

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOREAKTÖR DÜZENLİ DEPOLAMA
SAHALARINDA KISMİ HAVALANDIRMANIN
STABİLİZASYONA ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Pınar TOPTAŞ

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Tez Danışmanı : Dr.Öğr.Üyesi Aliye Suna Erses Yay

Mart 2018

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BIYOREAKTÖR DÜZENLİ DEPOLAMA
SAHALARINDA KISMİ HAVALANDIRMANIN
STABİLİZASYONA ETKİSİNİN ARAŞTIRILMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Pınar TOPTAŞ

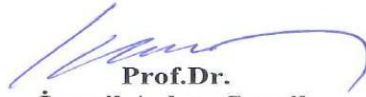
Enstitü Anabilim Dalı

: ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

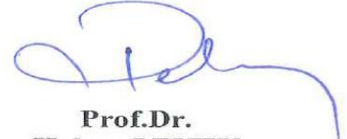
Bu tez 30.03.2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.



**Dr.Öğr.Üyesi
Aliye Suna ERSES YAY
Jüri Başkanı**



**Prof.Dr.
İsmail Ayhan Şengil
Üye**



**Prof.Dr.
Hakan PEKEY
Üye**

BEYAN

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini, görsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezde yer alan verilerin bu üniversite veya başka bir üniversitede herhangi bir tez çalışmasında kullanılmadığını beyan ederim.

Pınar TOPTAŞ
30.03.2018

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim sırasında, bu araştırmanın yürütülmesinde geçen deneysel çalışmalarında, tez yazımında ve diğer her konuda göstermiş olduğu destek, yardım ve katkılarından dolayı değerli hocam Yrd. Doç. Dr. Aliye Suna ERSES YAY'a teşekkür ederim.

Lisans ve Yüksek Lisans eğitimim boyunca ve bu araştırmanın yürütülmesinde geçen tüm deneysel çalışmalarda, tez yazımında hiçbir yardımını esirgemeyen ve ayrıca diğer her konuda bana destek veren arkadaşım aynı zamanda değerli hocam Arş. Gör. Meryem MEHMETBAŞOĞLU'na teşekkür ederim.

Ayrıca araştırmanın deneysel çalışmalarında yardımlarından dolayı değerli hocam Öğr. Gör. N. Pınar Tanattı'ya, arkadaşlarım Çevre Mühendisi Süheyla DURAN, Çevre ve İnşaat Mühendisi Betül KAMA ve Çevre Mühendisi Halil KOÇYİĞİT'e ve yardımı olan diğer herkese çok teşekkür ederim.

Hayatım boyunca yanımda olan ve daima destekleyen, bu çalışmayı bitirebilmem için her türlü manevi desteklerini hiçbir zaman eksik etmeyen aileme çok teşekkür ederim.

Bu araştırma için finansal destek sağladığı için Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projesi (BAP) (Proje No: 2012-01-12-014) ve Tübitak Projesine (Proje No: 112Y257) teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	v
ŞEKİLLER LİSTESİ	vi
TABLolar LİSTESİ	viii
ÖZET	x
SUMMARY	xi
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2.	
LİTERATÜR ÖZETİ	4
2.1. Katı Atıklar ve Yönetimi	4
2.1.1. Katı atık tanımı	4
2.1.2. Katı atıkların miktarı ve bertaraf yöntemleri	4
2.1.3. Entegre katı atık yönetimi	9
2.1.3.1. Kaynakta azaltma	12
2.1.3.2. Geri dönüşüm	13
2.1.3.3. Atık dönüşümü	15
2.1.3.4. Düzenli depolama	18
2.2. Düzenli Depolama Yöntemleri	23
2.2.1. Konvansiyonel (geleneksel) depolama alanları	23
2.2.2. Biyoreaktör depolama sistemleri	24
2.2.2.1. Anaerobik biyoreaktör depolama	26
2.2.2.2. Aerobik biyoreaktör depolama	28
2.2.2.3. Hibrit (aerobik-anaerobik) biyoreaktör depolama ...	31

2.3. Katı Atıkların Düzenli Depolama Sahalarında Ayrışması	33
2.3.1. Atıkların ayrışması ve ayrışma fazları	34
2.3.2. Atıkların ayrışmasını etkileyen faktörler	41
2.3.2.1. Havalandırma miktarı	41
2.3.2.2. pH ve alkalinite	41
2.3.2.3. Sıcaklık	43
2.3.2.4. Nem muhtevası	44
2.3.2.5. Nutrientler	44
2.3.2.6. İnhibitörler	45
2.3.2.7. Bakteriye içerik	47
2.3.2.8. Depolanan atıkların özellikleri	47
2.3.3. Atıkların ayrışmasının hızlandırılması	48
2.3.3.1. Sızıntı suyunun geri devri	48
2.3.3.2. Çamur ilavesi	49
2.3.3.3. Tampon çözelti ilavesi	50
2.3.3.4. Besi maddesi ilavesi	51
2.3.3.5. Atıkların parçalanması ve sıkıştırılması	51
2.4. Düzenli Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu ve Gaz	52
2.4.1. Sızıntı suyu oluşumu ve miktarını etkileyen faktörler	52
2.4.2. Sızıntı suyu özelliklerini etkileyen faktörler	54
2.4.3. Düzenli depolama sahalarındaki depo gazları	59
2.4.3.1. Depo gazı bileşenleri ve özellikleri	59
2.4.3.2. Gaz oluşumunu etkileyen faktörler	61
2.4.3.3. Depo gazının çevreye olan zararları	62
2.5. Biyoreaktör Depolama Sahaları Üzerine Yapılmış Çalışmalar	63

BÖLÜM 3.

MATERYAL VE YÖNTEM	69
3.1. Materyal	69
3.2. Yöntem	69
3.2.1. Reaktörlerin kurulması	69
3.2.2. Hava oranının belirlenmesi	73

3.2.3. Reaktörlerin işletilmesi	73
3.2.4. Reaktörlere doldurulan atıkların miktarı	74
3.2.5. Yapılan analiz ve yöntem	75
BÖLÜM 4.	
ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA	77
4.1. Katı Atık Analizleri	77
4.2. Sızıntı Suyu Analizleri	78
4.2.1. pH ve Alkalinite	78
4.2.2. Yükseltgenme indirgenme potansiyeli (ORP)	81
4.2.3. İletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde	82
4.2.4. Klorür	83
4.2.5. Sızıntı suyunun organik muhtevası	84
4.2.6. Amonyak ve nitrat analizleri	87
4.2.7. Ortofosfat analizi	89
4.2.8. Sülfat ve sülfür analizleri	90
4.3. Gaz Analizleri	91
4.3. Ekonomik Analiz	95
BÖLÜM 5.	
SONUÇ VE ÖNERİLER	98
KAYNAKLAR	116
ÖZGEÇMİŞ	127

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

AnR	: Anaerobik Reaktör
BOİ	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CH ₄	: Metan
Cl ⁻	: Klorür
CO ₂	: Karbondioksit
HR	: Hibrit (Anaerobik-Aerobik) Reaktör
H ₂ S	: Hidrojen Sülfür
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
KR	: Kesikli Reaktör
NH ₄ -N	: Amonyak Azotu
NO ₃	: Nitrat
O ₂	: Oksijen
ORP	: Yükseltgenme İndirgenme Potansiyeli
PO ₄ -P	: Ortofosfat
S ²⁻	: Sülfür
SO ₄ ⁼	: Sülfat
TÇKM	: Toplam Çözünmüş Katı Madde
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Avrupa ülkelerindeki toplam katı atık üretimi	6
Şekil 2.2. KAAP Projesi atık kompozisyonu belirleme çalışması sonucu	8
Şekil 2.3. 2012 ve 2014 yıllarında bertaraf edilen ve geri kazanılan atık miktarı ..	9
Şekil 2.4. Atık Yönetimi Hiyerarşisi	10
Şekil 2.5. Katı atık yönetim sistemi	11
Şekil 2.6. Geri kazanımın faydaları	14
Şekil 2.7. Düzenli depolama alanının yapısı	21
Şekil 2.8. Depolama alanında sızıntı suyunun toplanmasının plan ve kesiti	22
Şekil 2.9. Konvansiyonel ve biyoreaktör depolamanın karşılaştırılması	24
Şekil 2.10. Anaerobik biyoreaktörün yapısı	28
Şekil 2.11. Aerobik biyoreaktör görünümü	30
Şekil 2.12. Hibrit (aerobik – anaerobik) biyoreaktörün yapısı	32
Şekil 2.13. Kentsel katı atıkların ayrışması sonucu oluşan ürünler	34
Şekil 2.14. Depo gazları oluşumunun genelleştirilmiş fazları (I-Başlangıç fazı, II-Geçiş, III-Asit fazı, IV-Metan fermantasyonu, V-Olgunlaşma) ...	35
Şekil 2.15. Metan bakterilerinin aktivite değişimi	42
Şekil 2.16. Sıcaklığın mikroorganizmaların çoğalmasına etkisi	43
Şekil 2.17. Sızıntı suyunun oluşumu	53
Şekil 2.18. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyunun oluşum basamakları	55
Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan reaktör tasarımı	70
Şekil 3.2. YORTAN marka debimetre ve Eheim Jagger marka ısıtıcı	70
Şekil 3.3. Reaktörlerin üst bağlantıları	71
Şekil 3.4. Dijital Termometre ve Ritter marka ıslak gazmetre	71
Şekil 3.5. Reaktör havalandırma ve drenaj sistemi	72
Şekil 3.6. Kurulan biyoreaktör sistemi	72
Şekil 3.7. Biyoreaktörlere konulan atık karışımı	75
Şekil 4.1. pH analiz sonuçları	79
Şekil 4.2. Alkalinite analiz sonuçları	79
Şekil 4.3. ORP analiz sonuçları	81

Şekil 4.4. İletkenlik analiz sonuçları	82
Şekil 4.5. Toplam çözünmüş katı madde analiz sonuçları	83
Şekil 4.6. Klorür analiz sonuçları	84
Şekil 4.7. KOİ analiz sonuçları	85
Şekil 4.8. BOİ analiz sonuçları	86
Şekil 4.9. BOİ/KOİ analiz sonuçları	87
Şekil 4.10. NO ₃ analiz sonuçları	88
Şekil 4.11. NH ₄ analiz sonuçları	89
Şekil 4.12. PO ₄ analiz sonuçları	90
Şekil 4.13. SO ₄ ⁻ analiz sonuçları	91
Şekil 4.14. S ²⁻ analiz sonuçları	91
Şekil 4.15. O ₂ konsantrasyonunun zamana göre değişimi	92
Şekil 4.16. CO ₂ konsantrasyonunun zamana göre değişimi	93
Şekil 4.17. H ₂ S konsantrasyonunun zamana göre değişimi	94
Şekil 4.18. CH ₄ konsantrasyonunun zamana göre değişimi	94
Şekil 4.19. Gaz üretimi.....	100

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1. Bazı İllerde kişi başı ortalama atık miktarı (kg/kişi-gün)	5
Tablo 2.2. 2006-2014 yıllarındaki Belediye atık miktarları	7
Tablo 2.3. Gelişen ülkelerin atık bertaraf metotları	7
Tablo 2.4. 2012 – 2014 Atık bertaraf ve geri kazanım tesis sayılar	8
Tablo 2.5. Malzemelere göre yıllık geri kazanım hedefleri (%)	15
Tablo 2.6. Yakma, Proliz ve Gazifikasyon metotlarının karşılaştırılması	17
Tablo 2.7. Farklı atıklara uygulanan piroliz sonucu açığa çıkan gazlar ve miktarları	18
Tablo 2.8. Konvansiyonel depolama ile anaerobik ve aerobik biyoreaktör depolama alanlarının karşılaştırılması	33
Tablo 2.9. Kentsel katı atıklarda bulunan hızlı ve yavaş ayrışabilen organik bileşenler	34
Tablo 2.10. Depo alanı stabilizasyonu derecesinin bir fonksiyonu olarak depo alanı bileşenleri konsantrasyon aralıkları	36
Tablo 2.11. Geleneksel ve sızıntı suyu geri devri yapılan depolama alanlarındaki sızıntı suyu özellikleri	49
Tablo 2.12. Sızıntı sularının genç ve olgun dönemlerine göre kirlilik konsantrasyonları	56
Tablo 2.13. Kentsel katı atık depo gazında bulunan tipik bileşenler	60
Tablo 2.14. Depo sahası kapatıldıktan sonraki ilk 48 ay boyunca gözlenen depo gazlarının yüzde olarak dağılımı	62
Tablo 3.1. Literatürde olan çalışmalarda uygulanmış hava miktarları	73
Tablo 3.2. Reaktörlerin işletme koşulları	74
Tablo 3.3. Hibrit reaktörün (HR) kademeli olarak artırılarak verilen hava süreleri	74
Tablo 3.4. Sakarya ili evsel atık kompozisyonu	75
Tablo 3.5. Çalışmada yapılan sızıntı suyu, gaz analizleri ve yöntemleri	76
Tablo 4.1. Katı atığın fiziksel özellikleri	77
Tablo 4.2. Katı atık numunesinde ağır metal giriş – çıkış konsantrasyonları	78

Tablo 4.3. Günlük örtüden sızan su miktarı.....	97
Tablo 4.4. Nihai örtüden sızan su miktarı.....	97
Tablo 4.5. Metan üretim hızı değerleri (k).....	99
Tablo 4.6. Biyoreaktör düzenli depolama fiyatları karşılaştırması.....	107

ÖZET

Anahtar kelimeler: Kesikli aerobik reaktör, hibrit reaktör, anaerobik reaktör, sızıntı suyu geri devri, düzenli depolama

Bu araştırmada düzenli depolama alanlarındaki atıkların stabilizasyon süresi farklı işletme koşullarında incelenerek karşılaştırılmıştır. Bu amaçla 30 – 35°C sabit sıcaklıkta, kesikli – aerobik (KR), anaerobik (AnR) ve hibrit (HR) (anaerobik-aerobik) koşullarda çalışan 3 farklı reaktör sistemi kurularak, bu reaktörler Sakarya ilinin katı atık kompozisyonunu temsil edecek şekilde oluşturulan yaklaşık 5,5 kg parçalanmış atık ile doldurulmuştur. Reaktörler sızıntı suyu geri devri ile biyoreaktör olarak işletilmiştir. Aerobik koşullar ise uygun hava oranı seçilerek reaktöre basılan havayla sağlanmıştır. Araştırma boyunca katı atık, sızıntı suyu ve gaz analizleri yapılmıştır. Araştırmanın başında ve sonunda ise katı atık analizleri nem muhtevası, elementel analiz, yoğunluk ve ağır metal analizleri yapılmıştır. Sızıntı suyunda meydana gelen değişimleri incelemek için pH, alkalinite, ORP, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde, Cl^- , $KOİ$, $BOİ$, NH_4-N , NO_3 , PO_4-P , SO_4^- ve S^{2-} yapılmıştır. Gaz analizleri ise CH_4 , CO_2 , H_2S ve O_2 'dir.

Reaktörler karşılaştırıldığında, kesikli havalı reaktörde, havanın etkisiyle katı atık ayrışmasının anaerobik ve hibrit işletilen reaktörlere göre daha hızlı gerçekleştiği ve havalandırmanın sonucu olarak sızıntı suyu kirlilik konsantrasyonlarının daha hızlı düştüğü sonucuna ulaşılmıştır. Çalışmanın 542. gününde hibrit reaktöre verilmeye başlanan hava ile anaerobik reaktör arasındaki kirlilik yükleri karşılaştırıldığında belirgin bir fark görülmesi de hibrit reaktörde kirlilik konsantrasyonları daha düşük ölçülmüştür.

INVESTIGATION OF THE EFFECTS OF SEMI AERATION ON WASTE STABILIZATION IN THE BIOREACTOR LANDFILLS

SUMMARY

Keywords: Semi aerated reactor, hybrid reactor, anaerobic reactor, leachate recirculation, landfilling

In this study, the waste stabilization period of landfills was examined and compared for different operating conditions. For this purpose, 3 different reactors were constructed and operated as semi – aerobic (KR), anaerobic (AnR) and hybrid (HR) (anaerobic – aerobic) conditions at 30 –35 °C. The reactors were filled with about 5,5 kg of shredded waste representing the municipal solid waste composition of Sakarya. The reactors were operated as a bioreactor concept by recirculation of leachate. Aerobic conditions in the reactor were provided by the pressured air pump. Throughout the study, solid waste, leachate and gas analyzes were monitored. Moisture content, density, elemental and heavy metal analysis of solid waste were measured at the beginning and end of the study. pH, alkalinity, ORP, conductivity, total dissolved solids, Cl⁻, COD, BOD, NH₄-N, NO₃, PO₄-P, SO₄⁻ and S²⁻ were monitored to examine the changes in the leachate. Gas analyzes are CH₄, CO₂, H₂S ve O₂.

When the reactors were compared, the solid waste stabilization in the semi aerobic reactor was more efficient than the anaerobic and hybrid reactor and leachate contaminants decreased faster as a result of the aeration. After air addition to the hybrid reactor on day 542, leachate contaminants slightly decreased in the reactor despite there is not significant difference between the anaerobic and hybrid reactors.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Katı atıkların bertarafı oluşan sızıntı sularının ve gazların içerdiği kirlilik yükünden dolayı yüzyıllardır süren çevresel bir sorundur. Teknolojinin sürekli gelişmesine ve nüfusun artmasına bağlı olarak üretilen katı atık miktarı da artacağı için çevresel sorunların ciddi boyutlara ulaşması beklenmektedir. Ortaya çıkan çevresel sorunların engellenebilmesi için katı atıkların bertaraf edilmesinde çeşitli yöntemler üzerinde çalışılmış ve geliştirilmiştir. Entegre katı atık yönetimi önem sırasına göre kaynağında azaltma, geri dönüşüm, atık dönüşümü ve düzenli depolama yöntemlerini içermektedir (Tchobanoglous ve ark., 1993). Ortaya çıkan atıkların bertaraf edilmesinde kullanılan bu metotlar arasındaki düzenli depolama diğer yöntemler ile karşılaştırıldığında en ekonomik olan yöntemdir (Tınmaz, 2002; Ağdağ ve Sponza, 2004; Akpınar, 2006; Bilgili, 2006; Öztürk, 2007; Kolat, 2009; Alver, 2012; Peker, 2012; Cankurt Yiğit, 2015). Ekonomik oluşu nedeniyle daha yaygın kullanılmaktadır (Top, 2009). Ancak atıkların stabilizasyonu çok yavaş olduğundan yüksek kirletici özelliği olan, çevre üzerindeki etkileri yüzyıllar sürebilen, sızıntı suyu ile birlikte küresel ısınmaya sebep olan CH₄ ve CO₂ gibi depo gazları çıkmaktadır (Hudgins ve March, 1998). Depo gaz emisyonu eğer kontrol edilmezse ve sızıntı suyu yeraltı suyuna sızarsa düzenli depolama alanındaki atıkların ayrışması sonucunda çevresel problemler ortaya çıkabilir (Erses ve ark., 2008). Bu sebeple katı atıkların ayrışması stabil olana dek düzenli depo alanlarının kontrol altında tutulması gerekmektedir (Bilgili, 2006; Sekman, 2009; Top, 2009). Ayrıca atıkların yavaş ayrışması, düzenli depolama alanlarının çabuk dolmasına sebep olmaktadır. Düzenli depolama alanlarının daha verimli kullanılabilmesi ve bu tür problemlerin azaltılması ya da ortadan kaldırılması için stabilizasyonun hızlandırılması atık yönetimi açısından büyük önem teşkil etmektedir.

