)

TGCAGTCGAGCGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCTGGGTGACGAGCGGCGG
ACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAGGGGGATAACTACTGG
AAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGGGACCTTC
GGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGGTGGGGT
AATGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGACCAGCC
ACACTGGAAGTGGAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGTGGGG
AATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTGTGAAG
AAGGCCTTCGGGTGTAAAGCACTTTCAGCGAGGAGGAAGKTGGTGAACCT
AATACGTTTCATCAATTGACGTTACTCGCAGAAGAAGGCACCGGCTAACTCC
GTGCCAGCAGCCCGCGGGTTAATACGGAGGGGTGGCAAGCGTTAATCGGA
ATTTACTGGGGCGTAAAGCGCACGCAGGGCGGTTTGTAAAGTCAGATGTGA
AATCCCCGGGCTCAACCTGGGAACTGCATTTGAAACTGGGCAAGCTAGAGT

CTCGTAGAGGGGGGGTAGAATTTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGA
TCTGGAGGAATACCGGTGGCGAAGGCGGCCCCCTGGACGAAGACTGACGCT
CAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCAC
GCTGTAAACGATGTCGATTTGGAGGTTGTGCCCTTGAGGCGTGGCTTCCGG
AGCTAACGCGTTAAATCGACCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGTTAAAAC
TCAAATGAATTGACGGGGGCCCGCACAAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATT
CGATGCAATCGCGAAGAACCTTACTCTACTCTTGACATCCAGAGAACTTTCC
AGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACCTGAGACAGGTGCTGCATGGCTGT
CGTCAGCTCGTGTTGTGAAATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCAACC
CTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTTCGGCCGGGAACCTCAAAGGAGACTGCCAGT
GATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTTACGA
GTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCATATACAAAGAGAAGCGACCTCGC
GAGAGCAAGCGGACCTCATAAAGTATGTCGTAGTCCGGATTGGAGTCTGCA
ACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATCGT

(C4)

TGCAGTCGAGCGATGGATTAGAGCTTGCTCTTATGAAGTTAGCGGCCGACG
GGTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCATAAGACTGGGATAACTCCGGGAA
ACCGGGGCTAATACCGGATAACATTTTGAACCGCATGGTTCGAAATTGAAA
GGCGGCTTCGGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGCTAGTTGG
TGAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTGA
TCGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAG
TAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCGCGTGAG
TGATGAAGGCTTTCGGGTCGTAAAACCTCTGTTGTTAGGGAAGAACAAGTGC
TAGTTGAATAAGCTGGTCACCTTGACGGTACCTAACCAGAAAGCCACGGCT
AACTACGTGGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGCAAGCGTTATCCGG
AACTTATTGGGCCGTAAAGCGCGCGCAGGGTGGTTTCTTAAAGTCTGATGTG
AAAGCCCACGGCTCAACCCGTGGAGGGTCATTGGAAACTGGGAGACTTGAG
TGCAGAAGAGGAAAGTGGAATTCATGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGAT
ATGGAGGAACACCAGTGGCGAAGGCGACTTTCTGGTCTGTAACCTGACTG
AGGCGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCGTGGTAGTCCAC
GCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCTTTAGTGCTGA
AGTTAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGCTGAAAC
TCAAAGGAATTGACGGGKGCCCGCCACAAGCGGTGKAGCATGTGGTTTAAT

TCGAAGCAACGCGAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTGACAACCCT
AGAGATAGGGCTTCTCCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGTGCATGGTTGT
CGTCAGCTCGTGTCTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCAACC
CTTGATCTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGACTGCCGGTG
ACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCTTATGAC
CTGGGCTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGCAAGACCGCG
AGGTGGAGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGTAGGCTGCAAC
TCGCCTACATGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGC

(D1)

GCAGTCGAGCGATGGATTAGAGCTTGCTCTTATGAAGTTAGCGGCGGACGG
GTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCATAAGACTGGGATAACTCCGGGAAA
CCGGGGCTAATACCGGATAACATTTTGAACCGCATGGTTCGAAATTGAAAG
GCGGCTTCGGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGCTAGTTGGT
GAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCGACCTGAGAGGGTGAT
CGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGT
AGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCGCGTGAGT
GATGAAGGCTTTCGGGTCGTAAACTCTGTTGTTAGGGCCAAGAACAAGTG
CTAGGTTGAATAAGGCTKGTCACCTKGACGGTACCTAAACCAGGAAAGCCA
CGGCTAACTTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTAGGTGGCAAGCGGTT
ATCCGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCCGCGCAGGGTGGTTTTCTTAAGTCTG
ATGTGAAAGCCCACGGCTCAACCGTGGAGGGTCATTGGGAAACTGGGAGAC
TTGAGTGCAGAAGAGGAAAGTGGAAATCCCATGTGTAGCGGTGAAATGCGT
AGAGATATGGAGGAACACCCAGTGGCGAAAGCGACTTTCTGGTCTGTA
ACTGACTGAGGCGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGT
AGTCCACGCCGTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCTTTA
GTGCTGAAGTTAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGG
CTGAAACTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCGCACAAAGCGGTGGAGCATGTG
GTTTAATTCGAAGCAACGTCGTAAGAACCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTG
ACAACCCTAGAGATAGGGCTTCTCCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGTGC
ATGGTTGTCGTCAGCTCGTGTCTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAG
CGCAACCCTTGATCTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGACT

GCCGGTGACAAACCGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCC
TTATGACCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGCAA
GACCGCGAGGTGGAGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGTAG
GCTGCAACTCGCCTACATGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGCG

(D2)

TGCAGTCGACGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCGGGTGACGAGTGGCGGAC
GGGTGAGTAATGTCTGGGAACTGCCTGATGGAGGGGGATAACTACTGGAA
ACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGGGACCTTCGG
GCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGGTGGGGTAA
CGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGACCAGCCAC
ACTGGAAGTGGAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGTGGGGAAT
ATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTATGAAGAAG
GCCTTCGGGTTGTAAAGTACTTTACAGCGGGGAGGAAGGTGTTTCGTGGTKA
ATAACCGCCAAGCAAATTGAACCGTTACCCGCCAGAAAGAAAGCACCGGCT
AACTCCGTGCCAGCAGCCGCCGTTAAATACGGAGGGGTGCAAAGCGTTAAT
CGGAATTACTGGGCGTAAAGCGCACGCAGGCGGTCTGTCAAGTCGGGATGT
GAAATCCCCGGGCTCAACCTGGGAACTGCATTCGAAACTGGCAGGCTAGA
GTCTTGTAGAGGGGGGGTAGAATTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAG
ATCTGGGAGGAATACCGGTGGCGAAAGGCGGCCCCCTGGACAAAGACTGA
CGCTCAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGT
CCACGCCGTAAACGATGTCGACTTGGAGGTTGTGCCCTTTGAGGCGTGGCTT
TCCGGAGCTAACGCGTTTAAGTCGACCGCCCTGGGGGGAGTACGGCCGCAA
GGTTAAACTCAAATGAATTGACGGGGGGCCCGCACAAAGCGGGTGGGGAG
CATGTGGTTTAATTCGATGCAATCGGCGAAGAAACCTTAACCGTACTCTTGA
CATCCAGAGAACTTTCCAGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACTCTGAGAC
AGGTGCTGCATGGCTGTCGTCAGCTCGTGTGTGAAATGTTGGGTAAAGTCC
CGCAACGAGCGCAACCCTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTAGGCCGGGAACTC
AAAGGAGACTGCCAGTGATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGT
CATCATGGCCCTTACGAGTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCGCATAACA
AAGAGAAGCGACCTCGCGAGAGCAAGCGGACCTCATAAAGTGCGTCGTAGT
CCGGATTGGAGTCTGCAACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATC
GTAGAT

(D3)

TACCATGCAGTCGAGCGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCTGGGTGACGAGC
GGCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAGGGGGATAACT
ACTGGAAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGGG
ACCTTCGGGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGGT
GGGGTAATGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGAC
CAGCCACACTGGAAGTGGAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGT
GGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTGT
GAAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGCACTTTCAGCGAGGAGGAAGGTGGTGG
AACTTAATACCGTTCATCAATTGACGTTACTCGCAGAAGAAGCACCGGCT
AACTCCGTGCCAGGCAGCCGCGGGTAATACGGAGGGTGCAAGCGTTAATCG
GAATTACTGGGCGTAAAGCGCCACGCCAGGCGGGTTTGTAAAGTCAGATGT
GAAATCCCCGGGCTCAACCTGGGAAGTGCATTTGAAACTGGGCAAGCTAGA
GTCTCGTAGAGGGGGGGTAGAATTTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGA
GATCTGGAGGAATACCGGTGGCGAAAGGCGGCCCCCTGGACGAAGACTGA
CGCTCAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGT
CCACGCTGTAAACGATGTCGATTTGGGAGGTTGTGCCCTTTGAGGCGTGGCT
TCCGGAGCTAACGCGTTTAAATCGACCGCCTGGGGGAGTACGGCCGCAAGG
TTAAACTCAAATGAATTGACGGGGGCCCGCACAAGCGGTGGAGCATGTGG
TTAATTCGATGCAACGCGAGAGAACCTTACCTACTCTTGACATCCAGAGAA
CTTCCAGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACTCTGAGACAGGTGCTGCATG
GCTGTCGTCAGCTCGTGTTGTGAAATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGC
AACCTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTTCGGCCGGGAACTCAAAGGAGACTGC
CAGTGATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTT
ACGAGTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCATATACAAAGAGAAGCGACC
TCGCGAGAGCAAGCGGACCTCATAAAGTATGTCGTAGTCCGGATTGGAGTC
TGCAACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATCTAGATC

(E1)

CCTACCATGCAGTCGACGGTAGCACAGAGAGCTTGCTCTCGGGTGACGAGT
GGCGGACGGGTGAGTAATGTCTGGGAAACTGCCTGATGGAGGGGGATAACT
ACTGGAAACGGTAGCTAATACCGCATAACGTCGCAAGACCAAAGAGGGGG
ACCTTCGGGCCTCTTGCCATCAGATGTGCCAGATGGGATTAGCTAGTAGGT

GGGGTAACGGCTCACCTAGGCGACGATCCCTAGCTGGTCTGAGAGGATGAC
CAGCCACACTGGAAGTGGAGACACGGTCCAGACTCCTACGGGAGGCAGCAGT
GGGGAATATTGCACAATGGGCGCAAGCCTGATGCAGCCATGCCGCGTGTAT
GAAGAAGGCCTTCGGGTTGTAAAGCTACTTTCAGCGGGGAGGAAGGTGTTG
TGGTTAATAACACAGCAATTGACGTTACCCGCAGAAGAAGCCACCGGCTA
ACTCCGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGGAGGGTGGCAAGCGTTAATCGGA
ATTACTGGGCGTAAAGCGCACGCAGGCGGTCTGTCAAGTCGGATGTGAAAT
CCCCAGGGCTCAACCTGGGAACTGCATTTCGAAACTGGGCAGGCTAGAGTCT
TGTAAGAGGGGGGGTAGAATTTCCAGGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATC
TGGAGGAATACCGGTGGCGAACGCGGCCCCCTGGACAAAGACTGACGCTCA
GGTGGCAAAGCGTGGGGAGCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCACGC
CGTAAACGATGTCGACTTGGAGGTTGTGCCCTTGAGGCGTGGCTTCCGGA
GCTAACGCGTTAAGTCGACCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGTTAAACT
CAAATGAATTGACGGGGGCCCGCACAAAGCGGTCGGAGCCATGTGGTTTAAAT
TCGATGCAATCGCGAAGAACCTTACCTACTCTTGACATCCAGAGAACTTTCC
AGAGATGGATTGGTGCCTTCGGGAACTCTGAGACAGGTGCTGCATGGCTGT
CGTCAGCTCGTGTGTGAAATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCAACC
CTTATCCTTTGTTGCCAGCGGTTAGGCCGGGAACTCAAAGGAGACTGCCAGT
GATAAACTGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCATCATGGCCCTTACGA
GTAGGGCTACACACGTGCTACAATGGCGCATACAAAGAGAAGCGACCTCGC
GAGAGCAAGCGGACCTCATAAAGTGCGTCTAGTCCGGATTGGAGTCTGCA
ACTCGACTCCATGAAGTCGGAATCGCTAGTAATCGTAG

(E3)