Atık stabilizasyonunun hızlandırılması amacıyla biyoreaktör düzenli depo sistemleri geliştirilmiştir. Atıkların parçalanması ve sıkıştırılması, tampon, besin maddesi ve çamur ilavesi, sızıntı suyu geri devri, aerobik stabilizasyonu hızlandırmak için geliştirilen yöntemlerdir (Warith, 2002; 2003; Ağdağ ve Sponza, 2004; Erses, 2008; Erses ve ark., 2008; Cossu ve ark., 2016). Sızıntı suyunun geri devri biyoreaktörlerde, atık stabilizasyonunu hızlandırmak için kullanılan oldukça yaygın bir yöntemdir (Erses, 2008). Çok sayıda laboratuvar ve arazi ölçekli çalışmalar ile önemi kanıtlanmıştır (Pohland, 1980; Bilgili, 2002; Erses ve Onay, 2003; Borglin ve ark., 2004; Bilgili, 2006; Sekman, 2009; Top, ve ark., 2011; Öncü ve ark., 2012). Sızıntı suyunun geri devrinin stabilizasyonu hızlandırmasından sonra diğer başlıca avantajları, biyogaz üretim oranları artmakta, sızıntı suyu kalitesi iyileşmektedir (McCreanor ve Reinhart, 1999). Düşük işletme maliyeti vardır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Aerobik biyoreaktör düzenli depolama ise; anaerobik depolama alanlarının çevreye verdiği olumsuzlukları azaltmak ve atık stabilizasyonunu hızlandırmak için kullanılan diğer bir yöntemdir (Slezak, 2015). Aerobik ayrışma sayesinde, anaerobik ayrışma sonucu oluşan zehirli kirleticiler yok edilebilir, metan ve karbondioksit emisyonları azaltılabilir ve koku engellenebilir (Palmisano ve Barlaz, 1996). Aerobik ortamda atıklar, anaerobik ortama göre çok daha kısa sürede stabil hale gelmektedir (Erses, 2008; Tınmaz ve Demir, 2009; Harmankaya, 2013). Atık stabilizasyonu için on yıllar ya da daha uzun süre gerekirken, bu teknoloji ile aynı atık kontrollü şartlar altında iki ya da dört yılda stabilize olmaktadır (Campman ve Yates, 2002; Speight, 2015). Fakat aerobik ayrışma için biyoreaktöre enjekte edilen hava miktarı oldukça önemlidir. Çünkü aerobik ortamda yaşayabilen mikroorganizmaların faaliyetlerini gerçekleştirebilmesi için gerekli olan oksijenin yeterli olması gerekmektedir. Eğer oksijen yetersiz olursa ortam anaerobik olur. Aksine fazla oksijen olursa mikroorganizmalar için olumsuz etki yaratmaz. Ancak fazla oksijen enerji tüketiminin artmasında dolayı işletme maliyetlerini arttırmaktadır. Dolayısıyla işletme için en uygun hava miktarının seçilmesi oldukça önemlidir (Varank, 2006). Anaerobik ve aerobik biyoreaktörler dışındaki bir diğer metot hem anaerobik hem de aerobik sıralı olarak işletilen hibrit biyoreaktördür. Hibrit biyoreaktör ile metan üretiminden

faýdalanılmaktadır (Morello ve ark., 2017). İşletmenin hem anaerobik hem de aerobik koşullarda gerçekleşmesiyle sızıntı suyu kirlilik yükü azaltılabilir ve maliyet düşürülebilir (Erses, 2008).

Bu çalışmada anaerobik, kesikli aerobik ve hibrit olarak işletilen biyoreaktörlerde farklı koşullar altında katı atıkların ayrışma süreçleri incelenmiştir. Bu amaçla, biyoreaktörlere parçalanmış katı atıklar sıkıştırılarak homojen olacak şekilde yerleştirilmiştir ve oluşan sızıntı suyundaki kirlilik yükü, sızıntı suyu miktarı, depo gazı değişimi, katı atıkların girişteki özellikleri ile araştırma sonundaki özellikleri yapılan analiz sonuçları ile belirlenmiştir.

BÖLÜM 2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Katı Atıklar ve Yönetimi

2.1.1. Katı atık tanımı

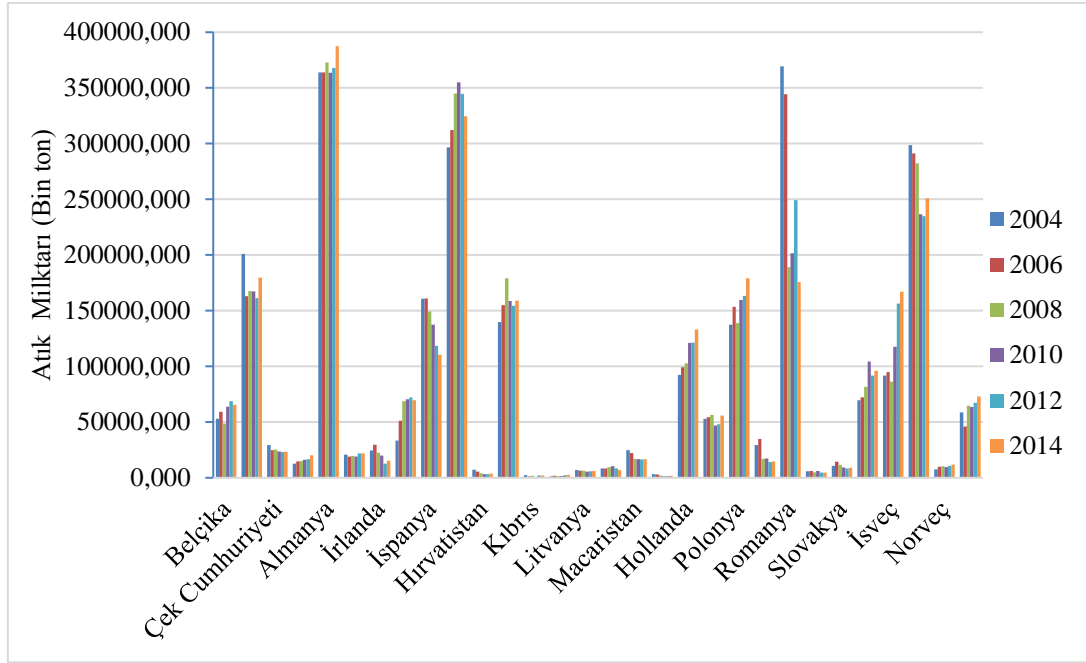
Katı atık; yerleşim yerlerinde oluşan çöpler, ticari ve endüstriyel faaliyetler ile, tarım ve madencilik ile ilgili yapılan çalışmalar sonucunda oluşan atıklar şeklinde adlandırılmaktadır. Günlük evlerde üretilen her türlü atık ve artıklar evsel katı olarak tanımlanmaktadır (Hayta, 2006). 2 Nisan 2015'te yürürlüğe giren Atık Yönetimi Yönetmeliğinde atık tanımı; “Üreticisi veya fiilen elinde bulunduran gerçek veya tüzel kişi tarafından çevreye atılan veya bırakılan ya da atılması zorunlu olan herhangi bir madde veya materyali” şeklinde ifade edilmektedir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

2.1.2. Katı atıkların miktarı ve bertaraf yöntemleri

Üretilen katı atık miktarları, bölgelerin iklimine, teknolojik gelişimine, ekonomilerine, nüfus miktarına göre değişmektedir. Dolayısıyla kişi başına düşen atık miktarları ve buna bağlı olarak toplam katı atık miktarları bölgeden bölgeye hatta ülkeden ülkeye değişiklik göstermektedir. Türkiye'deki bazı illerde kişi başına düşen günlük ortalama katı atık miktarları Tablo 2.1.'de verilmiştir. Şekil 2.1.'de ise Avrupa ülkelerindeki 2004 – 2014 yılları arasındaki toplam katı atık miktarları görülmektedir.

Tablo 2.1. Bazı illerde kişi başı ortalama atık miktarı (kg/kişi-gün) (TÜİK, 2017).

İLLER	Atık Miktarı (kg/kişi – gün)
Afyonkarahisar	1,26
Ankara	1,1
Antalya	1,27
Balıkesir	1,37
Bayburt	1,16
Bingöl	1,21
Bolu	1,67
Burdur	1,17
Çanakkale	1,46
Düzce	1,49
Erzurum	0,8
Eskişehir	0,93
Gümüşhane	0,97
Hatay	0,72
İstanbul	1,16
İzmir	1,12
Kars	1,61
Kocaeli	0,91
Konya	1,03
Rize	0,97
Sakarya	1
Trabzon	0,67
Van	0,99



Şekil 2.1. Avrupa ülkelerindeki toplam katı atık üretimi (<http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=ten00108>).

TÜİK'e göre 2014 yılı için ülke genelinde belediyeler tarafından toplanan günlük kişi başı atık miktarı 1,08 kg olarak hesaplanmıştır. Tablo 2.2.'de görüldüğü üzere atık toplama ve taşıma hizmeti verilen belediyelerde 28 milyon atık toplanmış ve bunların %63,5'i düzenli depolama tesislerine, %35,5'i belediye çöplüklerine, %0,5'i kompost tesislerine gönderilmiş ve kalan %0,5'i diğer yöntemlerle bertaraf edilmiştir (TÜİK, 2017). Gelişen ülkelerin atık bertaraf yöntemleri ise Tablo 2.3.'te görülmektedir. Bu tabloya göre Yunanistan atıklarının tamamını düzenli depolamaya gönderirken Almanya, Fransa ve Hollanda incelendiğinde bu oranın diğer ülkelere göre daha az olduğu görülmektedir.

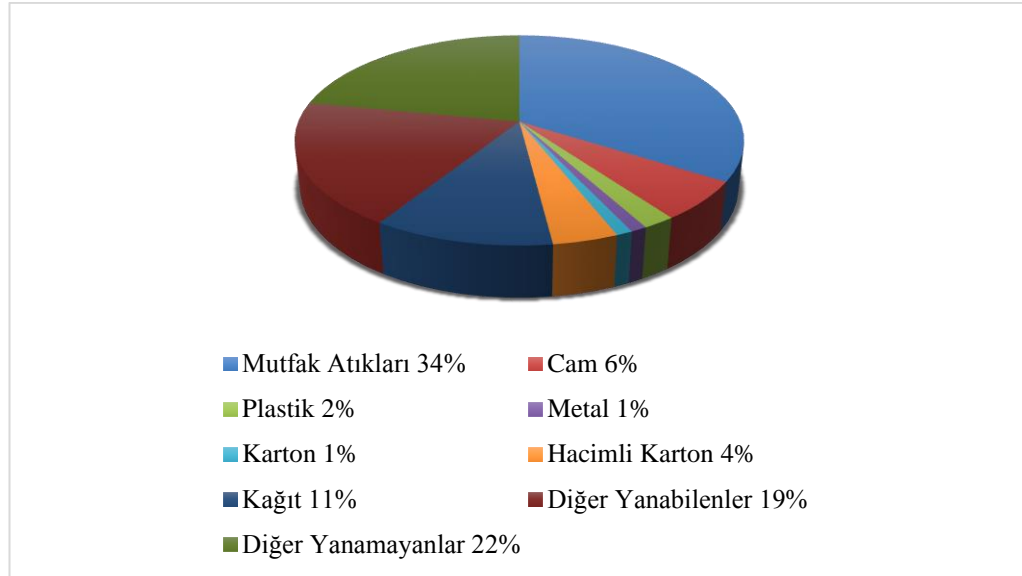
Sanayi ve teknoloji sürekli geliştiğinden dolayı tüketim alışkanlığı değişmektedir. Dolayısıyla zamana bağlı olarak katı atıkların özelliklerinde değişiklikler meydana gelmektedir. Ülkemizde Katı Atık Ana Planı Projesi kapsamında 2006 yılında yapılan katı atık kompozisyon belirleme çalışmasının sonucu Şekil 2.2.'de verilmiştir. Bu şekle göre atık kompozisyonunun çoğunu mutfak atıkları, en azını ise karton ve metal oluşturmaktadır (Türkiye'de Atık Yönetimi, 2012).

Tablo 2.2. 2006-2014 yıllarındaki belediye atık miktarları (TÜİK, 2017).

	2006	2008	2010	2012	2014
Toplam Belediye Sayısı	3225	3225	2950	2950	1396
Atık Hizmeti Verilen Belediye Sayısı	3115	3129	2879	2894	1391
Toplanan Belediye Atık Miktarı (binton/yıl)	25280	24361	25277	25845	28011
Kişi Başı Ortalama Belediye Atık Miktarı (kg/kişi-gün)	1,21	1,15	1,14	1,12	1,08
Atık Bertaraf Yöntemleri ve Miktarı (binton/yıl)					
Belediye Çöplüğüne Atılan	14941	12678	11001	9771	9936
Düzenli Depolama Tesislerine Gönderilen	9428	10947	13747	15484	17807
Kompost Tesisine Gönderilen	255	276	194	155	126
Açıkta Yakarak	247	239	134	105	4
Dereye ve Göle Dökülerek	70	48	44	33	16
Gömerek	144	100	34	94	7
Diğer	195	73	122	202	144

Tablo 2.3. Gelişen ülkelerin atık bertaraf metotları (Leao ve ark., 2001).

Ülke	Depolama	Yakma	Kompost	Geri Dönüşüm
Avustralya	82	2,5	0	15,5
Kanada	80	8	2	10
Fransa	45	42	10	3
Almanya	46	36	2	16
Yunanistan	100	0	0	0
İrlanda	97	0	0	3
İtalya	74	16	7	3
Hollanda	45	35	5	16
Portekiz	85	0	15	0
İspanya	65	6	17	13
İngiltere	88	6	0	6
ABD	67	16	2	15



Şekil 2.2. KAAP Projesi atık kompozisyonu belirleme çalışması sonucu (Türkiye’de Atık Yönetimi, 2012).

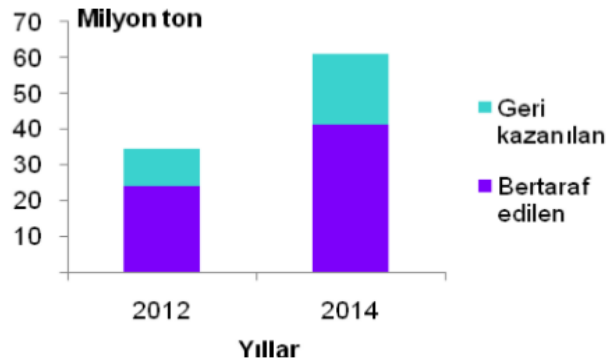
Tüm nihai işlem yapan atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri ile belediyeler tarafından ya da belediyeler adına işletilen yakma, düzenli depolama, kompost tesisleri için uygulanan 2012 ile 2014 anket sonuçlarına göre (Tablo 2.4.), 2012 yılında toplam 672 tesis, 2014 yılında ise toplam 985 tesis faaliyet göstermiştir. Lisanslandırma faaliyetleri hızlandığı için 2014 yılında 2012 yılına göre bertaraf tesislerinde %41 ve geri kazanım tesislerinde %47 artış olmuştur (TÜİK, 2017).

Tablo 2.4. 2012 – 2014 Atık bertaraf ve geri kazanım tesis sayıları (TÜİK, 2017).

	2012	2014
Toplam Tesis Sayısı	672	985
Atık Bertaraf Tesisleri	83	117
Düzenli depolama tesisi	80	113
Yakma tesisi	3	4
Atık Geri Kazanım Tesisleri	589	868
Kompost tesisi	6	4
Beraber yakma (ko-insinerasyon) tesisi	32	39
Diğer Geri Kazanım Tesisleri	551	825

Kompost, beraber yakma ve diğer geri kazanım tesislerinde yapılan işlemler sonucunda 2012 yılında 10 milyon ton ve 2014 yılında 20 milyon ton atık geri

kazanılmıştır. Şekil 2.3.'te 2012 ve 2014 yıllarında bertaraf edilen ve geri kazanılan toplam atık miktarları görülmektedir (TÜİK, 2017).



Şekil 2.3. 2012 ve 2014 Yıllarında bertaraf edilen ve geri kazanılan atık miktarı (TÜİK, 2017).

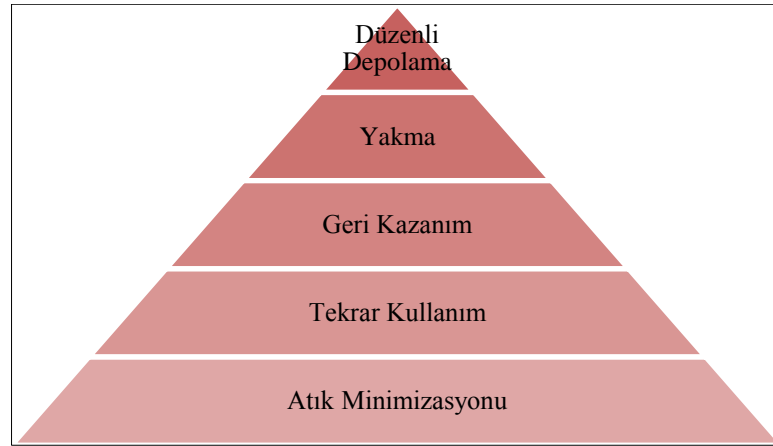
2012 yılında düzenli depolama tesislerine depolanan toplam atık miktarı 24 milyon ton ve yakma tesislerinde bertaraf edilen atık miktarı 47 bin ton tehlikeli ve 3 bin ton tehlikesiz olmak üzere 50 bin tondur. 2014 yılında ise düzenli depolama tesislerine bertaraf edilen atık miktarı 41 milyon ton ve yakma tesislerinde bertaraf edilen atık miktarları 40 bin ton tehlikeli ve 3 bin ton tehlikesiz olmak üzere 43 bin tondur. Bu sonuçlara göre düzenli depolama tesislerinde bu iki yılda atık bertarafı 24 milyondan 41 milyona ulaşarak ve %71 oranında yükselmiştir (TÜİK, 2017).

2.1.3. Entegre katı atık yönetimi

Atık yönetimi, atık yönetimi sistemi içerisinde oluşan atıkların bertaraf edilmesinde çevre ve ekonomiye olan etkilerinin en aza indirilebilmesini amaçlamaktadır. (Büyükbektaş ve Varınca, 2008). 2 Nisan 2015'te yürürlüğe giren Atık Yönetimi Yönetmeliğine göre atık yönetimi “Atığın oluşumunun önlenmesi, kaynağında azaltılması, yeniden kullanılması, özelliğine ve türüne göre ayrılması, biriktirilmesi, toplanması, geçici depolanması, taşınması, ara depolanması, geri dönüşümü, enerji geri kazanımı dâhil geri kazanılması, bertarafı, bertaraf işlemleri sonrası izlenmesi, kontrolü ve denetimi faaliyetlerini” kapsamaktadır (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015). Atık yönetiminin temelinde “atık yönetimi hiyerarşisi” ile “üretici sorumluluğu” ilkeleri vardır. Atık yönetimi hiyerarşisinde birinci öncelik; atıkların

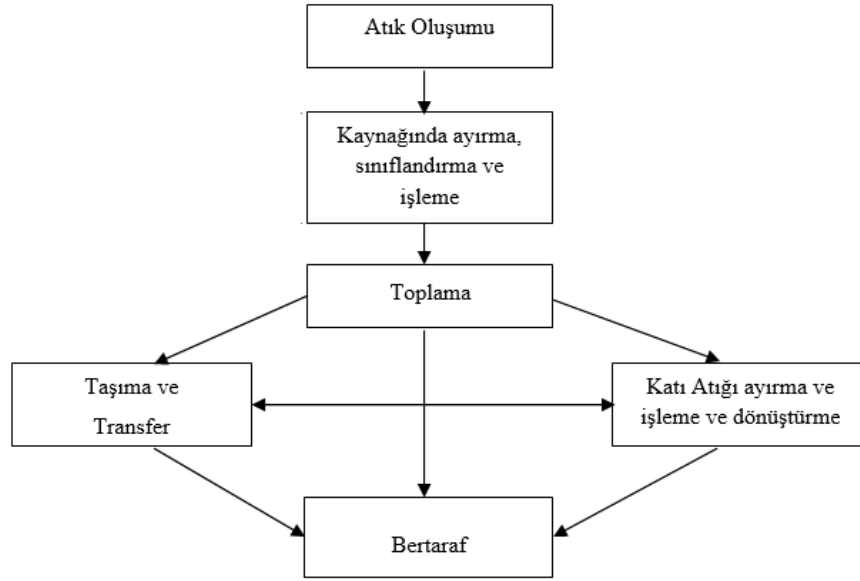
üretim sürecinde önlenerek atık miktarının ve tehlikelilik seviyesinin azaltılmasıdır. İkincisi; atıkların yeniden kullanım, geri dönüşüm ve enerji elde edilmesi yolu ile geri kazanılmasıdır. Geri kazanım olanağına sahip olmayan atıkların çevreye zarar vermeyecek şekilde yakılması ya da güvenli bir şekilde depolanması ise son sırada tercih edilmelidir (Ulusal Geri Dönüşüm Strateji Belgesi ve Eylem Planı, 2014 – 2017).