CTAATATGCAGTCGAGCGATGGATTAGAGCTTGCTCTTATGAAGTTAGCGGC
GGACGGGTGAGTAACACGTGGGTAACCTGCCATAAGACTGGGATAACTCC
GGGAAACCGGGGCTAATACCGGATAACATTTTGAACCGCATGGTTCGAAAT
TGAAAGGCGGCTTCCGCTGTCACTTATGGATGGACCCGCGTCGCATTAGCTA
GTTGGTGAGGTAACGGCTCACCAAGGCAACGATGCGTAGCCAACCTGAGAG
GGTGATCGGCCACACTGGGACTGAGACACGGCCCAGACTCCTACGGGAGGC
AGCAGTAGGGAATCTTCCGCAATGGACGAAAGTCTGACGGAGCAACGCCGC
GTGAGTGATGAAGGCTTTCGGGTCGTAAAACCTCTGTTGTTAGGGAAGAACA
AGTGCTAGTTGAATAAGCTGGCACCTTGACGGTACCTAACAGAAAGCCAC
GGCTAACTACGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGTACGTGGCAAGCGTTATC

CGGAATTATTGGGCGTAAAGCGCGCGCATGTGGTTTCTTAAGTCTGATGTGA
AAGCCCACGGCTCACCCGTGGAGGGTCATTGGAAACTGGGAGACTTGAGTG
CAGAAGAGGAAAGTGGAATCCATGTGTAGCGGTGAAATGCGTAGAGATAT
GGAGGAACACCAGTGGCGACGCGACTATCTGGTCTGTAAGTACTGACTGAGG
CGCGAAAGCATGGGGAGCCAAACAGGATTAGATACCCTGGTAGTCCACGCC
GTAAACGATGAGTGCTAAGTGTTAGAGGGTTTCCGCCCTTTAGTGCTGAAGT
TAACGCATTAAGCACTCCGCCTGGGGAGTACGGCCGCAAGGCTGAAACTCA
AAGGAATTGACGGGGGCCCGCACAAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTGGA
AGCAACGCGAAGACCCTTACCAGGTCTTGACATCCTCTGAAAACCCTAGAG
ATAGGGCTTGTCTTCGGGAGCAGAGTGACAGGTGGTGCATGGTTTCGTCA
GCTCGTGTCGTGAGATGTTGGGTAAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTTGAT
CTTAGTTGCCATCATTAAAGTTGGGCACTCTAAGGTGACTGCCGGTGACAAAC
CGGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAATCATCATGCCCTTATGACCTGGGC
TACACACGTGCTACAATGGACGGTACAAAGAGCTGCAAGACCGCGAGGTGG
AGCTAATCTCATAAAACCGTTCTCAGTTCGGATTGTAGGCTGCAACTCGCCT
ACATGAAGCTGGAATCGCTAGTAATCGCGAT

ÇALIŞMADA ÖLÇÜLEN UOB KONSANTRASYONLARI VE GİDERİM VERİMLERİ

Çizelge B.1 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Ocak, 2018)

UOB Türü	Giriş	Giriş	Çıkış (A)	Çıkış (B)	Çıkış (C)	Çıkış (D)	Çıkış (E)
Benzen	0,070	0,070	0,030	0,035	0,030	0,045	0,050
Toluen	1,970	1,980	1,440	0,745	1,200	1,080	1,350
Etil Benzen	0,150	0,140	0,050	0,040	0,040	0,040	0,095
<i>mp</i> -Ksilen	0,250	0,250	0,090	0,080	0,080	0,080	0,170
<i>o</i> -Ksilen	0,150	0,160	0,065	0,050	0,050	0,065	0,105
1,2,4-Trimetilbenzen	0,020	0,020	0,010	0,010	0,000	0,005	0,015
1,3,5-Trimetilbenzen	0,520	0,520	0,255	0,260	0,500	0,255	0,265
İzopropilbenzen	0,050	0,080	0,005	0,000	0,000	0,000	0,020
<i>n</i> -Propilbenzen	0,040	0,040	0,020	0,015	0,000	0,010	0,035
<i>sec</i> -Butil benzen	0,540	0,530	0,000	0,255	0,000	0,260	0,000
<i>n</i> -Butil benzen	-	-	-	-	-	-	-
<i>tert</i> -Butil Benzen	-	-	-	-	-	-	-
Klorobenzen	0,370	0,370	0,185	0,000	0,000	0,185	0,185
Bromobenzen	0,080	0,120	0,000	0,010	0,000	0,015	0,020
1,4-Diklorobenzen	0,160	0,150	0,085	0,075	0,060	0,095	0,120
1,2-Diklorobenzen	0,160	0,160	0,085	0,075	0,070	0,095	0,120
1,3-Diklorobenzen	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,2,3-Triklorobenzen	0,380	0,380	0,190	0,190	0,380	0,190	0,190
1,2,4-Triklorobenzen	-	-	-	-	-	-	-
Stiren	0,280	0,250	0,135	0,140	0,080	0,075	0,050
2-Klorotoluen	0,080	0,080	0,010	0,005	0,000	0,005	0,025
4-Klorotoluen	0,070	0,070	0,005	0,005	0,000	0,005	0,020

Çizelge B.1 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Ocak, 2018) (devamı)

p-İzopropil tolüen	0,420	0,470	0,105	0,080	0,050	0,010	0,355
Naftalin	0,030	0,030	0,000	0,010	0,000	0,000	0,010
Hekzakloro-1,3-butadin	0,000	0,280	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
cis-1,3-Dikloropropen	0,840	0,000	0,000	0,210	0,420	0,000	0,210
trans-1,3-Dikloropropen	0,040	0,040	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,2,3-Trikloropropan	0,260	0,260	0,130	0,130	0,260	0,130	0,000
1,2-Dibromo-3-kloropropan	0,020	0,023	0,000	0,005	0,020	0,005	0,005
1,2-Dikloropropan	0,080	0,090	0,020	0,035	0,030	0,030	0,040
2,2-Dikloropropan	0,010	0,010	0,005	0,005	0,010	0,005	0,000
1,3-Dikloropropan	0,340	0,350	0,180	0,165	0,340	0,170	0,185
1,1-Dikloropropen	0,020	0,010	0,000	0,005	0,000	0,005	0,005
Kloroetan	-	-	-	-	-	-	-
Bromometan	0,100	0,200	0,055	0,050	0,050	0,000	0,040
1,2-Dibromoetan	0,320	0,000	0,000	0,160	0,000	0,160	0,160
1,1-Dikloroetan	0,180	0,190	0,000	0,000	0,000	0,180	0,000
1,2-Dikloroetan	0,100	0,300	0,170	0,160	0,150	0,150	0,160
1,1,1-Trikloroetan	0,020	0,030	0,015	0,010	0,015	0,010	0,015
1,1,2-Trikloroetan	0,010	0,010	0,005	0,000	0,000	0,005	0,005
Trikloroeten	1,130	1,340	0,300	0,455	0,510	0,445	0,495
Tetrakloroeten	0,060	0,050	0,040	0,030	0,020	0,035	0,045
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0,250	0,250	0,125	0,000	0,000	0,125	0,000
1,1,2,2-Tetrakloroetan	0,010	0,010	0,000	0,005	0,000	0,005	0,010
Dibromometan	0,000	0,260	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Triklorofluorometan	0,340	0,350	0,195	0,170	0,340	0,205	0,170
Metilen klorür	-	-	-	-	-	-	-
cis-1,2-Dikloroeten	1,310	1,180	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1,1-Dikloroeten	0,050	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Trans-1,2-Dikloroeten	0,010	0,010	0,005	0,000	0,010	0,000	0,005
Bromoklorometan	0,010	0,010	0,005	0,000	0,010	0,000	0,005
Bromodiklorometan	0,060	0,050	0,015	0,020	0,020	0,015	0,020
Karbon tetraklorür	0,220	0,220	0,110	0,110	0,000	0,120	0,110
Kloroform	0,020	0,030	0,005	0,015	0,020	0,010	0,015
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-	-	-