Önem sırası aşağıdan yukarıya doğru olan atık yönetimi hiyerarşisi aşağıda Şekil 2.4.'de görülmektedir. Şekilde görüldüğü gibi en öncelikli seçenek atık minimizasyonu iken en son seçenek düzenli depolamadır.



Şekil 2.4. Atık Yönetimi Hiyerarşisi (Bagchi, 2004).

Atık yönetiminin sürdürülebilir, bütünsel yaklaşımlarla yapılması entegre katı atık yönetiminin temelini oluşturmaktadır (Aras, 2016). Entegre katı atık yönetimi, daha önce belirlenmiş olan katı atık hedeflerine ulaşmayı sağlayan uygun teknik, teknolojik ve yönetim programlarının seçilmesi ve uygulanması olarak tanımlanabilmektedir (Tchobanogluos ve ark., 1993). Katı atık yönetiminde fonksiyonel unsurlar arasındaki ilişkiyi gösteren basitleştirilmiş diagram Şekil 2.5.'te verilmiştir. Yönetimde uygulanan yöntemler birbirine bağlıdır. Mesela, toplama ve ayırma yöntemi uygulanması oranına bağlı olarak geri kazanılan madde miktarı veya üretilen kompost miktarı etkilenmektedir (Aras, 2016).



Şekil 2.5. Kıatı atık yönetim sistemi (Tchobanogluos ve ark., 1993).

Entegre sistemler çevresel açıdan sürdürülebilir sistemlerdir ve enerji tüketimi ile birlikte su, hava ve toprak kirliliği ve sosyal refah kaybı gibi çevresel etkilerin en aza indirilmesini sağlamaktadır (Aras, 2016). Entegre atık yönetim sisteminin uygulanabilirliği için yönetim hedefleri belirlenmeli ve en uygun şekilde planlanmalıdır. Entegre atık yönetiminde; yerel, bölgesel, ulusal ve uluslararası ekonomik, sosyal ve çevresel etkileri, mevcut şartlar ele alınmaktadır ve planlamalar yapılmaktadır (Sayar, 2012).

EPA tarafından kabul edilen entegre kıatı atık yönetimi hiyerarşisini Tchobanoglous ve ark. (1993) çalışmalarında uyarlayarak önem sırasına göre şu şekilde sıralamışlardır;

- Kaynağında azaltma
- Geri dönüşüm
- Atık dönüşümü
- Düzenli depolama

EPA atık dönüşümü yerine yakma kullanmıştır. Bu sıralamada atık dönüşümü kullanılmasının nedeni EPA sıralamasında bulunan yakmanın çok fazla sınırlayıcı anlamda olmasıdır. EPA'da atık dönüşümü (yakma) ile düzenli depolama arasında bir

ayrım yapılmamıştır; her ikisi de entegre katı atık yönetiminde birbiri yerine uygulanabilir yöntemler olarak görülmektedir (Tchobanoglous ve ark., 1993).

Bu atık yönetimindeki metotlar birbirinden bağımsız olmayıp aralarında ilişki söz konusudur. Atık yönetimindeki bu metotlar öncelik sırasına göre uygulanmalıdır. Örneğin; geri dönüşüm, kaynakta atık azaltımı ile ilgili yapılabilecek uygulamalar tamamlandığında düşünülmelidir. Entegre atık yönetimi içerisinde uygulanacak yöntemler uluslararası eğilim ve kararlardan da etkilenmektedir. Örneğin; AB (Avrupa Birliği) ülkelerinde düzenli depolama alanları için yer sıkıntısı olduğundan dolayı diğer bertaraf yöntemlerine eğilim olmaktadır (Büyükbektaş ve Varınca, 2008).

2.1.3.1. Kaynakta azaltma

Entegre atık yönetimi planlanırken uygulanacak ilk aşama atık miktarı azaltılarak doğal kaynakları ve enerji rezervlerini korumaktır (Karakaya, 2008; Alabaş, 2012; Eraslan, 2012; Kaç, 2014; Aras, 2016).

Kaynakta azaltma, atık önlenmesidir. EPA tarafından; atık miktarının ve atığın çevreye vereceği olumsuz etkilerin azaltılabilmesi için materyal ile ürünlerin dizaynı, üretimi ve tüketimi aşamalarındaki değişim olarak adlandırılmaktadır. Ayrıca atık önlenmesi atığın tekrar kullanımını öngörmektedir. Ürünün farklı bir şekilde dizaynı atık miktarında değişikliklere neden olabilir. Organik maddelerin kompostlaştırılması oluşan atık miktarında azalmaya neden olan başka bir faktördür (Tınmaz, 2002; Acun, 2014). Cam içecek şişelerinin toplanıp yıkanarak tekrar kullanılabilir hale getirilmesi örnek olarak gösterilebilir. Bu türde atıkların kullanımının fazla olduğu yerlerde diğer atıklardan ayrı toplanması, daha fazla atığın tekrar kullanımını sağlar (Tınmaz, 2002). Örneğin; bisiklet kullanımı daha fazla olursa buna bağlı olarak yakıt tüketiminde tasarruf sağlanır. Ayrıca otomobillerin üretiminden hurdaların bertarafına kadar olan süreçteki çevreye verilen zarar azaltılmış olur. Bu metotta atık miktarının en aza indirilmesinin dışında atıklarda tehlikeli atıkların da bulunmaması istenmektedir. Örneğin, üretimde solvent içerikli madde kullanılmasının yerine su içerikli madde kullanılması atık miktarında ve tehlikeli atık içeriğinde azaltma adına büyük öneme

sahiptir (Battal, 2011). Üretim ve tüketim sonucunda oluşan atıklar yeniden değerlendirildiğinde istenilen kaliteye (hammadde ya da yan ürün elde edilmesi, yeniden kullanılması, enerji üretilmesi gibi) sahipse bertaraf ihtiyacı ve doğal kaynaklara duyulacak talep azalacaktır (Güden, 2011).

Bu durumda hem tüketici hem de üretici atık azaltmada büyük sorumluluklara sahiptir. Tüketiciler öncelikle tüketim alışkanlıklarını değiştirerek ürünleri daha verimli kullanmalıdırlar. Kamu ve özel sektör daha bilinçli tüketiciler olmalı ve kullanılan ürünler uzun ömürlü ve daha az atık veren ürünler seçilmelidir (Karakaya, 2008; Alabaş, 2012; Eraslan, 2012; Kaç, 2014; Aras, 2016).

2.1.3.2. Geri dönüşüm

Ambalaj atıklarının kontrolü yönetmeliğine göre geri dönüşüm “ambalaj atıklarının bir üretim süreci içerisinde orijinal amacı veya başka bir amaç için organik geri dönüşüm dâhil, enerji geri kazanımı hariç olmak üzere yeniden işlenmesini” ve tekrar kullanım “yaşam döngüsü boyunca minimum sayıda rotasyon yapacak şekilde tasarlanmış ambalajın, tekrar dolun için piyasada bulunan yardımcı ürünler kullanılarak ya da kullanılmadan kendi amacı doğrultusunda tekrar doldurulduğu ya da tekrar kullanıldığı işlemi” şeklinde ifade edilmiştir (Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği, 2011). Geri kazanım; geri dönüşüm ve tekrar kullanımı kapsamaktadır. Fiziksel ya da biyokimyasal yöntemleri kullanarak atıklardan yeni bir ürün ya da enerji elde etmektir. Geri kazanmaya organik maddelerin kompost olarak kullanılması, yakarak enerji elde edilmesi, kül ve cürufu asfalt yapımında kullanması örnek verilebilir (Battal, 2011). Son yıllarda katı atık bileşenlerinin geri kazanılması konusu üzerine yoğun bilimsel çalışmalar yapılmaktadır (Alabaş, 2012). Şekil 2.6.’da geri kazanımın faydaları görülmektedir.



Şekil 2.6. Geri kazanımın faydaları (<http://cevreonline.com/geri-kazanim/>).

Ülkemizde geri kazanılabilen birçok malzeme özelliğine göre farklı yollarla geri kazanılmaktadır. Geri kazanım yolu ile değerlendirilen malzemeler; plastikler, camlar, kağıtlar, ambalaj ürünleri, atık pil ve aküler, alüminyum ürünler, motor yağı ve diğer yağlar, beton ürünleri, organik atıklar ve elektronik atıklardır (<http://cevreonline.com/geri-kazanim/>).

Geri dönüşüm/geri kazanım miktarı entegre katı atık yönetim sisteminin verimini ifade eden en önemli parametredir. Atıkların geri kazanım oranları, geri kazanım hedeflerinin doğru konulmasıyla ve hedeflerin uygun sistem içinde oluşturulması ile ilgilidir (Kemirtlek, 2017). Ülkemizde yıllık ortalama 20 milyon ton evsel atık çıkmaktadır ve bu atığın 2,4 milyon tonu geri kazanılabilir özelliktedir. Türkiye’de piyasaya sürülen cam miktarının %23’ü, plastiklerin %33’ü, kağıt ve kartonun %36’sı, metalin %30’u katı atıkların geri kazanımlarından elde edilmektedir (Sekman, 2009). Tablo 2.5.’te ülkemizde 2005 – 2020 yılları arasındaki malzeme kazanım hedefleri görülmektedir. Bu tabloya göre geri kazanım hedefi her yıl artmakta ve 2020 yılı için planlanan hedef cam, plastik, metal, kağıt/karton %60 ve ahşap %15’tir.

Tablo 2.5. Malzemelere göre yıllık geri kazanım hedefleri (%) (Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği Ambalaj Bilgi Sistemi Kullanımı 25.04.2016; Ulusal Geri Dönüşüm Strateji Belgesi ve Eylem Planı 2014-2017).

Yıllar	Cam	Plastik	Metal	Kâğıt/Karton	Ahşap
2005	32	32	30	20	-
2006	33	35	33	30	-
2007	35	35	35	35	-
2008	35	35	35	35	-
2009	36	36	36	36	-
2010	37	37	37	37	-
2011	38	38	38	38	-
2012	40	40	40	40	-
2013	42	42	42	42	5
2014	44	44	44	44	5
2015	48	48	48	48	5
2016	52	52	52	52	7
2017	54	54	54	54	9
2018	56	56	56	56	11
2019	58	58	58	58	13
2020	60	60	60	60	15

Gelişmiş ülkelerdeki uygulamalar incelendiğinde ise atıkların yaklaşık %35 – 40’ı hariç, diğer kısmı geri dönüştürülerek ekonomiye kazandırıldığı görülmektedir (Ulusal Geri Dönüşüm Strateji Belgesi Ve Eylem Planı 2014-2017, Erişim Tarihi: 10.07.2017).

2.1.3.3. Atık dönüşümü

Bu metot katı atığın fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olarak dönüşümünü kapsamaktadır. Tekrar kullanılabilir ve tekrar dönüştürülebilir malzemeler üzerinde fiziksel işlemler yapılarak dönüşüm ürünü ve enerji elde edilmektedir. Atık dönüşümü sayesinde düzenli depolama alanlarına gönderilecek olan katı atık miktarında azalma sağlanmaktadır (Eraslan, 2012).

Kompostlaştırma; organik maddelerin biyolojik olarak bozunmasını içeren bir yöntemdir. Bu yöntemde uygun yöntem ve araçlar kullanılarak atıklar içindeki organik maddelerin kontrollü biçimde mikroorganizmalar tarafından parçalanarak, toprak için yararlı bir madde olan humus benzeri bir maddeye dönüştürülmesidir (Tosun ve ark.,

2003). İçerisine fosfor ve azot eklenerek istenildiği gibi gübre elde edilebilir (Muşdal, 2007).

Kompostlaştırmada atığın nem içeriği önemlidir. Evsel atıkların kompostlaştırılmasında verimli sonuçların olması için nem içeriği %50 – 60 aralığında olması gerekmektedir. Anaerobik ve aerobik olarak iki Şekilde yapılan kompostlaştırma yönteminde atıkların komposta dnŐm oranları sırasıyla %33 ve %42'dir. Anaerobik kompostlaştırmada atıktan biyogaz eldesi de oluşmaktadır (Karadağ, 2002). En yaygın kompostlaştırma yöntemi aerobiktir ancak anaerobik yönteme dŐuk enerji ihtiyacı ve metan gazı gibi üstünlüklerinden dolayı yaygın bir ilgi vardır. Bu yöntem depolamaya göre pahalı ve yakma yönteminden daha ekonomiktir (Muşdal, 2007).

Biyometanizasyon; katı atıkların anaerobik (havasız) ortamda biyolojik olarak ayrıştırılarak metan gazı elde edilmesidir. Bu proseste biyoreaktöre alınan katı atığın organik kısmının %12'si, %55 – 60 metan içeren biyogaza dönüşmektedir. Ayrı Şekilde toplanan organik katı atıklardan bir ton başına 130 ile 160 m³ arasında biyogaz üretebilmek mümkündür. Anaerobik proseslerde ana amaç oluşacak metan gazından enerji elde edebilmektedir (Kaç, 2014).

Termokimyasal sistemler (termal dnŐm); termal sistemler verilen hava miktarlarına göre piroliz, yakma ve gazlaştırmaya olarak üç metoda ayrılmaktadır (Aynur, 2011).

Yakma metodu; katı atığın sitokiyometrik orandan fazla oksijenle yüksek sıcaklıkta yanma ürünlerine dönüştürülmesidir. Kentsel katı atıkların yakılması sonucunda atıkta hacim olarak %90 ve ağırlık olarak %70 oranında azalma sağlanır. Piroliz metodu; katı atıkların oksijensiz bir ortamda ısıl geri kazanım olarak tanımlanmaktadır. Piroliz metodu uygulandığında organik maddeler, reaksiyonlar sonucunda katı sıvı ve gaz ürünlerine dnŐr. Gazlaştırmaya metodu ise atıkların ihtiyacı olan oksijenden daha az oksijen ile yapılan yakma iŐlemidir. Yakma ise bu üç yöntem arasında en çok

kullanılan yöntemdir (Aynur, 2011). Yanma, piroliz ve gazifikasyon yöntemlerinin karşılaştırılması Tablo 2.6.'da görülmektedir.

Tablo 2.6. Yakma, piroliz ve gazifikasyon metotlarının karşılaştırılması (Saltabaş ve ark., 2011).

	YANMA	PİROLİZ	GAZİFİKASYON
Ortam	Oksijenli ortam (hava)	Oksijensiz (inert–azot)	O ₂ – H ₂ O
Reaksiyonun sıcaklığı (°C)	800 – 1450	250 – 700	500 – 1600
Sıvı halde çıkan ürünler		Piroliz Yağı, Su	
Katı halde çıkan ürünler	Kül ve cüruf	Kül ve kömür	Kül ve cüruf
Gaz halde çıkan ürünler	H ₂ O, CO ₂ , O ₂ , N ₂	H ₂ , H ₂ O, CO, N ₂	H ₂ , CO ₂ , CO, CH ₄ , N ₂ , H ₂ O
	Ekzotermik Reaksiyon	Endotermik Reaksiyon	

Yakma, kentsel atıkların bertarafı için kullanılan bir yöntem olup hem atıkların zararlı etkileri azaltılır hem de atıklardan enerji elde edilir. Katı atıkların yakılabilmesi için atıkların bu yöntem için uygun olması gerekir yani atıkların yakılabilmesi için ekonomik açıdan bakıldığında ikincil bir yakıtı ihtiyaç olmamalıdır (Karadağ, 2002). Atıkların yakılmasıyla ortaya yaklaşık %30 kül ve cüruf çıkar ve bu son ürünleri uzaklaştırmak için nihai bir düzenli depolama gerekmektedir. Bu yöntemle atık miktarında azalma gerçekleştiğinden genel olarak düzenli depolama alanlarında yer sıkıntısı çeken bölgelerde tercih edilmektedir. Ancak yüksek metal içerikli bu kül ve cürufun yeraltı sularına sızarak karışması yöntemin önemli problemleri arasındadır (Top, 2009). Bu yöntem hava kirliliği problemi de ortaya çıkartmaktadır (Karadağ, 2002; Top, 2009). Evsel çöpler, arıtma çamurları, kullanılmış lastikler için piroliz yöntemi kullanıldığında açığa çıkan gazların konsantrasyonları Tablo 2.7.'de görülmektedir.

Tablo 2.7. Farklı atıklara uygulanan piroliz sonucu açığa çıkan gazlar ve miktarları (Sekman, 2009).

Açığa çıkan madde	Çöp	Lastik	Arıtma Çamuru
--------------------------	------------	---------------	----------------------

CO ₂ , % hacim	18,3	18,8	18,1
CO, % hacim	15,9	11,6	10,5
CH ₄ , % hacim	9,6	10,6	9,2
CnHn, % hacim	4,1	5,5	5,2
H ₂ , % hacim	43,2	41,7	38,1
Yogunluk, kg/Nm ³	0,834	0,851	0,876
Isıl degeri, kcal/Nm ³	3200	3360	3090

2.1.3.4. Düzenli depolama

Atıkların rastgele araziye atılması sonucu atıklardan oluşacak olan sızıntı suyunun ve depo gazının kontrol edilmemesi vahşi (düzensiz) depolamadır. Vahşi depolama, tüm dünyada yaygın kullanılmakta olup, katı atıkların yol, nehir ve deniz kenarlarına ya da terk edilmiş kum ve maden ocaklarına boşaltılarak uygulanan bir uzaklaştırma metodudur (El-Beny, 2002). Özellikle cadde ve sokaklarda biriken atıkların vahşi depolanmasında (açık döküm) yüzeysel ve yeraltı sularının kirlenmesi göz ardı edilmektedir. Yağışlı iklimlerde bu sahaların üzeri doğal bir şekilde kendiliğinden bitki örtüsü ile kaplanarak kötü görüntüsü kaybolur ancak bu sadece üst yüzeyi için sınırlıdır. Üst örtü kısmı da geçirgen olduğundan dolayı yağış olduğunda çöp içerisine sızan su, atık içerisindeki kirleticileri de çözüp yüzeysel ve yeraltı sularına karışmaktadır (Öztürk, 2007). Düzensiz (vahşi) depolama tesislerinin meydana getirdiği çevresel risklerden dolayı atıkların daha kontrollü ve mühendislik yaklaşımları kullanılarak depolanmasına ihtiyaç duyulmuştur.

Düzenli depolama; atıkların kontrollü olarak kabul edildiği, depolama yapıldıktan sonra atıkta meydana gelen reaksiyonlar sonucunda oluşan atıkların da kontrol edildiği alanlardır. 2010 yılında yürürlüğe giren Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmeliğine göre; düzenli depolama tesisi “Atıkların olduğu tesis içinde geri kazanım, ön işlem veya bertarafa gönderilmek üzere geçici depolandığı birimler, atığın geri kazanım veya ön işleme tabi tutulmak amacıyla üç yıldan daha kısa süreli ara depolandığı tesisler ile atığın bertaraf işlemine tabi tutulmak üzere bir yılı geçmeyecek şekilde ara depolandığı tesisler hariç olmak üzere atıkların yeraltı veya yer üstünde belirli teknik standartlara göre bertaraf edildiği sahaları” olarak tanımlanmaktadır.

Düzenli depolama sahaları üç sınıfa ayırırlar. Tehlikeli atıklar I. sınıf düzenli depolamada, belediye atıkları II. sınıf düzenli depolamada ve inert atıklar III. sınıf düzenli depolamada bertaraf edilmektedir.

Atıkların düzenli depolanmasındaki amaç; kimyasal, biyolojik ve mekanik yöntemlerle değerlendirilerek ekonomik olarak mümkün olmayan veya bu işlemler sonucunda açığa çıkan ve insan sağlığını olumsuz yönde etkileyebilecek ve diğer canlılara zararlar verebilecek, ayrıca çevrenin estetikliliğini bozan atıkların yerleşim yerlerinden uzaklaştırılıp tüm bu olumsuzluklardan kaçınmaktır (Yılmaz ve Bozkurt, 2010).

Entegre katı atık yönetimi sisteminin öncesindeki adımlarda arta kalan atıklar da dâhil, katı atığın nihai bertarafıdır (Warith, 2003; Eraslan, 2012). Atıkların düzenli depolanması yöntemi diğer bertaraf yöntemlerine nazaran daha ekonomik ve yaygındır (Tınmaz, 2002; Akpınar, 2006; Bilgili, 2006; Öztürk, 2007; Kolat, 2009; Alver, 2012; Peker, 2012; Cankurt Yiğit, 2015). Nihai bertaraf metodu oluşu nedeniyle atık yükü fazla olduğundan düzenli depolama için geniş arazilere ihtiyaç duyulur. Bu sebeple düzenli depolama aşamasına kadar atık yükünün hafifletilmesi için atık yönetimi sistemindeki ilk aşamaları kullanarak en son arta kalanlarla beraber düzenli depolama kullanılmalıdır (Eraslan, 2012).

Düzenli depolama alanlarının avantajları incelendiğinde en önemli avantajı ekonomik ve ilk yatırım maliyetinin düşük olmasıdır. Nihai bertaraf yöntemidir ve tüm atıklar için uygundur. Düzenli depolama alanlarına depolanan katı atıklar sıkıştırıldığından dolayı düzensiz (vahşi) depolama alanlarına göre daha az alana ihtiyaç duyulur. Depolama alanları kapatıldıktan sonra park – bahçe amacıyla da kullanılabilir (Tuncel, 2006; Kuru, 2013). Kalabalık yerleşim yerleri için ekonomik taşıma mesafesi için bir alan bulmak en önemli dezavantajdır. Diğer dezavantajları ise kapatılmış depolama alanlarının sürekli olarak bakımı gereklidir. Depo alanındaki gaz ve sıvılar denetimi iyi yapılması gerekmektedir. Aksi halde çevre kirliliğine sebebiyet verebilir ve depo gazının birikmesiyle patlamalar meydana gelebilir, çevreye kötü koku salınımı olabilir, sızıntı suyunun toprağa sızmasıyla yeraltı sularında kirlilik meydana gelebilir

ve buna bağlı olarak alıcı ortamlara kirlilik taşınabilir (Tuncel, 2006; Kuru, 2013; Acun, 2014).

Düzenli depolama alanlarının yer seçimi ve tasarımı;

Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik (2010)'a göre; “düzenli depolama tesis sınırlarının yerleşim birimlerine uzaklığı I. sınıf düzenli depolama tesisleri için en az bir kilometre, II. sınıf ve III. sınıf düzenli depolama tesisleri için ise en az iki yüz elli metre olmak zorundadır ve ayrıca düzenli depolama tesisinin yer seçiminde; düzenli depolama tesisinin hava ulaşım güvenliğini etkileyip etkilemediği, orman alanları, ağaçlandırma alanları, yaban hayatı ve bitki örtüsünün korunması gibi özel amaçlarla koruma altına alınmış alanlara uzaklığı, bölgede bulunan yeraltı ve yüzeysel su kaynakları ve koruma havzalarının durumu, yeraltı su seviyesi ve yeraltı suyu akış yönleri, sahanın topografik, jeolojik, jeomorfolojik, jeoteknik ve hidrojeolojik durumu, taşkın, heyelan, çığ, erozyon ve yüksek deprem riski, hâkim rüzgâr yönü ve yağış durumu, doğal veya kültürel miras durumu dikkate alınır. Sahada akaryakıt, gaz ve içme-kullanma suyu naklinde kullanılan boru hatları, yüksek gerilim hatları bulunmaz.

Depo yapısı Şekil 2.7.'de görüldüğü gibi ve Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik (2010)'te verilen bilgilerden yola çıkılarak özetle; çöpte oluşan sızıntı suyunun yer altı suyuna karışmaması için tabanı ve yan yüzeyleri geçirimsizlik tabakası (kil veya buna eşdeğer malzeme) serilir. Bu geçirimsizlik tabakası fiziksel, kimyasal, hidrolik ve mekanik özellikleri tesisin toprak ve yer altı suları için oluşturacağı riskleri önleyecek şekilde olmalıdır. Eğer jeolojik geçirimsizlik tabakasının yönetmelikte verilen koşulları doğal olarak sağlayamaması durumunda tabaka yapay olarak oluşturulur ve jeomembran kullanılarak güçlü hale getirilir. Geçirimsiz malzeme ve yapay olarak oluşturulan malzemenin kalınlığı toplamda en az 0,5 metre olmalıdır. Ayrıca sızıntı suyunun toprak ve yer altı suyuna vereceği riskleri önlemek için düzenli depolama tesislerinde geçirimsizlik tabasına ilave olarak drenaj sistemi oluşturulur. Drenaj katmanında drenaj boruları bulunur. Depo tabanında drenaj boruları, ana toplayıcılar ve bacalar bulunur. Sızıntı suyu toplama ve drenaj sistemi

sızıntı suyu toplama havuzuyla biter. Depolama alanının kapatılması işlemi; atık depolama işlemi bittikten sonra atıkların ve yapının kayma ve çökme riskine karşı atık kütlelerinin tamamen oturup oturmadığı kontrol edildikten sonra tamamlanır. Üst örtü toprağı daha sonradan bitkilerin yetiştirileceğı durumuna bağılı olarak yetiştirilecek bitki türüne göre en az 50 cm olmak zorundadır.



Şekil 2.7. Düzenli depolama alanının yapısı (<https://atikyonetimi.ibb.gov.tr/hizmetlerimiz/duzenli-depolama- alanlari/>).

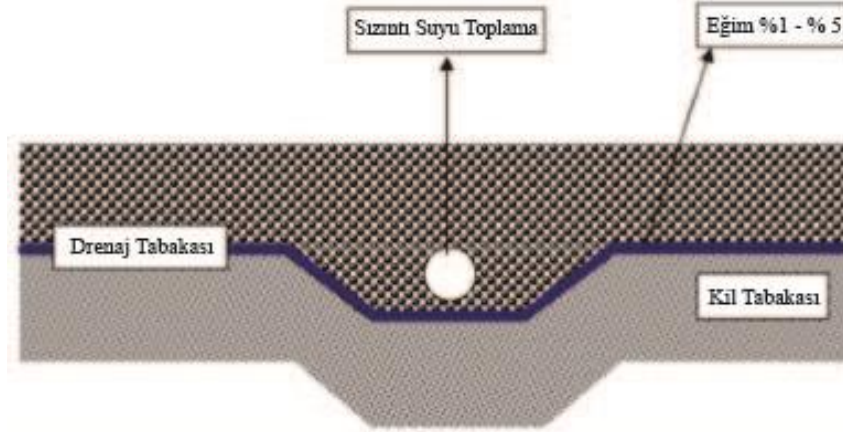
Düzenli depolama alanlarında sızıntı suyu ve depo gazı toplanması;

Düzenli depolama alanlarının tasarımı yapılırken depo gazının kontrolü ve sızıntı suyunun toplama sistemleri en çok dikkat edilmesi gereken konulardandır. Üretilen sızıntı suyu ve depo gazı iyi bir şekilde yönetilmediğı takdirde çevre kirliliğine sebep olabilir (Sekman, 2009).

Sızıntı sularını toplamak için hem depo sahasının içine hem de depo sahasının çevresine olacak şekilde iki sistem kurulabilir. Depo sahasının içindeki alttan drenaj sistemidir. Deponun tabanına ulaşan sızıntı sularını toplamak ve depolama alanının çevresine kurulan sistem ise yüzeysel akışın depo sahasına girişini kontrol etmek adına inşa edilir (Begüm, 2002; Tınmaz, 2002). Depo taban örtüsü sayesinde oluşan sızıntı suyunun zemine ve yer altı suyuna karışması engellenir (Akyıldız, 2011).

Depo içinde oluşan sızıntı sularını toplanması yukarıda belirtilen alttan drenaj sistemiyle gerçekleştirilir (Begüm, 2002). Bunun için depolama alanında drenaj

tabakası oluşturulur ve drenaj boruları yerleştirilir (Bilgili, 2002). İdeal çözüm ise Şekil 2.8.'de görüldüğü üzere depolama alanının zemini hafif eğimli olarak üçgen şekilde düzenlenmesidir ve drenaj borularının üçgen yapılı bu kanal dibine yerleştirilmesidir (Çevrim, 2009).



Şekil 2.8. Depolama alanında sızıntı suyunun toplanmasının plan ve kesiti (Çevrim, 2009).

Bunun için ideal çözüm depolama sahasının zeminin hafif eğimli üçgen halinde düzenlenip, drenaj borularının ise bu üçgen yapılı kanal dibinde döşenmesidir.

Depolama alanının üst yüzeyinin geçirimsizliği ve ayrıca çevrenin de drenajı oluşturularak yağmur suyunun içeri girmesi önlenir. Dolayısıyla saha içindeki sızıntı suyu miktarının artması engellenir. Depolama alanlarındaki meydana gelen tepkimelerin sonucu olarak meydana gelen gazın sıkışıp patlamaya sebebiyet vermemesi için ve gazı kontrol altına alabilmek adına Şekil 2.7.'de görüldüğü şekliyle gaz drenajı yapılır (Özgöçmen, 2007). Depo gazı uygun şekilde toplanıp değerlendirilmelidir aksi takdirde akut olarak koku ve patlama riski doğar ayrıca küresel ısınma için tehdit olan atmosfere karbondioksit ve metan salınımı gerçekleşir (Peker, 2012). Ayrıca depo sahasında oluşan gazın kontrolsüzce dağılmasını engellemek için günlük örtü ve geçirimsiz tabaka ile kapatılmalıdır (Kolat, 2009).

2.2. Düzenli Depolama Yöntemleri

Katı atık yönetiminde, geleneksel depolama olarak bilinen anaerobik (havasız) ortamda ayrışmayı gerçekleştiren bakterilerin bulunduğu anaerobik depolama ile birlikte son yıllarda yapılan çalışmalarda aerobik (havalı) ortamda ayrışmayı gerçekleştiren aerobik bakterilerin bulunduğu aerobik depolama üzerinde de durulmaktadır (Sekman, 2009). Bahsedilen bu iki depolama türünde ayrışmayı hızlandırmak amacıyla son yıllarda biyoreaktör teknolojisi üzerine araştırmalar hızlanmıştır.

Biyoreaktör depolama sahalarını konvansiyonel depolama sahalarından ayıran temel fark, atıkların ayrışma süresinin daha kısa sürede gerçekleşmesidir (Şahinci, 2014).

2.2.1. Konvansiyonel (geleneksel) depolama alanları

Depolama alanlarında anaerobik durumların meydana geldiği yerde, düzenli depolama alanları genellikle konvansiyonel tekniklerle işletilir (Erses ve ark., 2008). Konvansiyonel depolama alanı, çöpün bir hücreye sıkıştırılan ve toprak dolgu malzemeleriyle kaplanan zeminde depolandığı mühendislik gerektiren bir atık depolama tesisidir. Çevresel kontroller hem insan hem de doğal çevreyi korumak için tesisin mühendislik tasarımı içinde birleştirilir (Warith, 2003). Ama eğer depo gazı emisyonu kontrol edilmezse ve depo sızıntı suyu yeraltı suyuna sızarsa katı atığın ayrışması çevresel problemlere sebep olabilir. Anaerobik koşullar altında stabilizasyon süreci yavaşlar ve insan sağlığı ve çevre için potansiyel riskler artabilir (Erses ve ark., 2008).

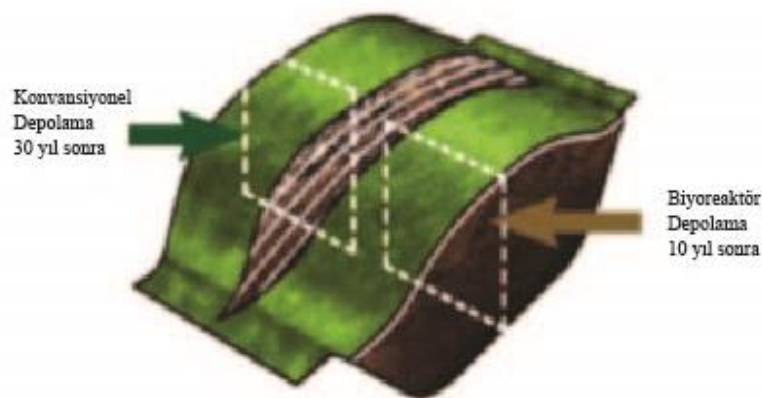
Çevresel etkileri azaltmak için geleneksel depolama alanlarının hücreleri, kaplamaları, sızıntı suyu boruları, gaz delikleri, sızıntıların belirleme sistemleri, ara ve son kaplamalar tasarlanmıştır ve ayrıca sızıntı suyu ve depo gazı üretimini minimuma indirmek için düzenli depolama alanlarında kurutulur. Ama geleneksel (kuru) depolama alanlarında bulunan organik bileşiklerin, tuzların, ağır matallerin uzun zamanlı çevresel yükümlülüklerini etkili bir şekilde işletmek için minimum 30 yıllık bir kapanma süresi gereklidir (Erses, 2008). Bazı araştırmacılara göre belediye katı atıkların sebep olduğu uzun süreli çevresel etki yüzyıllarca sürebilir. Çünkü

konvansiyonel depolama alanlarına yerleştirilen atığın biyolojik olarak ayrışabilen kısmının önemli bir bölümü depo alanlarında on yıllarca nispeten kararsız kalmaya devam etmektedir (Kruempelbeck and Ehrig, 1999).

Konvansiyonel depolama alanlarındaki sızıntı suyunun az tutulmasından dolayı biyolojik ayrışma yavaş olmakta ve buna bağlı olarak sızıntı suyu arıtım maliyeti açısından sorun yaşanmaktadır (Şahinci, 2015).

2.2.2. Biyoreaktör depolama sistemleri

Bir biyoreaktör depolama alanı; 5 – 8 yıl gibi kısa süre içinde kolaylıkla veya kısmen ayrıştırılabilir organik atık bileşikleri biyogaza dönüştürmek ve dengelemek için gelişmiş mikrobiyal süreçleri kontrollü kullanan düzenli bir depolama sahasıdır (Warith, 2002). Biyoreaktör depolama alanları yağmur suyu ve kar erimesiyle oluşan suyun atık içine sızmasını kontrollü koşullar altında genellikle maksimuma çıkarmak için tasarlanır. Bu depolama alanlarının tasarım hedefleri, sızıntı suyunun yeraltına sızmasını en aza indirmek ve kontrollü durumlar altında depo gazı oluşum oranlarını en üst seviyeye çıkarmaktır (Warith, 2002; Warith, 2003; Bilgili ve ark., 2007). Bir konvansiyonel ve biyoreaktör depolama alanının karşılaştırılması ise Şekil 2.9.'da verilmiştir.



Şekil 2.9. Konvansiyonel ve biyoreaktör depolamanın karşılaştırılması (Warith, 2003).

Biyoreaktör depolama alanı kontrollü anaerobik ya da aerobik çürütücü olarak işletilir. Atık stabilizasyonunu artırmak için; atık parçalanır, sızıntı suyu geri deviri yapılır,

tampon ilavesi, besin maddesi ve çamur eklenir. Ayrıca sıcaklık kontrolü nem içeriği gibi diğer teknikler ayrışmanın hızlanmasıyla ilgilidir (Warith, 2002; 2003; Ağdağ ve Sponza, 2004; Erses, 2008; Cossu ve ark., 2016). Nem (sızıntı suyu, su) ilavesi düzenli depolama süresince mikrobik olarak aracılık eden atık dönüştürme reaksiyonlarını optimize etmek ve hızlandırmak için biyoreaktörlerde yaygındır (Erses, 2008). Nem ilavesi sızıntı suyu geri devri ile sağlanır (Reinhart ve Townsend, 1998).

Atık ayrışmasının hızlanması için çeşitli yaklaşımlar test edilmiştir. Bunlar anaerobik biyoreaktör, aerobik biyoreaktör ve hibrit biyoreaktörler olarak sıralanabilir (Erses, 2009; Cossu ve ark., 2016; Morello ve ark., 2017). Biyoreaktör depolama alanları genellikle anaerobik sistemler olarak işletilmektedir. Burada atık ayrışması ve depo gazından (CH_4 ve CO_2) sorumlu olan mikroorganizmalar bulunmaktadır. Son zamanlarda önerilen diğer bir uygulama ise depolama alanına hava verilmesidir. Depolama alanına hava verilmesiyle ortamda hava olduğundan sistem, aerobik (havalı) biyoreaktörlere dönüşmektedir (Erses, 2008).

Biyoreaktör depolama alanlarının avantajları (Warith, 2002; Erses, 2008 ve Şahinci, 2014);

- Katı atıkların daha kısa sürede ayrışması ve biyolojik stabilizasyonu
- Aerobik ve anaerobik durumların ikisinde de daha düşük atık toksisitesi
- Depo gazı üretim oranlarında artma ve önemli derecede artan depo gazı üretimi tutulduğunda enerji için kullanılabilmesi
- Sızıntı suyunun arıtımının ve işletme maliyetinin azaltılması
- Atık yoğunluğunun artmasından dolayı depo alanındaki boşluktan %15 – 30 kazanç
- Depo alanının kapatılmasından sonraki bakımın azaltılması ve depolama maliyetinin düşürülmesidir.

2.2.2.1. Anaerobik biyoreaktör depolama

Anaerobik biyoreaktör depolama sahaları, biyoreaktörler arasında en yaygın olanıdır (Hot, 2012). Anaerobik biyoreaktör depolama alanları, en uygun bakteri koşullarının oluşması ve depolanan atık kütesinin homojen şekilde ıslanması için nem ilavesi aracılığıyla düzenli depolanan atıkların hızlı bir şekilde stabilize olmasını amaçlamaktadır (Campman ve Yates, 2002; Warith, 2003; <http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>; Mertoğlu, 2005).