Çizelge B.2 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Ocak, 2018)

UOB Türü	Verim (A)	Verim (B)	Verim (C)	Verim (D)	Verim (E)
Benzen	57	50	57	36	29
Toluen	27	62	39	45	32
Etil Benzen	66	72	72	72	34
<i>mp</i> -Ksilen	64	68	68	68	32
<i>o</i> -Ksilen	58	68	68	58	32
1,2,4-Trimetilbenzen	50	50	>99	75	25
1,3,5-Trimetilbenzen	51	50	4	51	49
İzopropilbenzen	92	>99	>99	>99	69
<i>n</i> -Propilbenzen	50	63	>99	75	13
<i>sec</i> -Butil benzen	>99	52	>99	51	>99
<i>n</i> -Butil benzen	-	-	-	-	-
<i>tert</i> -Butil Benzen	-	-	-	-	-
Klorobenzen	50	>99	>99	50	50
Bromobenzen	>99	90	>99	85	80
1,4-Diklorobenzen	45	52	61	39	23
1,2-Diklorobenzen	47	53	56	41	25
1,3-Diklorobenzen	0	0	0	0	0
1,2,3-Triklorobenzen	50	50	0	50	50
1,2,4-Triklorobenzen	-	-	-	-	-
Stiren	49	47	70	72	81
2-Klorotoluen	88	94	>99	94	69
4-Klorotoluen	93	93	>99	93	71
<i>p</i> -İzopropil toluen	76	82	89	98	20
Naftalin	>99	67	>99	>99	67
Hekzakloro-1,3-butadin	>99	>99	>99	>99	>99
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	0	50	0	>99	50
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	>99	>99	>99	>99	>99
1,2,3-Trikloropropan	50	50	0	50	>99
1,2-Dibromo-3-kloropropan	>99	77	7	77	77
1,2-Dikloropropan	76	59	65	65	53
2,2-Dikloropropan	50	50	0	50	>99
1,3-Dikloropropan	48	52	1	51	46
1,1-Dikloropropen	>99	67	>99	67	67
Kloroetan	-	-	-	-	-
Bromometan	63	67	67	>99	73
1,2-Dibromoetan	>99	0	>99	0	0
1,1-Dikloroetan	>99	>99	>99	3	>99

Çizelge B.2 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Ocak, 2018) (devamı)

1,2-Dikloroetan	15	20	25	25	20
1,1,1-Trikloroetan	40	60	40	60	40
1,1,2-Trikloroetan	50	>99	>99	50	50
Trikloroeten	76	63	59	64	60
Tetrakloroeten	27	45	64	36	18
1,1,1,2-Tetrakloroetan	50	>99	>99	50	>99
1,1,2,2-Tetrakloroetan	>99	50	>99	50	0
Dibromometan	>99	>99	>99	>99	>99
Triklorofluorometan	43	51	1	41	51
Metilen klorür	0	0	0	0	0
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	>99	>99	>99	>99	>99
1,1-Dikloroeten	>99	>99	>99	>99	>99
<i>Trans</i> -1,2-Dikloroeten	50	>99	0	>99	50
Bromoklorometan	50	>99	0	>99	50
Bromodiklorometan	73	64	64	73	64
Karbon tetraklorür	50	50	>99	45	50
Kloroform	80	40	20	60	40
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-

Çizelge B.3 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Nisan, 2018)

UOB Türü	Giriş	Giriş	Çıkış	Çıkış	Çıkış	Çıkış
			(A)	(B)	(C)	(D)
Benzen	0,096	0,094	0,078	0,062	0,084	0,084
Toluen	0,466	0,528	0,094	0,112	0,094	0,108
Etil Benzen	0,108	0,12	0,092	0,092	0,092	0,094
<i>mp</i> -Ksilen	0,122	0,144	0,1	0,1	0,096	0,102
<i>o</i> -Ksilen	-	-	-	-	-	-
1,2,4-Trimetilbenzen	0,112	0,116	0,112	0,11	0,11	0,11
1,3,5-Trimetilbenzen	0,106	0,116	0,106	0,106	0,106	0,11
İzopropilbenzen	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104
<i>n</i> -Propilbenzen	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082
<i>sec</i> -Butil benzen	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
<i>n</i> -Butil benzen	0,102	0,108	0,1	0,102	0,102	0,1
<i>tert</i> -Butil Benzen	0,11	0,11	0,108	0,108	0,108	0,108
Klorobenzen	-	-	-	-	-	-
Bromobenzen	0,086	0,09	0,088	0,088	0,088	0,086
1,4-Diklorobenzen	-	-	-	-	-	-
1,2-Diklorobenzen	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086

Çizelge B.3 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Nisan, 2018) (devamı)