Anaerobik biyoreaktör depolama alanları, sızıntı suyu geri devri ile geleneksel depolama alanının modifikasyonudur (Erses, 2008; Hot, 2012) ve nem ilavesinin yapıldığı yerlerdir (Kumar ve ark., 2011). Biyolojik parçalanma oksijen yokluğunda gerçekleşir ve depo gazı meydana gelir (DeAbreu, 2003; Mertoğlu, 2005; Kumar ve ark., 2011; Harmankaya, 2013; Hot, 2012). Ayrıca katı atıkların düzenli depolama alanlarında bozunması, yetersiz nem oranı ile sınırlıdır (Mertoğlu, 2005; Erses, 2008). Ortalama depolanan belediye katı atıkları, yalnızca %25 ıslak ağırlıkta bir nem içeriğine sahiptir (Campman ve Yates, 2002; Erses, 2008). Genel olarak anaerobik bozunmanın en uygun hale gelmesi için nem koşullarının alan kapasitesinde ya da yaklaşık %35 – 45 nem olması gerektiği kabul edilmektedir (Warith, 2003; <http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>). Farquar ve Rovers (1973), depolama alanlarındaki maksimum metan üretiminin %60 – 80 ıslak ağırlıktaki nem içeriğinde meydana geldiğini bulmuşlardır. Bu çoğu depolama alanının metan gazı üretimi için optimum nem içeriğinin çok altında olduğunu göstermektedir (Campman ve Yates, 2002; Mertoğlu, 2005; Erses, 2008). Anaerobik biyoreaktör depolama alanlarında en uygun nem için sızıntı suyu geri devri yapılarak ortamdaki nem içeriği hemen hemen kontrol edilebilir (DeAbreu, 2003; Warith, 2003; <http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>; Mertoğlu, 2005; Erses, 2008; Harmankaya, 2013). Ancak depolama alanlarının çoğunda üretilen sızıntı suyu miktarı yeterli olmadığından atıkta optimum nem koşulları sağlanamamaktadır. Dolayısıyla sızıntı suyu geri devri için mevcut olan sızıntı suyu miktarını artırmak amacıyla ortama arıtma çamuru, yağmur suyu ve diğer tehlikeli olmayan sıvı atıklar gibi nem kaynakları ilavesi gerekebilir. Atıkların nem içeriği uygun seviyelere yaklaştıkça atık bozunumunun hızı artmakta ve bu da üretilen depo gazı miktarında artışa

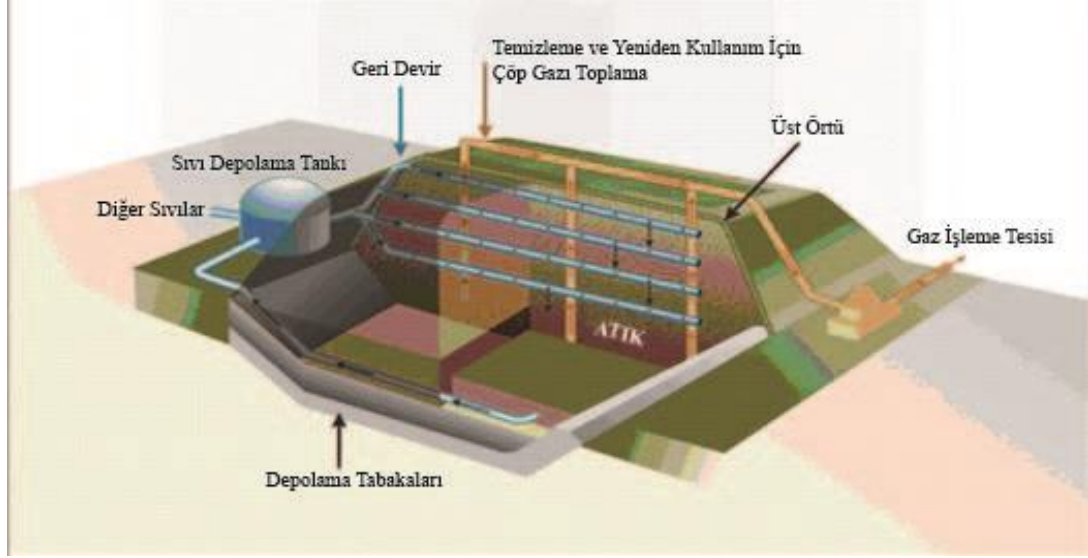
neden olmaktadır. Ayrıca atık yoğunluğunda bir artış görülmektedir (<http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>).

Anaerobik depolama alanları başlangıçta yoğun bir şekilde izlenmelidir. Atık çok hızlı bir şekilde ıslanırsa, uçucu organik asitlerin birikmesi, sızıntı suyunun pH'ını düşürebilir, metan üreten bakteri nüfusunu inhibe edebilir ve biyolojik bozunma oranını düşürebilir. Üretilen gaz miktarı, metan konsantrasyonu, depolama alanının tabanında oluşan sızıntı suyunun pH'ı ve depolama alanında meydana biyokimyasal reaksiyonları tanımlayan diğer ölçümler (alkalinite, uçucu yağ asitleri gibi) işletme koşullarını analiz etmek için kullanılabilir (Mertoğlu, 2005; Erses, 2008). Bu parametreler metan popülasyonunun doğrudan göstergesidir. Metan üreten bakteriler için en uygun koşullar 6,5 üzerinden bir pH'tır. Yüksek bir uçucu yağ asitleri/alkalinite oranı (>0,25), sızıntı suyunun düşük bir tamponlama kapasitesine sahip olabileceğine ve koşulların yakında metan üretimini engelleyebileceğini gösterir (Mertoğlu, 2005).

Metan ve karbondioksit birincil depo gazı olduğundan dolayı sera gazı emisyonlarını en aza indirmek ve enerji projeleri için öncelikle depoda oluşan metan gazı yakalanabilir ve enerji üretimi için kullanılabilir (DeAbreu, 2003; Mertoğlu 2005; Harmankaya, 2013; Hot 2012).

Anaerobik biyoreaktör depolama alanlarının gaz içeriği, metan ve karbondioksinin toplam depo gazı hacminin yaklaşık %50'sini oluşturmasıyla geleneksel depolama alanlarına benzemektedir (Mertoğlu 2005; Hot 2012). Depo gazının metan içeriği yaklaşık %40'ı aştığında, metan üreten bakteri popülasyonunun oluşmuş olduğu kabul edilebilir. %40'ın altına düştüğünde ise atığın çok ıslak ya da kuru olduğunun olası bir göstergesidir. Ayrıca metan üreten bakteri popülasyonu oluştuğunda, sızıntı suyu geri devir oranı artabilir (Mertoğlu 2005). Anaerobik depolama alanlarındaki metan (CH₄) konsantrasyonu genellikle %30 – 70'tir. CO₂ konsantrasyonu ise %20 – 50 arasında değişmektedir (Sang ve ark., 2012).

Katı atıkların depolandığı anaerobik biyoreaktör sahasının tasarım ve işletim özellikleri (Şekil 2.10.) verilmiştir.



Şekil 2.10. Anaerobik biyoreaktörün yapısı (<http://www.arcsouthern.com/bioreactor.asp>).

Anaerobik biyoreaktör deplama alanlarının faydaları (Campman and Yates, 2002; Erses, 2008);

- Atık kütlesi içinde sızıntı suyu depolama
- Depolama alanlarında yerleşim oranının artırılması
- Geleneksel depolama sahalarından daha hızlı atık stabilizasyonu
- Metan üretim oranının artması (Tipik olarak %200 – 250 oranında artış)
- Kapatma sonrası daha düşük maliyettir.

2.2.2.2. Aerobik biyoreaktör depolama

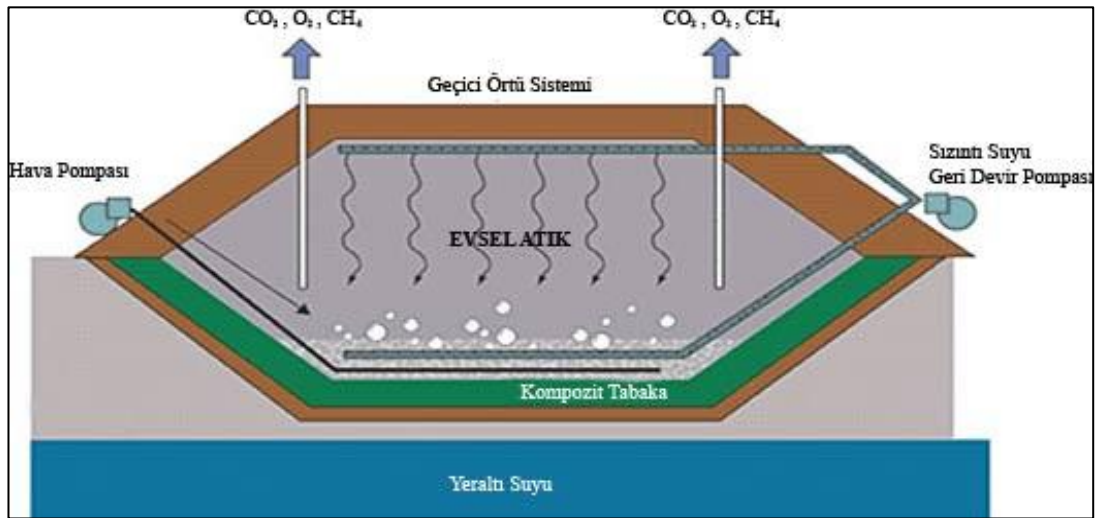
Katı atık düzenli depo alanlarına hava verilerek katı atıkların aerobik olarak ayrıştırılması ilk kez 1962 yılında Kaliforniya’da bir sahada uygulanmıştır. Fakat sahaya verilen oksijen miktarı az geldiği için başarılı sonuçlar elde edilememiştir. Bu denemeden sonra stabilizasyonun hızlılığı konusu tekrar gündeme gelmiş ve 1966 yılında Japonya’da yapılan bir çalışmada depo gövdesine oksijen verilmiş fakat verilen oksijen miktarı çok yüksek olduğu için ekonomik açıdan uygun bulunmamıştır. Daha sonra yapılan araştırmalar ile alternatifler geliştirilmiş ve sızıntı suyu toplama boruları ile hava, depo gövdesine dağıtılmıştır (Bilgili, 2006).

Anaerobik depolama alanlarının çevre üzerindeki olumsuz etkilerini azaltmak için aerobik biyoreaktör depolama alanları üzerinde yoğun çalışmalar yapılmıştır (Slezak, 2015). Aerobik (havalandırılmalı) biyoreaktörler için depolama alanına hava eklenmesi yenilikçi bir teknolojidir (Harmankaya, 2013). Aerobik biyoreaktör depolama sistemleri, hücresel solunum için ortam koşullarını en uygun hale getirerek atığın bozunmasını hızlandırmayı (Warith, 2003; <http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>), metan gazı içeriğini azaltmayı amaçlayan bir yöntemdir (Reinhart ve ark., 2002). Aerobik solunumdaki enerji, oksijen tüketen – karbondioksit üreten bir proseste organik moleküllerden elde edilir (Warith, 2003).

Bu biyoreaktör sistemleri, mikroorganizmaların yaşamsal faaliyetlerini devam ettirebilmesi adına yatay ve/veya dikey boruların bağlantısı aracılığıyla atık kütlesi içine kontrollü olarak nem (sızıntı suyu geri devri ile) ve hava enjeksiyonu ile işletilmektedir (Campman ve Yates, 2002; DeAbreu, 2003; Ağdağ ve Sponza, 2004; Mertoğlu, 2005; Bilgili ve ark., 2007; Erses, 2008; Tınmaz ve Demir, 2009; Speight ve ark., 2011; Hot, 2012; Harmankaya, 2013). Şekil 2.11.'de Aerobik biyoreaktör sistemi görülmektedir. Aerobik biyoreaktörün etkin bir şekilde çalışması için optimum aralıklarda muhafaza edilen sıcaklığa (60 – 70°C) (Campman ve Yates, 2002; Kumar ve ark., 2011) ve neme bağlıdır (Read ve ark., 2001; Erses, 2008; Top, 2009) ayrıca hava enjeksiyonu ayrışma süreçlerini hızlandırmaktadır (Cossu ve ark., 2016). Depolanan atıklar uygun hava ve nem sağlanmış ortamlarda, anaerobik şartlara göre çok daha kısa sürede stabil hale gelmektedir (Erses, 2008; Tınmaz ve Demir, 2009; Harmankaya, 2013). Çünkü aerobik solunumdaki enerji üretimi anaerobik solunumdaki enerji üretiminden daha etkili olduğundan dolayı aerobik organizmalar anaerobik organizmalardan daha hızlı çoğalabilir (Warith, 2003). Atık stabilizasyonuna geleneksel depolama alanlarında on yıllar hatta daha uzun sürede ulaşılması gerekirken, aerobik depolama alanlarında aynı atığın stabilizasyonu için geçen süre iki ya da dört yıldır (Campman ve Yates, 2002; Speight, 2015). Aerobik proses kolayca ve orta derecede ayrışabilen bileşiklerin çoğunun ayrışmasına kadar devam eder (Hot, 2012). Hava ve sızıntı suyunun uygun olmayan şekilde

dengelenmesi aerobik depolama alanının yetersiz performansına ve atık kütlesi sıcaklığının yükselmesine neden olabilir (Read ve ark., 2001).

Aerobik koşullarda atığın ayrışması esnasında heterotrofik mikroorganizmalar tarafından çoğunlukla karbondioksit üretilir (Slezak, 2015). Depolanan atığın optimum şartlarda havalandırılmasıyla sızıntı suyundaki kirlilik konsantrasyonlarında (BOI_5 , KOI , uçucu organik bileşikler ve diğer kirlilik konsantrasyonları) azalma (Tımmaz ve Demir, 2009; Sekman, 2009; Erses, 2008; Rich ve ark., 2008; Slezak, 2015), metan üretiminde engellenme ve atık kütlelerinde çökme meydana gelmektedir (Erses, 2008; Sekman, 2009). Atık kütlelerindeki çökmeden dolayı depo alanındaki oranın artması da aerobik biyoreaktörlerin avantajları arasındadır (Campman ve Yates, 2002; Erses, 2008; Slezak, 2015). Ayrıca yüksek ısıdan dolayı sızıntı suyunda büyük ölçüde buharlaşma meydana gelir (Campman ve Yates, 2002; Read ve ark., 2001; Rich ve ark., 2008) ve böylece yönetilecek sızıntı suyu daha az olur (Reinhart ve ark., 2012; Kumar ve ark., 2011).



Şekil 2.11. Aerobik biyoreaktör görünümü (<http://learnbioremediation.weebly.com/landfill.html>).

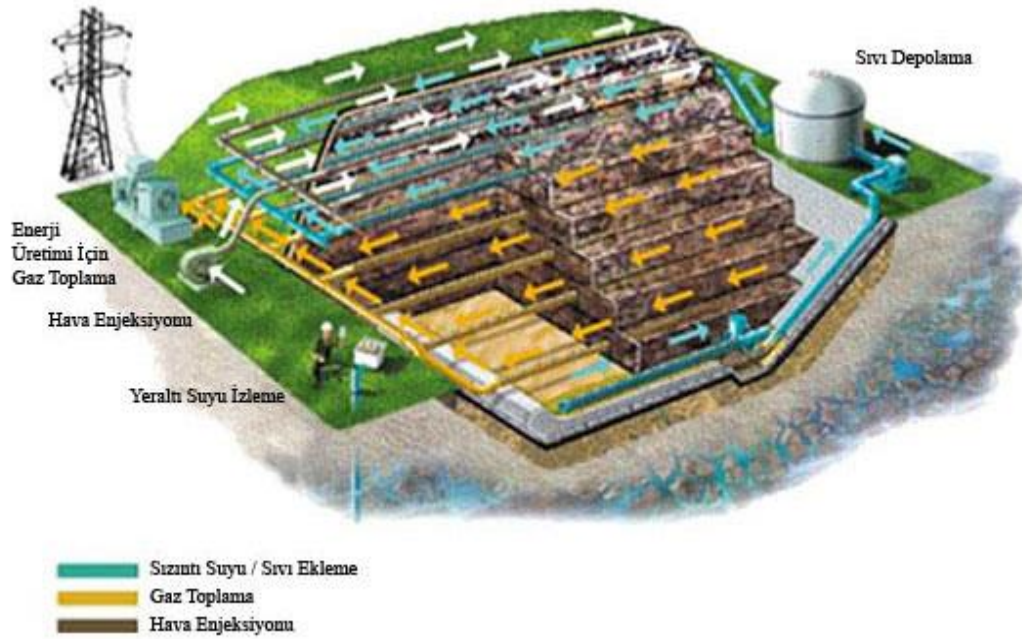
Aerobik biyoreaktör depolama alanlarının en büyük dezavantajı, atığın havalandırılmasına bağlı olarak yüksek enerji tüketimidir. Organik maddenin ayrışması ve enerji tüketiminin en aza indirilmesi için optimum koşullar, havalandırma oranı ve sızıntı suyu geri devri gibi uygun işletme parametrelerinin seçimi ile ulaşılabilir (Slezak, 2015). Diğer dezavantajlar ise; kontrolsüz hava ilavesi patlayıcı

özelliklere sahip gaz karışımının oluşmasına neden olabilir. Ayrıca bilinmeyen gaz emisyonları olabilir yani metan ve diğer bileşiklerin (uçucu asitler ve hidrojen sülfid) emisyonları azaltılabilir ama diğer tehlikeli ve zararlı kimyasallar hala serbest kalabilir. Metandan daha güçlü sera gazı olan nitrik asit yayılabilir (Reinhart ve ark., 2002).

2.2.2.3. Hibrit (aerobik-anaerobik) biyoreaktör depolama

Bu teknolojinin kullanımı Japonya'nın coğrafyası ve iklim özelliklerinden dolayı Birleşik Devletlerden bağımsız olarak Japonya'da geliştirilmiştir. Japonya'da ortalama yıllık yağış 1750 mm'den daha yüksektir. Bu da yüzey ve yeraltı sularının kirlenmesine yol açar (Erses, 2008). Bu nedenle, Fukuako Metodu olarak bilinen yarı aerobik depolama alanı projesi Fukuoka University ve Fukuoka City arasındaki işbirliği ile geliştirilmiştir (<https://kommusuri.files.wordpress.com/2015/08/fukuokawastemanagementmethod.pdf>). Bu teknoloji Japonya'da birçok yerde ve Malezya, İran ve Çin gibi gelişen birkaç ülkede test edilip kanıtlanmıştır (Chong ve ark., 2005).

Hibrit biyoreaktörler, aerobik ve anaerobik ayrışmanın özelliklerini birleştirerek atık ayrışmasını hızlandırmak için tasarlanmıştır (Warith, 2003; Morello ve ark., 2017). Şekil 2.12.'de hibrit biyoreaktörlerin yapısı görülmektedir. Hibrit biyoreaktörlerin amacı, anaerobik aşamada organik asitlerin üretimini azaltmak için, metan üretiminin daha erken başlamasına neden olan gıda ve kolay parçalanabilen diğer atıkların aerobik aşamada hızla biyolojik olarak parçalanmasına neden olmaktır (Warith, 2003). Dolayısıyla bu hibrit biyoreaktörlerde metan oluşumu anaerobik biyoreaktörlere göre daha erken sürede başlar (Erses, 2008; EPA, 2017).



Şekil 2.12. Hibrit (aerobik – anaerobik) biyoreaktörün yapısı
(<http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>).

Hibrit biyoreaktörler, depo alanının üst kısımlarındaki organik maddeleri hızla indirgemek ve alt bölümlerdeki gazı toplamak için sıralı aerobik-anaerobik bir arıtma kullanarak atık bozunumunu hızlandırır (EPA, 2017) ve biyolojik bozunma ve stabilizasyon anaerobik biyoreaktörlerden daha hızlıdır (Harmankaya, 2013).

Hibrit yaklaşımın temel avantajı anaerobik prosesin işletme basitliğini aerobik prosesin arıtma etkililiği ile birleştirmesidir. Diğer avantajları ise atık kütlesi içindeki uçucu organik bileşiklerin yok edilmesi için genişletilmiş bir potansiyel içermesidir (<http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>; Erses, 2008). Metan ve rahatsız edici koku oluşumunu ve sızıntı suyunun sebep olduğu kirliliği azaltmaktadır (Erses, 2008). Maliyet etkililiği nedeniyle çok daha fazla ilgi görmüştür (Erses, 2008; Harmankaya, 2013). Tablo 2.8.'de konvansiyonel depolama ile anaerobik ve aerobik biyoreaktör depolama alanlarının karşılaştırılması görülmektedir.

Tablo 2.8. Konvansiyonel depolama ile anaerobik ve aerobik biyoreaktör depolama alanlarının karşılaştırılması (Campman ve Yates, 2002).

	Konvansiyonel Depolama	Anaerobik Biyoreaktör	Aerobik Biyoreaktör
Tipik Yerleşim Sonrası:			
2 yıl	%2-5	%10-15	%20-25
10 yıl	%15	%20 – 25	%20 – 25
Beklenen Atık-Stabilizasyon Süresi	30 – 100 yıl	10 – 15 yıl	2 – 4 yıl
Metan Üretimi Oranı	Temel durum	Temel durumun iki katı	Temel durumun %10 – 50 si
Atık Kütlelerinde Kullanılan Sıvı Depolama Kapasitesi	Yok	148,53 – 297,07 L/m ³	148,53 – 297,07 L/m ³
Buharlaşma	İhmal edilebilir	İhmal edilebilir	%50 – 80*
Ortalama Sermaye Maliyeti	Düşük	Orta	Yüksek
Ortalama İşletme Maliyeti	Düşük	Orta	Yüksek
Ortalama Kapanma / Son Kapanış Maliyeti	Yüksek	Orta	Düşük

*Sıvı buharlaşma oranı, bölgenin özelliklerine bağlıdır.

2.3. Katı Atıkların Düzenli Depolama Sahalarında Ayrışması

Düzenli depolama alanlarına depolanan katı atıklar heterojendir. Yaklaşık %75 i organik maddelerden oluşmaktadır (Bilgili, 2006). Bu organik maddeler bahçe atıkları, yiyecekler, plastikler, tekstil ürünleri ve plastikler gibi maddeleri içermektedir (Berkun ve ark, 2005; Bilgili, 2006; Alver, 2012). Bahçe ve yiyecek atıkları kolay, tekstil ürünleri ve kağıtlar yavaş, plastikler ise zor ayrışabilen maddelerdir (Bilgili, 2006). Tablo 2.9.'da bu organik maddelerin hızlı ya da yavaş ayrışabilme özellikleri verilmiştir.

Depolanan atıkların ayrışmasındaki süreçteki fiziksel ayrışma atıktaki farklı türde materyallerin atıktan uzaklaşması ve ayrışma bittikten sonra atığın fiziksel özelliklerindeki değişimlerdir. Kimyasal ayrışma atıktaki maddelerin sızıntı suyunun etkisiyle çözünmesi sonucu olur. Ayrıca kimyasal ayrışma esnasında çökeltme, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları gerçekleşir. Biyolojik ayrışma ise pH ve redoks potansiyelleri üzerinde etkisi olduğundan dolayı fiziksel ve kimyasal prosesleri kontrol eder ve atıkların ayrışmasında en önemli procestir (Top, 2009). Katı atıkların ayrışması sonucu ortaya çıkan ürünler Şekil 2.13.'te görülmektedir.

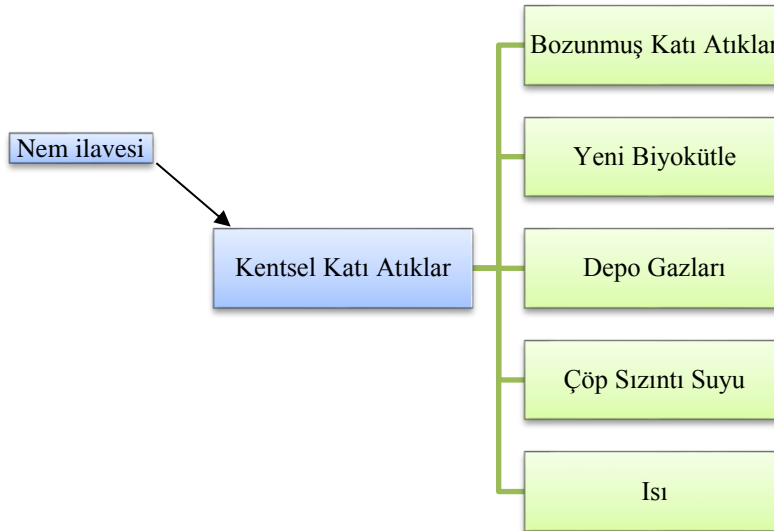
Tablo 2.9. Kentsel katı atıklarda bulunan hızlı ve yavaş ayrışabilen organik bileşenler (Tchobanoglous ve ark., 1993).

Organik Katı Atık	Hızlı Ayrışabilen	Yavaş Ayrışabilen
Yiyecek Atıkları	X	
Gazete	X	
Kağıt	X	
Karton	X	
Plastikler ^a	X ^a	X ^a
Tekstil		X
Kauçuk		X
Deri		X
Bahçe Atıkları	X ^b	X ^c
Tahta		X
Çeşitli Organikler		X

a: Plastikler genellikle ayrışamayan olarak kabul edilmektedir.

b: Yaprak ve çim artıkları. Tipik olarak, bahçe atıklarının yüzde 60'ı hızlı ayrışabilen olarak kabul edilmektedir.

c: Bahçe atıklarının ağaç olan kısımları



Şekil 2.13. Kentsel katı atıkların ayrışması sonucu oluşan ürünler (McBean ve ark., 1995).

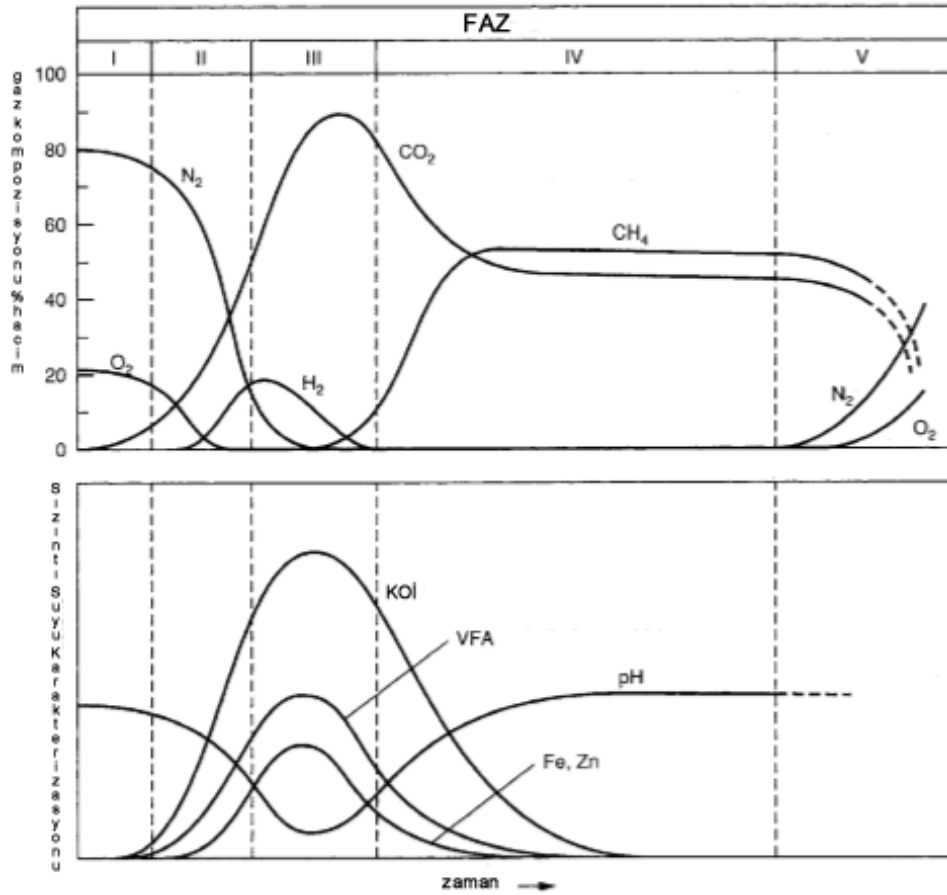
2.3.1. Atıkların ayrışması ve ayrışma fazları

Katı atıklar düzenli depolama sahalarına depolandıklarında ilk başta oksijen mevcuttur. Atıklar eğer yeterli miktarda nem muhtevasına sahipse ortamda bulunan mikroorganizmalar tarafından oksijen kullanılarak tüketilir. Oksijenin bitmesi ile

anaerobik ortam oluşur ve anaerobik ayrışma gerçekleşmeye başlar. Anaerobik kısım oldukça yavaş bir süreçtir (Bilgili, 2002; Top, 2009; Yazıcı, 2009).

Anaerobik depolama alanlarında katı atıkların ayrışmaları beş farklı aşamada incelenebilir. Sırasıyla;

- Hidroliz fazı
- Fermantasyon (Geçiş) fazı
- Asit fazı
- Metan fazı
- Oksidasyon (Olgunlaşma) fazı (Tor, 2000; El-Beny, 2002; Keser, 2008; Sekman, 2009; Yılmaz, 2009).



Şekil 2.14. Atık stabilizasyon (ayrışma) fazları (I-Başlangıç fazı, II-Geçiş, III-Asit fazı, IV-Metan fermantasyonu, V-Olgunlaşma) (Tchobanoglous, G. ve Kreith, F. 2002).

Depolama alanlarındaki bu ayrışma süresince çöp sızıntı sularının özelliklerinde meydana gelen değişiklikler Tablo 2.10.'da verilmiştir.

Tablo 2.10. Depo alanı stabilizasyonu derecesinin bir fonksiyonu olarak depo alanı bileşenleri konsantrasyon aralıkları (Worrell ve Vesilind, 2011).

Parametre	Başlangıç	Asit Oluşumu	Metan Fermantasyonu	Olgunlaşma
Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ), mg/L	480 – 18 000	1500 – 71 000	580 – 9760	31 – 900
Toplam Uçucu Asit, mg/L asetik asit	100 – 3000	3000 – 18 800	250 – 4000	0
Amonyak, mg/L-N	120 – 125	2 – 1030	6 – 430	6 – 430
pH	6,7	4,7 – 7,7	6,3 – 8,8	7,1 – 8,8
İletkenlik μ S/cm	2450 – 3310	1600 – 17 100	2900 – 7700	1400 – 4500

Depo sahalarındaki ayrışma fazlarının özellikleri;

- Hidroliz (başlangıç) fazı:

Bu faz, atığın ilk kez depo alanına yerleştirildiği ve atık kütledeki su miktarının arttığı dönemdir. Bu fazda yeteri derecede mikroorganizma gelişebilmesi için uygun koşulların oluşmasına imkan veren bir alışma süreci gerçekleşir (Öztürk, 2007).

Genellikle depo sahasında bulunan oksijen miktarı yetersizdir ve atığın yüksek oksijen talebiyle bu ortamda organik maddelerin bozunması sınırlı bir süreçtir. Depo sahasının kısmen havalı ortam olan kısmı depo sahasının üst katmanıdır. Buradaki oksijen yeni atıkların boşlukları arasında bulunur ve ayrıca yağmur suyunun depo içine ulaşmasıyla sağlanır (Keser, 2008). Depolama sahasında bulunan sınırlı miktardaki oksijen tükenene kadar geçen ve süresi kısa olan başlangıç fazı aerobik parçalanma safhasında, havadan difüzyon ile gelen oksijenle proteinler, aminoasitlere indirgenir. Bunlardan da su, karbondioksit, nitrat ve sülfatlar meydana gelir. Selüloz katı atıktaki organik büyük kısmını oluşturur ve enzimler aracılığıyla glikoza, glikoz ise bakteriler tarafından karbondioksit ve suya dönüştürülür. Karbonhidratlar da karbondioksit, su ve yağ asitlerine hidrolize olan gliserin, yağlara ve daha basit parçalara ve alkalilere dönüşür. Reaksiyonlar sonucunda açığa çıkan ısı sonucunda depo sıcaklığı yüksektir.

Yükselen sıcaklıkta çözünebilen tuzların sızıntı suyuna karışması ile sonuçlanmaktadır (Uyanık, 2012). Katı atıkların nem tutumu, depo alanının doldurulup kapatılması ve çevresel değişiklikler bu fazı etkileyen başlıca etkenlerdir (Keser, 2008).

- Fermantasyon (geçiş) fazı:

Arazi kapasitesine ulaşılmaya başlanmasıyla stabilizasyonun ikinci fazı (geçiş fazı) başlar. Geçiş fazında oksijen tamamen tükenip ortamda anaerobik şartlar oluşmaya başlar. Bu fazın en önemli olayı çöp sızıntı suyunun oluşmaya başlamasıdır (Varank 2006; Keser, 2008). Depolanan atıktaki oksijenin tükenmesiyle elektron alıcılar oksijenden, sülfat ve nitratla karbondioksit kaymaktadır. Bu faz sonunda kimyasal oksijen ihtiyacı ve uçucu organik asitler sızıntı suyunda ölçülebilir değerlere ulaşmaktadır (Öztürk, 2007).

Fermantasyon (geçiş) fazı süresince karbondioksit ve organik asit konsantrasyonları yüksek olduğundan dolayı sızıntı suyundaki pH düşmeye başlar (Warith, 2003). Sızıntı suyunda BOİ konsantrasyonları 10 000 mg/L den yüksek değerlere ulaşabilir ve biyolojik parçalanmanın göstergesi olan BOİ/KOİ değeri 0,7'den daha yüksek değerlere sahip olabilir. Katı atıkta mevcut olan demir, mangan, kalsiyum, magnezyum, klor, çinko, sodyum, sülfat gibi inorganikler çözünür ve yüksek konsantrasyonlarda sızıntı suyuna taşınır. Böylece sızıntı suyunun iyonik gücü artar. Çöp sızıntı suyunda istenmeyen koku oluşur. Özellikle proteinli bileşiklerin hidrolizi ve fermantasyonu sonucunda sızıntı suyunda meydana gelen $\text{NH}_4^+\text{-N}$ yüksek konsantrasyonlara (500 ile 2000 mg/L aralığında) sahip olabilir (Yazıcı, 2009). Başlangıçta sızıntı suyundaki yüksek sülfat miktarı, redoks potansiyeli düştükçe yavaşça azalabilir. Ortaya çıkan sülfidler, fazın başında asit fermantasyonu ile meydana gelen magnezyum, demir ve diğer ağır metalleri çökeltir (Keser, 2008).

Anaerobik durumlarda yeni elektron alıcıları sülfat ve nitrat, biyolojik reaksiyonlar sonucunda azot gazı ve hidrojen sülfüre indirgenirler. Anaerobik durumların başlaması atığın oksidasyon/redüksiyon potansiyelinin ölçülmesiyle gözlenebilir. Nitrat ve sülfatın indirgenmesi için gerekli indirgenme şartları -50 ile -100 mV aralığındadır. Oksidasyon/redüksiyon potansiyeli değerleri -150 ile -300 aralığında olduğu zaman

metan üretimi başlar. Oksidasyon/redüksiyon potansiyeli düşmeye devam ettikçe, evsel katı atıkta bulunan organik maddeyi metan ve karbondioksite dönüştürmek için sorumlu olan mikrobiyal topluluğun üyeleri, kompleks organik maddeleri organik asitlere ve üçüncü fazda anlatılan diğer başlangıç ürünlerine dönüştürerek üçüncü fazı başlatırlar (Tchobanoglous ve ark., 1993).

- Asit fazı:

Asit oluşum safhası, atık ve sızıntı suyu bileşenlerinin hidroliz ve fermantasyonun devam etmesiyle ara uçucu organik asitlerin üretildiği dönemdir. Organik asitlerin açığa çıkması ve olası metal kompleks oluşturmasının bir sonucu olarak sızıntı suyu pH'ı azalmaktadır. Atıktan besin maddeleri, azot ve fosfor serbest bırakılır ve biyokütle büyümesinin desteklenmesi için kullanılır (Erses, 2008).

Bu fazda iki ana reaksiyon ortaya çıkar. İlk reaksiyonda yüksek moleküler kütle bileşikleri mikroorganizmalar aracılığıyla enerji kaynağı olarak kullanılabilen bileşiklere dönüştürülür. Bu fazın ikinci reaksiyonu ise asitojendir. Birinci reaksiyonun sonucunda oluşan mikrobiyal bileşiklerin örneğin asetik asit (CH_3COOH) bileşikleri gibi daha düşük moleküler kütle bileşiklerine dönüşümü olur. Bu dönüşümü gerçekleştiren mikroorganizmalar genellikle metanojenik olmayan ya da asitojenik olarak bilinen mikroorganizmalardır. Karbondioksit az miktardaki hidrojen gazıyla beraber bu faz süresince üretilen asıl gazdır. Oluşan sızıntı suyundaki pH, artan karbondioksit miktarından dolayı 5 ya da daha az değerlere düşer. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve iletkenlik değerleri sızıntı suyunda bulunan organik asitlerin çözünmesi sebebiyle artacaktır. Özellikle ağır metallerdeki birçok inorganik bileşen, depolama sahasındaki sızıntı suyunun pH değerinin düşük olmasından dolayı bu fazda çözünür hale getirilecektir (Warith, 2003).

- Metan fazı:

Metan fazında asidik fazda oluşan ara ürünler metan ve karbondioksite dönüşür. Sızıntı suyunun pH'ı uçucu organik asitlerin dönüşümüyle nötral hale yükselir. İndirgenme/yükseltgenme potansiyeli en düşük değerlerindedir. Çökelme ve sülfür,

hidroksit ve karbon anyonlarıyla kompleks oluşturarak sızıntı suyundaki ağır metallerin uzaklaştırılması devam eder. Besin maddeleri (N, P) tüketilmeye devam ederken sızıntı suyu organik miktarı, gaz üretiminin artışına karşılık olarak önemli derecede azalmaktadır (Erses, 2008).

Ortamdaki biyogazın %50 – 65'i metandır. Bu reaksiyonu metanojenler ya da başka adıyla metanojenik bakteriler gerçekleştirir (Sekman, 2009). Metanojenlerin çok değişik türleri bulunur ve hücre yapısı ile şekli bakımından az değişiklik gösterir. Metanojenik bakteriler ise zorunlu olarak anaerobiktirler ve düşük redoks potansiyeline sahiptirler (Bilgili, 2006).

Metanojen bakteriler 6 gruba ayrılır. Bunlar: Methanobacterium, Methanobrevibacter, Methanosarcina, Methanococcus, Methanospirillum ve Methanogenium şeklindedir. Ayrıca ortam sıcaklığına göre metanojen bakteriler değişir. Yaşayabildikleri sıcaklıklara göre üç farklı gruba ayrılırlar. Termofilik grup 44°C derecenin üzerinde yaşayabilen bakteri grubudur. Mezofilik gruptaki bakteriler 20 – 44°C arasında yaşayabilir. Psikorofilik grubuna ayrılmış bakteriler ise 20°C'nin altında yaşayablenlerdir. Ama bu üç gruptaki bakterilerin yaşayabilmesi için sıcaklık uygunluğunun yanısıra ortamın tamamen anaerobik (havasız) olması ve neredeyse nötr pH olması şarttır (Bilgili 2006). Metan bakterilerinin ortamdaki pH değerlerinin 6,8 ile 8 aralığında gösterdikleri faaliyetler maksimum boyutlarda olur (Tchobanoglous ve ark., 1993; Warith, 2003).

Metan bakterileri metabolizmalarını devam ettirebilmek için besi maddesi ve enerji kaynağı olarak sınırlı sayıda substratı kullanırlar. Bu bakterilerin bazı türleri bir ya da iki organik bileşiği kullanabilmektedirler. Mikroorganizmalar için temel besin kaynakları karbon, hidrojen, oksijen, fosfor ve azottur. Ayrıca demir, kobalt, nikel, sülfür, kalsiyum ve diğer iz bileşikler gibi nütrientlere az miktarlarda ihtiyaç duyarlar. Mikroorganizmalar için gerekli olan bu besin kaynakları evsel atıklarda yeterli miktarda bulunur. Fakat sadece endüstriyel atıklar ya da hem evsel hem de endüstriyel atıkların karışımları azot ve fosfor açısından fakirdir ve dolayısıyla mikroorganizmaların biyolojik büyümelerini kısıtlayabilirler (Bilgili 2006).

Metan fazında sızıntı suyundaki organik madde konsantrasyonunda ani bir düşüş olurken böylece biyokimyasal oksijen ihtiyacı ve kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonları da azalır. Metanojenik aktiviteden dolayı uçucu yağ asidi ve H₂ değerleri düşer (Sekman, 2009). Sülfat sülfite, nitrat amonyağa indirgenir (Varank, 2006). Yüksek pH değerleriyle, çözelti içinde daha düşük inorganik bileşen geriye kalabilir; sonuç olarak, sızıntı suyunda bulunan ağır metal konsantrasyonu da azalacaktır (Tchobanoglous ve ark., 1993).

- Oksidasyon (olgunlaşma) fazı:

Sızıntı suyunun oluşumu ve biyolojik stabilizasyonun yavaşlaması, nütrientlerin sınırlı duruma gelmesi, gaz oluşumunun durması ve az miktarlardaki besinlerin yok olması olgunlaşma fazının önemli göstergelerindendir (Keser, 2008).