1,3-Diklorobenzen	0,096	0,106	0,086	0,084	0,082	0,086
1,2,3-Triklorobenzen	0,088	0,088	0,086	0	0,086	0
1,2,4-Triklorobenzen	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086
Stiren	-	-	-	-	-	-
2-Klorotoluen	0,08	0,082	0,078	0,078	0,078	0,08
4-Klorotoluen	0,096	0,096	0,096	0,094	0,096	0,096
<i>p</i> -İzopropil toluen	0,14	0,178	0,118	0,12	0,108	0,118
Naftalin	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0
Hekzakloro-1,3-butadin	0,086	0,086	0,086	0	0,086	0
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	0,112	0,112	0	0	0	0
1,2,3-Trikloropropan	0,076	0,079	0,076	0,076	0,076	0,076
1,2-Dibromo-3-kloropropan	0,09	0,096	0,09	0,088	0,088	0,088
1,2-Dikloropropan	-	-	-	-	-	-
2,2-Dikloropropan	0,074	0,074	0,074	0,074	0,074	0,074
1,3-Dikloropropan	0,09	0,092	0,086	0,088	0,086	0,086
1,1-Dikloropropen	0,098	0,09	0,082	0,084	0,09	0,088
Kloroetan	-	-	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	-	-	-	-	-	-
1,1-Dikloroetan	-	-	-	-	-	-
1,2-Dikloroetan	0,118	0,108	0,088	0,096	0,088	0,09
1,1,1-Trikloroetan	0,066	0,066	0,066	0,066	0,066	0,066
1,1,2-Trikloroetan	0,084	0,084	0	0,076	0	0,076
Trikloroeten	-	-	-	-	-	-
Tetrakloroeten	-	-	-	-	-	-
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
1,1,2,2-Tetrakloroetan	0,072	0,072	0,072	0,072	0,072	0,07
Dibromometan	0,08	0,08	0,08	0,08	0	0,08
Triklorofluorometan	0,036	0,038	0,024	0,03	0,024	0,022
Metilen klorür	0,276	0,264	0,264	0,094	0,07	0,176
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	0,204	0,19	0,064	0,064	0,064	0,064
1,1-Dikloroeten	0,43	0,194	0,04	0,04	0,04	0,044
<i>Trans</i> -1,2-Dikloroeten	-	-	-	-	-	-
Bromoklorometan	0,07	0,07	0,07	0	0	0
Bromodiklorometan	-	-	-	-	-	-
Karbon tetraklorür	-	-	-	-	-	-
Kloroform	0,08	0,076	0,072	0,074	0,072	0,072
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-	-

Çizelge B.4 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri
(Nisan, 2018)

VOC Türü	Verim (A)	Verim (B)	Verim (C)	Verim (D)
Benzen	18	35	12	12
Toluen	81	77	81	78
Etil Benzen	19	19	19	18
mp-Ksilen	25	25	28	23
o-Ksilen	-	-	-	-
1,2,4-Trimetilbenzen	2	4	4	4
1,3,5-Trimetilbenzen	5	5	5	1
İzopropilbenzen	0	0	0	0
n-Propilbenzen	0	0	0	0
sec-Butil benzen	0	0	0	0
n-Butil benzen	5	3	3	5
tert-Butil Benzen	2	2	2	2
Klorobenzen	-	-	-	-
Bromobenzen	0	0	0	2
1,4-Diklorobenzen	-	-	-	-
1,2-Diklorobenzen	0	0	0	0
1,3-Diklorobenzen	15	17	19	15
1,2,3-Triklorobenzen	2	>99	2	>99
1,2,4-Triklorobenzen	0	0	0	0
Stiren	-	-	-	-
2-Klorotoluen	4	4	4	1
4-Klorotoluen	0	2	0	0
p-İzopropil toluen	26	25	32	26
Naftalin	0	0	0	>99
Hekzakloro-1,3-butadin	0	>99	0	>99
cis-1,3-Dikloropropen	-	-	-	-
trans-1,3-Dikloropropen	>99	>99	>99	>99
1,2,3-Trikloropropan	2	2	2	2
1,2-Dibromo-3- kloropropan	3	5	5	5
1,2-Dikloropropan	-	-	-	-
2,2-Dikloropropan	0	0	0	0
1,3-Dikloropropan	5	3	5	5
1,1-Dikloropropen	13	11	4	6
Kloroetan	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	-	-	-	-
1,1-Dikloroetan	-	-	-	-
1,2-Dikloroetan	22	15	22	20
1,1,1-Trikloroetan	0	0	0	0
1,1,2-Trikloroetan	>99	10	>99	10

Çizelge B.4 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Nisan, 2018) (devamı)

Trikloroeten	-	-	-	-
Tetrakloroeten	-	-	-	-
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0	0	0	0
1,1,2,2-Tetrakloroetan	0	0	0	3
Dibromometan	0	0	>99	0
Triklorofluorometan	35	19	35	41
Metilen klorür	2	65	74	35
Cis-1,2-Dikloroeten	68	68	68	68
1,1-Dikloroeten	87	87	87	86
Trans-1,2-Dikloroeten	-	-	-	-
Bromoklorometan	0	>99	>99	>99
Bromodiklorometan	-	-	-	-
Karbon tetraklorür	-	-	-	-
Kloroform	8	5	8	8
Dibromoklorometan	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-

Çizelge B.5 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Mayıs, 2018)

VOC Türü	Giriş	Giriş	Çıkış (A)	Çıkış (B)	Çıkış (C)	Çıkış (D)	Çıkış (E)
Benzen	0,088	0,092	0,082	0,088	0,088	0	-
Toluen	0,336	0,684	0,396	0,374	0,124	0,2	-
Etil Benzen	0,122	0,122	0,102	0,102	0,094	0,092	-
<i>mp</i> -Ksilen	0,138	0,144	0,126	0,114	0,1	0,1	-
<i>o</i> -Ksilen	0,132	0	0	0	0	0	-
1,2,4-Trimetilbenzen	0,11	0,126	0,112	0,112	0,108	0,108	-
1,3,5-Trimetilbenzen	0,106	0,108	0,106	0,106	0,106	0,106	-
İzopropilbenzen	0,106	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	-
<i>n</i> -Propilbenzen	0,084	0,082	0,082	0,082	0,082	0,082	-
<i>sec</i> -Butil benzen	0,112	0,112	0	0	0	0	-
<i>n</i> -Butil benzen	0,104	0,104	0,1	0,104	0,102	0,1	-
<i>tert</i> -Butil Benzen	0,108	0,108	0,108	0,108	0,108	0,108	-
Klorobenzen	0,092	0,092	0	0	0	0,09	-
Bromobenzen	0,09	0,102	0,086	0,096	0,096	0,088	-
1,4-Diklorobenzen	0,088	0	0	0	0	0	-
1,2-Diklorobenzen	0,085	0,086	0,086	0,086	0,084	0,086	-
1,3-Diklorobenzen	-	-	-	-	-	-	-
1,2,3-Triklorobenzen	0,086	0,086	0	0,086	0,086	0,086	-
1,2,4-Triklorobenzen	0,092	0,086	0,088	0,086	0,086	0,086	-
Stiren	0,116	0	0	0	0	0	-
2-Klorotoluen	0,082	0,081	0,082	0,078	0,08	0,078	-