Bu dönemde sızıntı suyundaki kirlilik seviyesi özellikle biyokimyasal oksijen ihtiyacı çok düşer ve oksitlenmiş azot bileşikleri (NO₃) oluşmaya başlar (Öztürk, 2007). Organik maddeler biyolojik olarak ayrışarak metan ve karbondioksit dönüştürüldükten sonra bu faz başlar. Metanojenik faz boyunca mevcut besin maddelerinin sızıntı suyu ile uzaklaştırılmasından sonra olgunlaşma fazında depo gazı üretimi önemli derecede azalır ve geriye kalan maddeler yavaşça biyolojik olarak parçalanabilir. Bu fazda ana depo gazları metan ve karbondioksittir. Ayrıca depo gazı içerisinde az miktarlarda azotta bulunabilir. Olgunlaşma fazı süresince sızıntı suyu biyolojik olarak zor ayrışabilen fulvik asit ve humik asit içerir. Organik maddeler tükenirken metan üretimi azalmaktadır. Ayrıca yavaş şekilde biyolojik olarak bozunabilir ağaç, kağıt gibi selülozlu organik maddeler onlarca yıl boyunca metan oluşturur (Warith, 2003). Olgunlaşma fazı diğer adıyla yaşlı depo, genellikle depo sahasının kapatılmasından itibaren 10 – 15 yıl sonra gerçekleşmektedir (Öztürk, 2007).

2.3.2. Atıkların ayrışmasını etkileyen faktörler

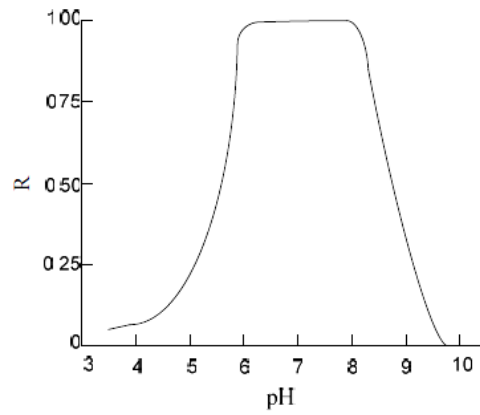
2.3.2.1. Havalandırma miktarı

Depo alanındaki atıkların içine oksijen girişi difüzyon ile atmosferden olur. Fakat depo alanının üst katmanında bulunan aerobik bakteriler tarafından bu oksijen tüketilir. Metanojenler ortama oksijen girmesi ile tamamen yok olmazlar (Varank, 2006; Yazıcı, 2009). Anaerobik depolama alanlarında, metanojenler – 330 mV'un altında bir redoks potansiyeli olan oksijensiz ortama ihtiyaç duyarlar (Christensen and Kjeldsen, 1989).

Aerobik depolama alanlarında ise atık kütle sıcaklıkları ve nem içeriğini ayarlamak için uygun koşullarda düzenli olarak depo alanına oksijen enjekte edilmelidir. Aksi takdirde anaerobik koşullar gerçekleşmeye başlar (Read ve ark., 2001; Sekman, 2009). Gaz ekstraksiyon sisteminin tipi ve boyutu, özellikle de aktif bir sistem kullanılıyorsa sistemdeki oksijen varlığı etkilenir (Mertoğlu, 2005). Aerobik ortamda yaşayabilen mikroorganizmalar %5'e kadar olan oksijenli ortamda yaşayabilirler. Fakat ayrışma veriminin artması için oksijen içeriği %10'dan fazla olması gerektiği ve optimum olarak %14 – 17 aralığında uygun olduğu saptanmıştır (Tosun ve ark., 2003).

2.3.2.2. pH ve alkalinite

pH, mikroorganizmaların büyümesini ve atık ayrışmasını etkilediğinden dolayı önemli bir parametredir (Bilgili, 2006; Öztürk, 2007; Erses, 2008). Anaerobik ayrışmada mikroorganizma faaliyetlerinin verimli olması için uygun pH aralığında olmalıdır. Birçok bakteri türü hidrojen ve hidroksit iyonlarına karşı hassastır (Bilgili, 2006). Ortamda aşırı organik asit üretimiyle birlikte pH düşer ve metan bakterilerinin faaliyetleri durur (McBean ve ark., 1995; Bilgili, 2006). Genel olarak anaerobik bozunmada metan bakteri için optimum pH aralığı 6,7 ile 7,5'tir. Optimum pH aralığı ile metan bakterileri yüksek bir oranda arttığından metan üretimi maksimum düzeyde olur. Optimum aralık dışında (pH<6 ya da pH>8) olduğunda ise metan üretimi ciddi derecede sınırlanır (McBean ve ark., 1995). Metan bakterilerinin pH'a bağlı olarak değişimi Şekil 2.15.'te görülmektedir.



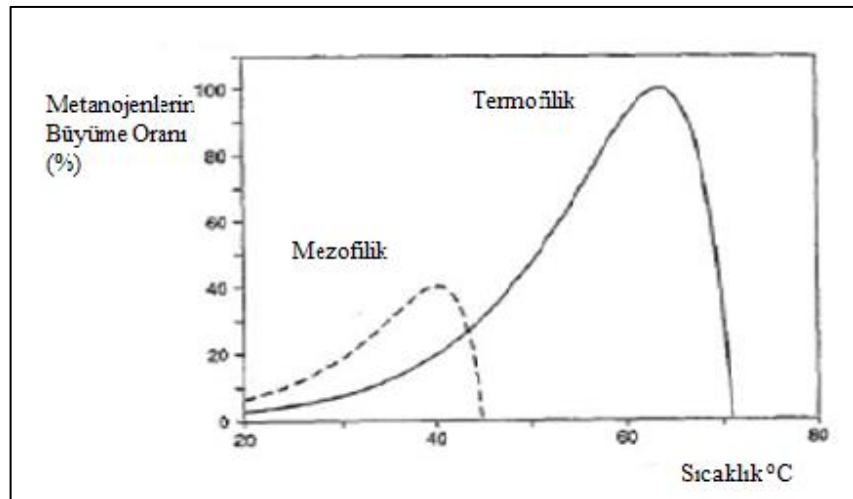
Şekil 2.15. Metan bakterilerinin aktivite değişimi (Kasarıcı, 2012).

Anaerobik bir sistemde stabilizasyon boyunca alkalinite; konsantrasyonları ve yayılan karbondioksitin kısmi basıncı, uçucu organik asitlerin bir fonksiyonudur (Erses, 2008). Ayrışma için gerekli olan pH değerlerinin istenilen değerlere düşmesine sebep olan uçucu ve diğer başka asitleri tamponlama kapasitesini göstermektedir. Alkalinite değerleri düşük olduğunda pH değerleri düşmekte ve biyolojik aktiviteyi durdurmaktadır. Alkalinite yüksek değerlerde olduğunda sistemi pH değişimlerine karşı korur. (Sekman, 2009). Atığın ayrışması için uygun toplam alkalinite değer aralığı 1000 – 5000 mg/L CaCO₃'tür. Optimum alkalinite değeri ise 2000 mg/L CaCO₃'ten fazladır (Erses, 2008).

pH, aerobik ayrışma içinde önemli bir parametredir. Aerobik ayrışmanın başlangıcında uçucu yağ asitlerinin oluşumunun sonucu olarak pH seviyesi genellikle düşer. Asitler mikroorganizmalar tarafından substrat olarak kullanıldığından pH seviyesinde artma gözlenir. Aerobik reaksiyonlar, pH 3 – 11 aralığında meydana gelebilir ama pH 5 – 9 aralığında daha iyi sonuçlara ulaşılır (Erses, 2008).

2.3.2.3. Sıcaklık

Anaerobik bozunma için üç sıcaklık aralığı tanımlanmıştır: psikrofilik (20°C 'nin altında), mezofilik ($20 - 40^{\circ}\text{C}$) ve termofilik ($50 - 70^{\circ}\text{C}$) (Erses, 2008). Anaerobik bakterilerin üreme hızları belli sıcaklıklara kadar hızla artar, ancak belli sıcaklık aralıklarını aştıktan sonra, sıcaklık artışı ile üreme hızları azalmaktadır (Fersiz, 2010). Bütün mikrobiyolojik proseslerde olduğu gibi anaerobik ayrışmada sıcaklık artışı ve azalışından etkilenmektedir. (Bilgili, 2006). Sıcaklık arttıkça metan üretimi de artar (Kasarıcı, 2012). Laboratuvar çalışmaları, sıcaklığın 20°C 'den 40°C 'ye yükselmesiyle metan üretiminin önemli ölçüde arttığını (100 katına kadar) çıktığını bildirmiştir (Mertoğlu, 2005). Hartz ve ark. (1982), 21°C ile 48°C arasındaki sıcaklık aralıklarının metan üretimi hızı üzerindeki etkisini araştırmış ve optimum sıcaklık 41°C olarak bulunmuştur. Metan oluşumu 48°C ile 55°C arasında kesintiye uğramıştır. 15°C 'nin altındaki sıcaklıklarda ise matanojenik aktivite ciddi ölçüde sınırlanır (McBean ve ark., 1995).



Şekil 2.16. Sıcaklığın mikroorganizmaların çoğalmasına etkisi (Kasarıcı, 2012)

Aerobik bozunma prosesleri tarafından üretilen ısı enerjisi miktarı anaerobik anaerobik bozunmaya göre daha fazladır (Mertoğlu, 2005). Aerobik depolama alanlarındaki optimum sıcaklık aralığı $35^{\circ}\text{C} - 55^{\circ}\text{C}$ olarak belirtilmektedir (Erses, 2008). Aerobik depolama alanlarındaki bu sıcaklık 60°C 'ye kadar çıkmaktadır (Hudgins ve March, 1998). Aerobik reaksiyonlar ortam sıcaklığını artıran ekzotermik reaksiyonlardır. Depolama sahalarında aşırı sıcaklık olursa biyolojik faaliyetler

durabilir. Ayrıca atık sıcaklığını hava hızı ve sıvı ilavesi ile kontrol etmek mümkündür (Read ve ark., 2001).

2.3.2.4. Nem muhtevası

Nem muhtevası (ağırlıkça) atık içindeki su kütlesinin miktarıdır. Nem muhtevası 3 şekilde tanımlanır. Su kütlesinin atığın kuru kütlesine oranı, su kütlesinin atığın ıslak kütlesine oranı, su kütlesinin atığın hacmine oranı şeklindedir. Sızıntı suyu geri devrettirilmesi nem muhtevasının kontrolünde pratik bir yöntemdir (Sekman, 2009).

Nem muhtevası atık ayrışması (Reinhart ve Townsend, 1998) ve gaz üretimi için en önemli parametrelerden biridir. Gaz üretimi için sulu ortam sağlar ve ayrıca besin maddelerini ve bakterileri depolama alanı boyunca taşımak için bir ortam sağlar. Eğer nem içeriği alan kapasitesini aşarsa, hareketli sıvı besin maddelerini, bakteri ve alkaliniteyi diğer alanlara taşır ve gaz üretimini arttıran bir ortam meydana gelir (McBean ve ark., 1995). Farquhar and Rovers (1973) yaptığı çalışma ile %60 – 80 aralığında nem içeriğinde gaz üretiminin arttığını ve %30 – 40 aralığında durduğunu bildirmiştir. Depolama alanındaki bölgelerin nemlendirme kapasitesi aerobik ayrışma için önemli bir kontrol mekanizmasıdır. Aerobik ayrışmanın hızlı olması için ortamın nem içeriği genellikle yaklaşık %40 olmalıdır. Bu nedenle, mikrobiyal aktivite, %40 civarında bir nem içeriğinin altında birkaç basamak yavaşlar. %20'nin altında ise ayrışma durur. Depolama sahasında aerobik ayrışma için ideal olan nem muhtevası yaklaşık %60 olarak belirlenmiştir (Read ve ark., 2001). Eğer nem içeriği aşırı derecede düşükse depolama alanı kurur ve aerobik ayrışma sona erer. Diğer taraftan eğer nem içeriği yüksekse oksijenin difüzyonu engellenir ve dolayısıyla aerobik aktivite sınırlanır (Erses, 2008).

2.3.2.5. Nutrientler

Depolama alanlarındaki bakterilerin büyümeleri için çeşitli besin maddelerine ihtiyaçları vardır. Bu besin maddeleri karbon, hidrojen, oksijen, azot, sodyum, potasyum, sülfür, kalsiyum, magnezyum ve diğer eser metallerdir (McBean ve ark.,

1995). Bu besin maddeleri çoğu atık depolama alanında bulunur (Warith, 2003). Bakteriler tarafından kolay sindirilebilen nütrientler ne kadar çok ise gaz üretimi o kadar yüksek olur. Ağır metaller gibi toksik materyaller bakteri büyümesini ve sonuç olarak gaz üretimini geciktirebilir. Belli besin maddelerinin sadece yeterli miktarda değil ayrıca belli oranlarda olması gerekir (McBean ve ark., 1995). Bakteriyel hücre bakımı ve sentezi için azot ve fosfara daha büyük miktarlarda ihtiyaç duyulurken diğer besin maddelerinin az miktarda ihtiyaç duyulur (Rachdawong, 1994). Sistemin besin maddesi ihtiyacı KOİ:N:P oranı ile tanımlanmaktadır. Anaerobik süreç için McCarty tarafından belirlenen en uygun oran 100:0.44:0.08'dir. Ayrıca fosfor, ayrışmayı sınırlama olasılığı olan bir besin maddesidir (Erses, 2008). Diğer taraftan aerobik süreçlerde tercih edilen karbon/azot konsantrasyon oranının yaklaşık olarak 20:1 – 50:1 aralığında arzulandığı bulunmuştur (Read ve ark., 2001).

2.3.2.6. İnhibitörler

Depolama alanlarında bulunan toksik maddelerin ya da inhibitörlerin (yüksek konsantrasyonlarda amonyak azotu, sülfidler, ağır metaller, toksik organik bileşenler, alkali ve alkalın toprak metalleri ve aşırı uçucu organik asitler) varlığı atık stabilizasyonunu negatif olarak etkilemektedir (Harmankaya, 2013).

Amonyum anaerobik parçalanma ürünüdür. Amonyum; protein, üre ve aminoasit içeren organik maddelerin bozunmasıyla meydana gelir (Sacramento Regional County Sanitation District, 2008). Amonyak pH 7,2'nin altında amonyum iyonu (NH_4^+) şeklinde ya da pH'ın daha yüksek değerlerinde amonyak (NH_3) şeklinde bulunabilir. Amonyak, amonyum iyonundan çok daha düşük konsantrasyonda engelleyici niteliktedir. (Erses, 2008). Amonyak azot konsantrasyonu anaerobik süreç üzerinde; 50 – 200 mg/L aralığında iken yararlıdır, 200 – 1000 mg/L aralığında olumsuz etkisi yoktur, daha yüksek pH değerlerinde (7,4 – 7,6) yaklaşık 1500 – 3000 mg/L'nin üzerinde inhibe etkisi vardır. 3000 mg/L nin üzerinde ise pH'a bakılmaksızın toksik etkisi vardır (Sacramento Regional County Sanitation District, 2008).

Ağır metaller genellikle sanayi faaliyetlerinin bileşenleridir (Harmankaya, 2013). Mikrobiyal popülasyon için az miktarda metal gereklidir. Ama eşik

konsantrasyonlarının üstünde mikrobiyal yaşam için önleyici olabilir. Anaerobik proseslerde sülfid, karbonat ve hidroksitlerin varlığı, ağır metallerin metanojenler üzerindeki toksik etkisini sistem pH'sına bağlı olarak azaltmaktadır (Erses, 2008; Harmankaya, 2013). Pohland (1992), azalan toksisite sırasına göre ağır metallerin listesini Ni>Ca>Pb>Cr>Zn bildirmiştir. Demir, sülfür toksisitesi üzerindeki aracılık etkilerinden dolayı zararlıdan daha faydalı olarak nitelendirmiştir. Sodyum, potasyum, kalsiyum ve magnezyum gibi alkali ve toprak alkali metaller belli konsantrasyonların üzerinde anaerobik sistemler üzerinde toksik etkilere sahiptir (Erses, 2008). Orta derecedeki inhibasyonu sağlayan konsantrasyonları ise sırasıyla 3500 – 5500 mg/L, 2500 – 4500 mg/L, 2500 – 4500 mg/L ve 1000 – 1500 mg/L'dir (Hot, 2012).

Sülfidler, anaerobik ayrışma sırasında, sülfatların ve diğer sülfür içeren inorganik bileşiklerin indirgenmesiyle üretilir (Esteves, 1981). Anaerobik depolama alanlarında, sülfat indirgenmesi sonucunda iki farklı inhibasyon aşaması bulunmaktadır. Birincisi, metan üretimini olumsuz etkileyen ortak organik ve inorganik substratlar için mikroorganizma rekabetinden kaynaklanmaktadır. İkincisi, çeşitli bakteri gruplarına sülfürün toksisitesinden kaynaklanan inhibasyondur (Harmankaya, 2013). Anaerobik sindirim sürecinde sülfid; eşik değeri 200 ile 1500 mg/L aralığındadır (Pohland, 1992). 1500 mg/L veya daha yüksek konsantrasyonlarda ise inhibe olur (Harmankaya, 2013).

Sülfat (SO_4^{2-}), anaerobik şartlarda elektron kabul eden maddedir. Sülfat ve metan bakterileri asetik asit ve hidrojeni faaliyetleri için enerji kaynağı olarak kullanırlar. Ancak bu durumda ortaya bir rekabet çıkar. Sülfat indirgeyen bakteriler, metan bakterilerini çevresinden uzaklaştırarak elektronları kendilerine doğru çekerler. Buna bağlı olarak düşük metan üretimi gerçekleşir ve yüksek konsantrasyonda H_2S meydana gelir. Oluşan hidrojen sülfür metan bakterileri üzerinde olumsuz etkiye neden olur. Sülfat konsantrasyonunun azalmasına bağlı olarak metan oluşumu da büyük oranda artar (Varank, 2006).

Sülfatın indirgenmesiyle oluşan hidrojen sülfür, metan bakterileri üzerinde toksik etkiler doğurabilir. pH ın nötr olduğu durumlarda çözünmüş sülfürün yaklaşık olarak %50'si uçucudur. pH 6 değerinde iken sülfürlerin büyük çoğunluğu hidrojen sülfür şeklindedir. Bununla birlikte koku problemi ortaya çıkar ve bu probleme sahip olan

anaerobik tesisler ortamı hafif bazik şartlara getirerek hidrojen sülfürün çözünmesini sağlamak şartı ile bu sorunu çözebilir. Sülfür anaerobik tesislerde tek başına toksik olmasına rağmen ağır metallerle birlikte çözünmeyen tuzlar oluşturarak ortamda zararlı etki göstermez.

Sülfat ve metan oluşumu arasındaki ilişkisi, sülfatın metan bakterileri üzerinde toksik bir etkisiyle ilişkilendirilmemiştir. Sadece aralarında substrat rekabeti ile ilişkilendirilmiştir. Eğer ortamda metan bakterileri az ise sülfat, metan oluşumunu engellemez ama ortamda *Desulfovibrio* gibi sülfat indirgeyen bir grup varsa ve sülfatın indirgenmesi reaksiyonuna çok enerji gerektiğinden bir sınırlandırma söz konusu olur (Bilgili, 2006).

Uçucu organik asitlerin birikimi metanojenik mikrobiyal büyümeyi de engelleyebilir. Asetik asit en az toksiktir, propionik asit ise en zehirli uçucu yağlı asittir (Pohland, 1992).

2.3.2.7. Bakteriyel içerik

Aerobik ayrışma ve metan oluşumuna neden olan bakteriler atıkta bulunur. Bununla birlikte, diğer kaynaklardan atıklara bakteri ilavesi bakteri popülasyonunun hızlı bir oranda artmasını sağlar. Atıksu ve atıksu arıtma çamuru ek bakterilerin kaynağı olabilir (McBean ve ark., 1995).