Çizelge B.5 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Mayıs, 2018) (devamı)

4-Klorotoluen	0,096	0,096	0,094	0,094	0,096	0,096	-
p-İzopropil toluen	0,114	0,112	0,11	0,112	0,112	0,112	-
Naftalin	-	-	-	-	-	-	-
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	0,114	0,112	0,112	0,112	0,112	0,112	-
1,2,3-Trikloropropan	0,078	0,076	0,076	0,076	0,076	0,076	-
1,2-Dibromo-3-kloropropan	0,089	0,09	0,088	0,09	0,09	0,088	-
1,2-Dikloropropan	0,081	0,082	0,08	0	0,082	0	-
2,2-Dikloropropan	0,075	0,076	0,074	0,074	0,074	0,076	-
1,3-Dikloropropan	0,09	0,096	0,092	0,092	0,088	0,088	-
1,1-Dikloropropen	0,092	0,092	0,086	0,09	0,09	0	-
Kloroetan	-	-	-	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	0,096	0,096	0	0	0,096	0	-
1,1-Dikloroetan	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dikloroetan	0,094	0,096	0,094	0,092	0,088	0,092	-
1,1,1-Trikloroetan	0,066	0,066	0,066	0,066	0,066	0	-
1,1,2-Trikloroetan	0,082	0,09	0,082	0,082	0,076	0,078	-
Trikloroeten	-	-	-	-	-	-	-
Tetrakloroeten	0,118	0	0	0	0	0	-
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	-
1,1,2,2-Tetrakloroetan	0,071	0,072	0,07	0,07	0,072	0,072	-
Dibromometan	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	-
Triklorofluorometan	-	-	-	-	-	-	-
Metilen klorür	0,79	0,788	0,49	0,33	0,07	0,402	-
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	0,178	0,222	0,064	0,064	0,064	0	-
1,1-Dikloroeten	0,042	0,042	0,042	0,04	0,042	0,04	-
<i>trans</i> -1,2-Dikloroeten	-	-	-	-	-	-	-
Bromoklorometan	0,072	0	0	0	0	0	-
Bromodiklorometan	0,072	0,072	0,072	0,072	0,072	0,072	-
Karbon tetraklorür	0,076	0,076	0,076	0,076	0,076	0,076	-
Kloroform	0,074	0,074	0,074	0,072	0,072	0,074	-
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-	-	-
Bromoform	0,084	0	0	0	0	0	-

Çizelge B.6 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri
(Mayıs, 2018)

VOC Türü	Verim (A)	Verim (B)	Verim (C)	Verim (D)
Benzen	9	2	2	>99
Toluen	22	27	76	61
Etil Benzen	16	16	23	25
<i>mp</i> -Ksilen	11	19	29	29
<i>o</i> -Ksilen	>99	>99	>99	>99
1,2,4-Trimetilbenzen	5	5	8	8
1,3,5-Trimetilbenzen	1	1	1	1
İzopropilbenzen	1	1	1	1
<i>n</i> -Propilbenzen	1	1	1	1
<i>sec</i> -Butil benzen	>99	>99	>99	>99
<i>n</i> -Butil benzen	4	0	2	4
<i>tert</i> -Butil Benzen	0	0	0	0
Klorobenzen	>99	>99	>99	2
Bromobenzen	10	0	0	8
1,4-Diklorobenzen	>99	>99	>99	>99
1,2-Diklorobenzen	0	0	2	0
1,3-Diklorobenzen	-	-	-	-
1,2,3-Triklorobenzen	>99	0	0	0
1,2,4-Triklorobenzen	1	3	3	3
Stiren	>99	>99	>99	>99
2-Klorotoluen	0	4	2	4
4-Klorotoluen	2	2	0	0
<i>p</i> -İzopropil toluen	3	1	1	1
Naftalin	-	-	-	-
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	1	1	1	1
1,2,3-Trikloropropan	1	1	1	1
1,2-Dibromo-3-kloropropan	2	0	0	2
1,2-Dikloropropan	1	>99	0	>99
2,2-Dikloropropan	1	1	1	0
1,3-Dikloropropan	1	1	5	5
1,1-Dikloropropen	7	2	2	>99
Kloroetan	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	>99	>99	0	>99
1,1-Dikloroetan	-	-	-	-
1,2-Dikloroetan	1	3	7	3
1,1,1-Trikloroetan	0	0	0	>99
1,1,2-Trikloroetan	5	5	12	9

Çizelge B.6 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri (Mayıs, 2018) (devamı)

Trikloroeten	-	-	-	-
Tetrakloroeten	>99	>99	>99	>99
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0	0	0	0
1,1,2,2-Tetrakloroetan	2	2	0	0
Dibromometan	0	0	0	0
Triklorofluorometan	-	-	-	-
Metilen klorür	38	58	91	49
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	68	68	68	>99
1,1-Dikloroeten	0	5	0	5
<i>trans</i> -1,2-Dikloroeten	-	-	-	-
Bromoklorometan	>99	>99	>99	>99
Bromodiklorometan	0	0	0	0
Karbon tetraklorür	0	0	0	0
Kloroform	0	3	3	0
Dibromoklorometan	-	-	-	-
Bromoform	>99	>99	>99	>99

Çizelge B.7 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Haziran, 2018)

UOB Türü	Giriş	Giriş	Çıkış (A)	Çıkış (B)	Çıkış (C)	Çıkış (D)	Çıkış (E)
Benzen	0,19	0,19	0,17	0,17	0,18	0,17	0,16
Toluen	0,31	0,33	0,28	0,28	0,21	0,20	0,20
Etil Benzen	0,24	0,25	0,20	0,20	0,17	0,17	0,19
<i>mp</i> -Ksilen	0,26	0,28	0,25	0,25	0,12	0,12	0,13
<i>o</i> -Ksilen	0,25	0,26	0,24	0,26	0,14	0,14	0,15
1,2,4-Trimetilbenzen	0,27	0,28	0,13	0,13	0,09	0,09	0,09
1,3,5-Trimetilbenzen	0,00	0,27	0,11	0,12	0,11	0,12	0,00
İzopropilbenzen	-	-	-	-	-	-	-
<i>n</i> -Propilbenzen	0,16	0,16	0,13	0,12	0,11	0,11	0,00
<i>sec</i> -Butil benzen	0,18	0,28	0,16	0,17	0,15	0,15	0,15
<i>n</i> -Butil benzen	0,29	0,30	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20
<i>tert</i> -Butil Benzen	0,27	0,27	0,22	0,21	0,21	0,21	0,00
Klorobenzen	-	-	-	-	-	-	-
Bromobenzen	0,25	0,26	0,22	0,00	0,19	0,00	0,00
1,4-Diklorobenzen	0,21	0,22	0,09	0,08	0,05	0,04	0,04
1,2-Diklorobenzen	0,24	0,25	0,23	0,00	0,22	0,22	0,00
1,3-Diklorobenzen	0,21	0,22	0,21	0,20	0,21	0,21	0,21
1,2,3-Triklorobenzen	0,22	0,22	0,20	0,22	0,22	0,22	0,00
1,2,4-Triklorobenzen	0,22	0,22	0,15	0,13	0,13	0,13	0,00
Stiren	0,25	0,26	0,17	0,16	0,16	0,15	0,15
2-Klorotoluen	0,21	0,20	0,11	0,13	0,10	0,10	0,10

Çizelge B.7 Biyofiltre ünitesi giriş ve çıkış numunelerinde mg m⁻³ ölçülen konsantrasyonlar (Haziran, 2018) (devamı)

4-Klorotoluen	0,25	0,24	0,16	0,17	0,14	0,14	0,14
<i>p</i> -İzopropil toluen	0,33	0,29	0,23	0,22	0,22	0,22	0,22
Naftalin	0,25	0,25	0,17	0,14	0,15	0,14	0,14
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,3-Dikloropropen	0,29	0,28	0,27	0,20	0,26	0,21	0,00
<i>trans</i> -1,3-Dikloropropen	0,28	0,28	0,24	0,00	0,23	0,21	0,00
1,2,3-Trikloropropan	0,19	0,20	0,07	0,06	0,05	0,00	0,00
1,2-Dibromo-3-kloropropan	0,22	0,00	0,10	0,00	0,09	0,00	0,00
1,2-Dikloropropan	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,18	0,00
2,2-Dikloropropan	0,21	0,19	0,20	0,19	0,19	0,19	0,00
1,3-Dikloropropan	0,22	0,24	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
1,1-Dikloropropen	0,33	0,32	0,21	0,21	0,22	0,21	0,20
Kloroetan	-	-	-	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	0,25	0,25	0,24	0,19	0,24	0,00	0,00
1,1-Dikloroetan	0,16	0,15	0,06	0,05	0,05	0,00	0,00
1,2-Dikloroetan	0,24	0,23	0,16	0,16	0,14	0,00	0,14
1,1,1-Trikloroetan	0,20	0,19	0,16	0,16	0,11	0,11	0,13
1,1,2-Trikloroetan	0,19	0,19	0,14	0,14	0,00	0,14	0,00
Trikloroeten	-	-	-	-	-	-	-
Tetrakloroeten	0,19	0,19	0,13	0,13	0,11	0,11	0,12
1,1,1,2-Tetrakloroetan	0,21	0,20	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
1,1,2,2-Tetrakloroetan	0,18	0,18	0,15	0,14	0,14	0,14	0,00
Dibromometan	0,21	0,20	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Triklorofluorometan	-	-	-	-	-	-	-
Metilen klorür	-	-	-	-	-	-	-
<i>cis</i> -1,2-Dikloroeten	0,44	0,40	0,16	0,16	0,16	0,16	0,17
1,1-Dikloroeten	-	-	-	-	-	-	-
<i>trans</i> -1,2-Dikloroeten	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
Bromoklorometan	0,18	0,18	0,00	0,18	0,00	0,18	0,00
Bromodiklorometan	0,19	0,20	0,18	0,18	0,00	0,18	0,00
Karbon tetraklorür	0,19	0,19	0,19	0,00	0,19	0,19	0,00
Kloroform	0,19	0,19	0,15	0,16	0,14	0,14	0,15
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-	-	-

Çizelge B.8 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri
(Haziran, 2018)

UOB Türü	Verim (A)	Verim (B)	Verim (C)	Verim (D)	Verim (E)
Benzen	9	9	4	12	17
Toluen	13	13	34	37	37
Etil Benzen	18	20	30	30	24
mp-Ksilen	8	7	55	55	53
o-Ksilen	5	-	45	47	43
1,2,4-Trimetilbenzen	52	52	67	69	69
1,3,5-Trimetilbenzen	17	9	17	9	>99
İzopropilbenzen	-	-	-	-	-
n-Propilbenzen	21	24	30	30	>99
sec-Butil benzen	29	27	33	33	33
n-Butil benzen	30	33	33	33	33
tert-Butil Benzen	19	21	23	21	>99
Klorobenzen	-	-	-	-	-
Bromobenzen	13	>99	25	>99	>99
1,4-Diklorobenzen	58	63	79	81	81
1,2-Diklorobenzen	7	>99	11	11	>99
1,3-Diklorobenzen	4	6	4	4	4
1,2,3-Triklorobenzen	8	-	-	-	>99
1,2,4-Triklorobenzen	30	42	40	42	>99
Stiren	32	38	38	40	40
2-Klorotoluen	46	38	51	51	51
4-Klorotoluen	36	32	42	42	42
p-İzopropil toluen	25	28	28	30	30
Naftalin	31	43	41	43	45
Hekzakloro-1,3-butadin	-	-	-	-	-
cis-1,3-Dikloropropen	7	30	9	26	>99
trans-1,3-Dikloropropen	15	>99	19	24	>99
1,2,3-Trikloropropan	67	72	74	>99	>99
1,2-Dibromo-3- kloropropan	14	>99	23	>99	>99
1,2-Dikloropropan	3	0	5	13	>99
2,2-Dikloropropan	1	6	6	6	>99
1,3-Dikloropropan	3	5	5	5	5
1,1-Dikloropropen	35	35	33	35	38
Kloroetan	-	-	-	-	-
Bromometan	-	-	-	-	-
1,2-Dibromoetan	3	23	5	>99	>99
1,1-Dikloroetan	64	67	67	>99	>99
1,2-Dikloroetan	31	31	42	>99	40
1,1,1-Trikloroetan	18	16	42	42	34
1,1,2-Trikloroetan	29	29	>99	26	>99

Çizelge B.8 Biyofiltre yatağı çıkış noktalarında UOB türleri için % giderim verimleri
(Haziran, 2018) (devamı)

Trikloroeten	-	-	-	-	-
Tetrakloroeten	32	30	43	43	38
1,1,1,2-Tetrakloroetan	28	28	28	26	28
1,1,2,2-Tetrakloroetan	17	22	22	25	>99
Dibromometan	26	26	26	26	26
Triklorofluorometan	-	-	-	-	-
Metilen klorür	-	-	-	-	-
Cis-1,2-Dikloroeten	62	62	62	62	61
1,1-Dikloroeten	-	-	-	-	-
Trans-1,2-Dikloroeten	0	0	0	0	0
Bromoklorometan	>99	3	>99	3	>99
Bromodiklorometan	8	8	>99	8	>99
Karbon tetraklorür	0	>99	0	0	>99
Kloroform	20	17	25	25	23
Dibromoklorometan	-	-	-	-	-
Bromoform	-	-	-	-	-

ÖRNEKLEME ZAMANLARINDAKİ ATMOSFERİK KOŞULLAR

Çizelge C.1 Örnekleme Zamanlarındaki Atmosferik Koşullar

Örnekleme Tarihleri	Sıcaklık (°C)	Çiğ Noktası (°C)	Nem (%)	Rüzgar Yönü	Rüzgar Hızı (kph)	Basınç (hPa)	Yağış Birikimi (mm)
31/10/2017	10,3	1,1	53	SW	7,9	1022,2	0
20/11/2017	12,1	9,9	87	NW	1,3	1006	7,6
04/01/2018	8,2	7,2	94	NE	6,1	1006,3	0
14/02/2018	10	5,2	72	-	0	1011,4	0
08/03/2018	11,7	10,6	91	SW	0	994,1	2,3
10/04/2018	13,8	10,6	81	E	4,8	1005	0
08/05/2018	18,6	14,4	77	ENE	4,8	995,1	0
28/06/2018	26,7	19,4	65	SSE	1,6	994,1	24,1

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 86,9 mm'dir. Ekim-Kasım

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 161,7 mm'dir. Kasım-Ocak

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 72,6 mm'dir. Ocak – Şubat

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 103,9 mm'dir. Şubat– Mart

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 64,1 mm'dir. Mart– Nisan

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 12,9 mm'dir. Nisan–Mayıs

İki örnekleme arasındaki toplam yağış miktarı: 69,1 mm'dir. Mayıs- Haziran

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı	Hakan ÇELİKTEN
Doğum Tarihi ve Yeri	13.06.1985, Iğdır
Yabancı Dili	İngilizce
E-posta	hakan_celikten@hotmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2013
Lisans	Çevre Mühendisliği	Yıldız Teknik Üniversitesi	2010
Lise	Fen Bilimleri	Yozgat Anadolu Lisesi	2004

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2016-	Kafkas Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2013-2016	Ardahan Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2012-2013	Ondokuz Mayıs Üniversitesi	Araştırma Görevlisi
2011-2012	Harran Üniversitesi	Araştırma Görevlisi

YAYINLARI

Makale

1. Çelikten, H., Saral, A., Kuzu, S.L., ‘‘Identification of Bacterial Communities in a Full-Scale Wood Chip Biofilter’’, Polish Journal of Environmental Studies, Basım Aşamasında.
2. Güneş, G., Saral, A., Celikten, H., Kuzu, S. L., Demir, S., Uygur, N., (2014). ‘‘Investigation of temporal and spatial variations in atmospheric concentrations of PCDDs and PCDFs in Istanbul’’, Science of the Total Environment, 488, 471-476.
3. Uygur, N., Saral, A., Yetilmezsoy, K., Demir, S., Kuzu, S. L., Çelikten, H., Abdulwahab, S. A., (2014). ‘‘Flux Potentials of Aerosols and Their Spatial Variations in a Coastal Metropolis’’, Atmospheric Science Letters, 15(3): 227-238.
4. Demirel S., Uyanık I., Yurtsever A., Çelikten H., Uçar D., (2014). "Simultaneous Bromate And Nitrate Reduction In Water Using Sulfur-Utilizing Autotrophic And Mixotrophic Denitrification Processes In A Fixed Bed Column Reactor", Clean-Soil Air Water, 42: 1185-1189.
5. Uyanık I., Demirel S. , Çelikten H., "Complete Removal Of Nitrate And Nitrite By Autotrophic Denitrification In Sulfur-Limestone Packed Column Reactor", (2013). Journal of Selçuk University Natural and Applied Science, Special, 107-113.

Bildiri

1. Çelikten, H., Saral, A., Kuzu, S.L., (2018). ‘‘Volatile Organic Compound (VOC) Characterization of Municipal Solid Waste Composting Process Emissions’’, Eurasia Waste Manegment Symposium , 2-4 May 2018, İstanbul.
2. Demirel S., Uyanık İ., Yurtsever A., Çelikten H., Uçar D., (2013). "Bromate And Nitrate Reduction Using Denitrifying Fixed-Bed Column Reactor: Biogenic Sulfide Detection", CENVISU,, 24 Nisan 2013, Nevşehir.
3. Saral, A., Demir, S., Işık, D., Akyıldız, A., Kuzu, S.L., Güneş, G., Çelikten, H., Uygur, N., (2012). ‘‘Identification and apportionment of ozone forming potential in an urban atmosphere’’, 4th Air Quality Management at Urban, Regional, and Global Scale, 10-13 Eylül 2012, İstanbul.
4. Güneş, G., Saral, A., Çelikten, H., Demir, S., Kuzu, S.L., Uygur, N., (2012). ‘‘Determination of gas/particle partitioning of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in Istanbul atmosphere, Turkey’’, 4th Air Quality Management at Urban, Regional, and Global Scale, 10-13 Eylül 2012, İstanbul.

Proje

1. İstaç kompost tesisi biyofiltre rehabilitasyonu ve arıtma veriminin artırılması
2. Kompostlaştırma Prosesinden Kaynaklanan Uçucu Organik Bileşiklerin Açık Yatak Biyofiltrasyon Prosesiyle Arıtılması, YTÜ, BAPK
3. Kentsel alanlarda kalıcı organik kirleticilerin atmosferik konsantrasyonlarının araştırılması TÜBİTAK - 110Y063

4. Yeni Bir Sistemle Atıksulardan Azot ve Sülfatın İmmobilize Bakteri Kùltürleriyle Birlikte Giderilmesi, TÜBİTAK - 108Y271