2.3.2.8. Depolanan atıkların özellikleri

Depolanan atıkların kompozisyonu atığın ayrışmasını etkilediğinden önemlidir. Özellikle, bakteri florası için toksik maddelerin varlığı, biyolojik bozunma işlemlerini yavaşlatabilir ya da inhibe edebilir (Gürsoy, 1998). Kentsel katı atıklar içerisinde bulunan organik bileşenler ayrışabilme özelliğine göre hızlı ayrışabilen, zor ayrışabilen ve ayrışamayan organikler olarak sınıflara ayrılabilirler. Hızlı ayrışabilen organik maddeler; şekerler, nişasta, proteinler ve yağlardır. Bu tür atıklar fazla olduğunda anaerobik ayrışmanın ilk fazında organik asitlerin fazla oluşmasına sebep

olarak ortamdaki pH'ı düşürür ve depo alanının doğal tamponlama kapasitesi üzerine çıkarak metan oluşmasını geciktirebilir. Kompleks bileşenlerin ayrışması ise çok daha yavaştır (Varank, 2006).

Depolanan atıkların partikül boyutları ayrışma oranını etkilemektedir (Erses, 2008). Katı atıkların dane boyutlarının azalması gaz üretimini artırır. Atıkların dane çaplarının küçülmesiyle ortamdaki mikroorganizmaların organik maddeleri ayrıştırmak için kullandığı yüzey alanı artar (Bilgili, 2006). Ham ve Bookter (1982) ayrışma sürecinde parçalanmanın etkisini araştırarak, atık boyutunun küçültülmesiyle ayrışma oranını arttırarak metan üretimini hızlandırdığını kanıtlamışlardır (Erses, 2008).

2.3.3. Atıkların ayrışmasının hızlandırılması

Atık stabilizasyon sürecinin hızlandırılması depolama sahalarının olumsuz etkilerinin azaltılması yönünden önemlidir. Bugüne kadar yapılan çalışmalarda atık stabilizasyon sürecinin hızlandırılması amacıyla farklı yöntemler denenmiştir. Sızıntı suyu geri devri, çamur eklenmesi, tampon çözeltilisi ekleme, besi maddesi ekleme, atıkların parçalanması ve sıkıştırılması bu amaçla uygulanan yöntemlerdir (Alkaabi ve ark., 2009; Tınmaz ve Demir, 2009; Reinhart ve ark., 2002).

2.3.3.1. Sızıntı suyu geri devri

Sızıntı suyu geri devri sızıntı suyunun yerinde yönetilmesi için ortaya çıkan bir teknolojidir. Depolama alanı boyunca sızıntı suyu geri devir hareketi, proses tasarımı ve işletimi üzerindeki önemli parametrelerin etkisini araştırmak için matematiksel bir model kullanılarak modellenmiştir (McCreanor ve Reinhart, 1999). Yapılan çalışmalar, sızıntı suyu geri devrinin, biyolojik olarak parçalanabilir azot fraksiyonunun hidrolizi ve fermantasyonu nedeniyle nispeten düşük konsantrasyonlarda parçalanabilir karbon bileşikleri ama yüksek konsantrasyonlarda amonyum içeren stabilize olmuş sızıntı suyu ürettiğini göstermiştir. Sızıntı suyu geri

devri yapılan bir depolama alanı, belediye katı atık biyoreaktör arıtma sistemi olarak kabul edilebilir (Jun ve ark., 2007).

Nem atıkların ayrışmasında önemli olduğundan dolayı sızıntı suyu geri devri yapılarak stabilizasyonun hızlandırılması için depolama alanındaki çevresel koşulların optimize olması sağlanır (Reinhart ve Townsend, 1998). Sızıntı suyu geri devri ile atık stabilizasyonunun hızlandırılması, gaz üretim oranlarının daha kısa sürede artırılması, sızıntı suyu kalitesinin iyileştirilmesi ve daha fazla depolama alanının oluşması birçok araştırmacı tarafından kanıtlanmıştır (McCreanor ve Reinhart, 1999). Sızıntı suyunun geri devrinin avantajları, besin maddelerinin ve mikroorganizmaların homojen dağılımı pH tamponlanması engelleyici bileşiklerin seyreltilmesi, sıvı depolanması ve düşük işletme maliyeti gibi fırsatlar içermektedir (Reinhart ve Townsend, 1998; Bilgili ve ark., 2007). Geri devrettirilen sızıntı suyunun miktarı çözünürlüğü ve mikrobiyal parçalanmayı etkilediğinden dolayı sızıntı suyunun kalitesini değiştirir (Alver, 2012). Tablo 2.11’de geleneksel ve sızıntı suyu geri devirli depo alanlarının sızıntı suyu bileşenleri görülmektedir.

Tablo 2.11. Geleneksel ve sızıntı suyu geri devri yapılan depolama alanlarındaki sızıntı suyu özellikleri (Sawatdeenarunat, 2010).

Parametre (mg/L)	Geleneksel Depo Alanı	Geri Devirli Depo Alanı
Demir	20 – 2100	4 – 1095
BOİ	20 – 40000	12 – 28000
KOİ	500 – 60000	20 – 34560
Amonyak	30 – 3000	6 – 1850
Klorür	100 – 5000	9 – 1884
Çinko	6 – 370	0,1 – 66

2.3.3.2. Çamur ilavesi

Çamur ilavesi mikroorganizmalar için besin kaynağı olacağından belediye katı atıklarının biyobozunumunu hızlandırabilir (Warith, 2002; Jun ve ark., 2007). Anaerobik biyoreaktör depolama alanlarındaki ayrışmayı geliştirmek için en iyi arıtma çamuru anaerobik olarak olgunlaştırılmış çamurdur (Alkaabi ve ark., 2009).

Arıtma çamuru ilavesi olduğunda düzenli depolama alanında gaz toplama sistemi tarafından toplanan depo gazı üretimi miktarında bir artış meydana gelmektedir (Warith, 2003). Diğer olumlu etkileri atıktaki su içeriğini artırır, mevcut besin maddesini güçlendirir (Hot, 2012). Anaerobik çürütücüden çamur eklenmesiyle mikroorganizma sayısı arttığından metan üretimi, çamur eklenmemiş duruma göre daha erken başlamaktadır (Mönkäre ve ark., 2015). Alkaabi ve ark. (2009) yaptıkları araştırma ile çamur eklenen biyoreaktörde metan üretimini eklenmemiş biyoreaktöre göre yaklaşık %20 daha fazla ölçmüşlerdir. Ayrıca çamur ilavesi yapılan biyoreaktörde metan üretimi daha erken başlamıştır. Jun ve ark. (2007) yaptıkları çalışmada ise havalandırılmalı olarak işlettikleri biyoreaktörlerde aktif çamur ilavesi ile azot ve amonyakın giderilme potansiyelini belirlemeyi amaçlamışlar ve sonuç olarak amonyak konsantrasyonunda %88, azot konsantrasyonunda ise %84 azalma gerçekleştiğini belirlemişlerdir.

2.3.3.3. Tampon çözelti ilavesi

Amonyum bikarbonat alkalinitesi hücrelerin içindeki nötr seviyeye yakın pH değerini koruyabilir. Bu hücrelere "metabolizma tarafından üretilen alkalinite" adı verilmiştir. Proteinleri açığa çıkaran katyonun bozunması, organik katı atıklardaki proteinlerin biyolojik olarak parçalanması sırasında oluşan alkalinite konsantrasyonunu ikiye katlayabilir. Diğer yandan, VFA'ların alkalinitesi H_2CO_3 'ün tamponlanmasına katkıda bulunur ama geçici olduğundan VFA'lar değişir ve bu nedenle süreklilik sağlayamaz (Jun ve ark., 2009).

Dengede olmayan depolama alanlarının ekosistemleri nedeniyle düşük pH değerleri metanojenik aktiviteyi engellediğinden dolayı sistemin nötr pH'ını sürdürmeyi amaçlayan tampon ilavesi uygulanmaktadır (Vazquez, 2008). Optimum biyolojik aktivite için dengeli bir pH sağlamak için yeterli alkalinite veya tampon kapasitesi gereklidir (Sponza ve Ağdağ, 2005; Jun ve ark., 2009). Tampon olarak genellikle karbonat ve bikarbonat iyonlarını içeren kalsiyum karbonat ve kalsiyum bikarbonat gibi maddeler kullanılabilir. Ayrıca kireçte tampon maddesi olarak kullanılabilir (Bilgili, 2006). Alkalinite ilavesi, katı atıkların organik içeriğini ve biyolojik bozunma

süresini azaltır (Jun ve ark., 2009). Ayrıca Tampon ilavesi pH'ı artırır ve metan oluşumuna yardımcı olur. Tampon ilavesi ancak metanojenler düşük pH değerlerinden dolayı metan üretmedikleri zaman uygundur (Hot, 2012).

Jun ve ark. (2009) anaerobik reaktörlerde farklı tip alkalitenin (HCO_3^- , CO_3^{2-} ve OH^-) belediye katı atıklarının stabilizasyonu üzerindeki etkisi üzerine çalışmışlardır. Sonuç olarak CO_3^{2-} ve HCO_3^- stabilizasyon üzerinde belirgin bir etki, OH^- ise daha zayıf bir etki gösterdiğini bulmuşlardır. KOİ, BOİ, toplam azot, amonyum azotu, nitrat azotu gibi yaptıkları deney sonuçlarına göre konsantrasyonlarda önemli derecede azalma meydana gelmiştir. Bunlara bağlı olarak alkalinite eklenmesinin stabilizasyonda olumlu etkileri olduğu görülmektedir.

2.3.3.4. Besi maddesi ilavesi

Mikroorganizmalar için gerekli olan besi maddelerinden azot dışındaki hepsi evsel atıklarda bulunur. Aerobik ayrışmanın gerçekleşebilmesi için karbon/azot oranı oldukça önemlidir (Top., 2009). Aerobik ayrışmayı daha da hızlandırmak için sisteme enjeksiyon kuyuları aracılığıyla besin maddeleri eklenebilir. Örneğin; aerobik ayrışmada optimum mikrobiyal büyüme seviyesini sürdürmek için sisteme azot, fosfat ve karbon kaynağının herhangi bir kombinasyonu enjekte edilebilir (Read ve ark., 2001).

2.3.3.5. Atıkların parçalanması ve sıkıştırılması

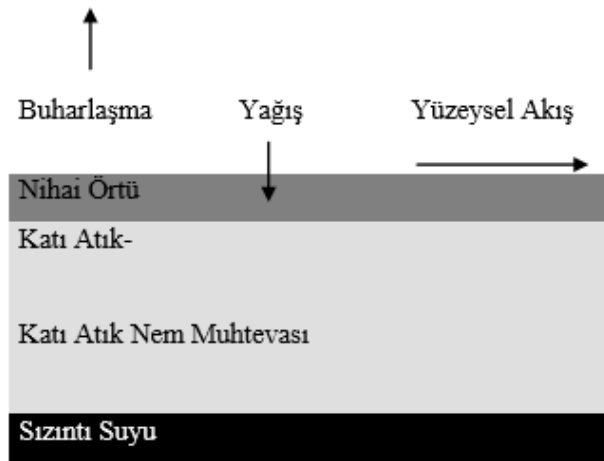
Katı atık depolama alanlarındaki yaklaşım, katı atıkların sıkıştırılarak depo alanının tüm boşluklarının atıkla doldurulması ve bu sayede depolama alanından kazanç sağlamaktır. Sıkıştırma arttırıldıkça nemin atık kütlesi içerisine nüfuz etmesi zorlaşmaktadır. Atıklar sıkıştırıldıkça hava boşlukları dolduğundan nem taşınımı azalır (Ağdağ ve Sponza, 2004). Ayrıca hava boşlukları dolduğundan ortamdaki serbest oksijen miktarı azalacağından depo alanlarında atıkların ayrışmasının ilk safhası olan aerobik ayrışmasının kısılması anaerobik ayrışma fazına daha erken geçilmesini sağlamaktadır (Bilgili, 2006).

Tınmaz ve Demir (2009) yaptıkları çalışma sonucunda atıkların boyutunun küçültülmesiyle atık ayrışmasının hızlandığını ve sızıntı suyu kalitesinin arttığını gözlemlemişlerdir. Warith tarafından yapılan bir çalışmada katı atıkların ayrışmasında etkili olan katı atık boyutu, sızıntı suyu geri devri ve nütrient dengesi üzerinde durulmuş ve bu çalışmaya göre parçalanmış evsel katı atıkların, parçalanmamış evsel katı atıklara göre ayrışmasının daha etkili olduğu gözlenmiştir. Parçalanmış katı atıktaki ortalama pH seviyesi 7,2'dir. Diğer bir deyişle sızıntı suyu konsantrasyonları parçalanmamış evsel katı atıklardaki sızıntı suyunun pH'ından daha nötraldir (Warith, 2002).

2.4. Düzenli Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu ve Gaz

2.4.1. Sızıntı suyu oluşumu ve miktarını etkileyen faktörler

Kirlilik açısından yüksek konsantrasyonlara sahip sızıntı suyu katı atık doyma kapasitesine ulaştıktan sonra, depo sahalarına depolanan atıklardaki suyun ve yağmur sularının atıkların içerisinden süzülerek çözülmüş ve askıdaki maddeleri ekstrakte etmesiyle oluşur (Bilgili, 2006; Özel, 2007; Balahorli, 2011; Peker, 2012; Adar, 2013). Atıkların doyma kapasitesi atığın yaşına, kompozisyonuna ve yoğunluğu gibi faktörlere bağlı olarak değişmektedir (Demirbilek, 2013). Depolama alanlarında anaerobik (havasız) ve aerobik (havalı) ayrışmalarının gerçekleşmesiyle birlikte oluşan sızıntı suyu, depo alanına dökülen ve sıkıştırılan atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından dolayı oluşan ve depo alanının yüzeyine düşen yağışların, kontrol altına alınmamışsa, depo alanının içinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyudur (Adar, 2013). Depo alanının yüzeyine düşen yağışın depo alanındaki katı atık içerisinden geçerken çeşitli kimyasal ve biyolojik reaksiyonlar gerçekleşir. Bu reaksiyonlar sonucunda katı atıktaki organik ve inorganik maddeler sızıntı suyuna geçer (Öztürk, 2007). İçerisinde yüksek miktarlarda organik ve inorganik kirletici bulunduran sızıntı suyu, depo sahasının tabanına ve buradan yüzey ve yeraltı sularına ulaşmaktadır (Gümüşel, 2009). Katı atık ile sızıntı suyu arasındaki ilişki Şekil 2.17.'de görülmektedir.



Şekil 2.17. Sızıntı suyunun oluşumu (Balahorli, 2011).

Atıklar içerisinde her zaman bir nem vardır ve atıklar şehirlerde geçici olarak depolandıklarında ya da taşındıkları esnada mikroorganizma faaliyetleri olduğundan dolayı sahalara depolandıktan itibaren ve dışarıdan yağış gibi bir su girişi olmasa bile sızıntı suyu oluşumu mümkündür (Demirbilek, 2013).

Düzensiz katı atık depolama alanlarında depolanan atıkların üstü genellikle açıktır. Düzensiz depolama alanları atıkların üstü düzenli periyotlarda örtülmez. Atıkların üstü uzun süre açık kalabilmektedir ve o bölgede yağış meydana geldiğinde atıklar yağışa tamamen maruz kalmaktadır. Dolayısıyla düzensiz depolamanın uygulandığı sahalarda sızıntı suyu oluşumunda en önemli etken yağış sularıdır (Demirbilek, 2013). Sızıntı suyunun depolama alanlarındaki oluşumunu ve miktarını etkileyen başlıca olaylar yüzeysel akış, buharlaşma ve infiltrasyondur (Yılmaz, 2009). İnfiltrasyon oranı depo alanının yüzeysel özelliklerine, üst örtü tabakası varsa bu tabakanın permeabilitesine ve depolama alanının bulunduğu yerdeki iklim şartlarına bağlı olarak değişmektedir (Akyıldız, 2011).

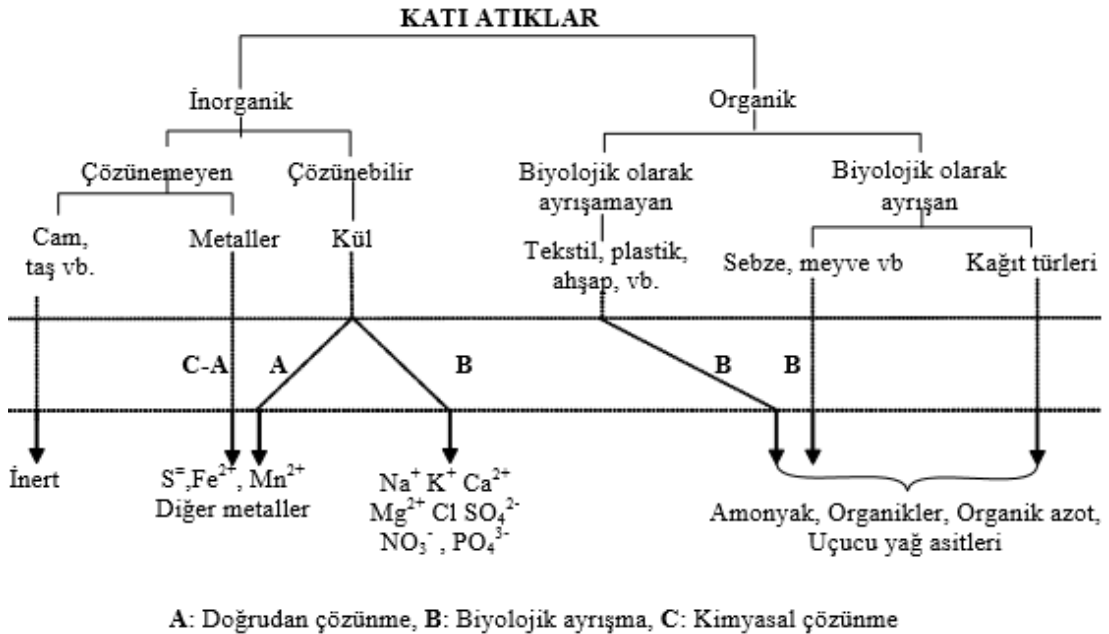
Sızıntı suyu miktarını etkileyen diğer faktörler ise; hidrojeolojik şartlar, sızıntı suyu geri dönüşümü, depolama alanına dökülen atığın yaşı ve nem içeriği, atık kompozisyonu, mevcut oksijen içeriği, depolama sahasındaki atık derinliği, depolama sahasının tasarımı ve işletme koşulları şeklinde sıralanabilmektedir (Özel, 2007).

Genellikle sızıntı suyu miktarı yağış miktarının yaklaşık olarak %24'ü olarak kabul edilmektedir (Çevrim, 2009).

Depo sahası üzerine düşen yağış miktarının, şiddetinin, süresinin ve yağış sıklığının önemi oldukça fazladır. Depo sahasındaki sızıntı suyu miktarı bu değişimlere paralel olarak değişmektedir. Örneğin; sonbahar ve ilkbaharda yağış ve karların erimesi ile birlikte sızıntı suyunda artış olurken, yaz aylarında buharlaşma olacağından buna paralel olarak azalma olmaktadır (Şahinci, 2014).

2.4.2. Sızıntı suyu özelliklerini etkileyen faktörler

Sızıntı suları oluşmaya başladığı zamandan itibaren organik, inorganik ve ağır metalleri atıklardan ya çözülmüş şekilde ya da süspanse olarak içerisine almaktadır. Dolayısıyla sızıntı sularındaki kirlilik bileşenleri her zaman bulunmaktadır (Demirbilek, 2013). Sızıntı sularının kirlenici parametre çeşitleri ve konsantrasyonlarının artmasına etki eden katı atık bileşenleri ve sızıntı suyunun oluşum basamakları Şekil 2.18.'de görülmektedir.



Şekil 2.18. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyunun oluşum basamakları (Günay, 2002).

Sızıntı sularının özellikleri; atıkların bileşenlerine, yaşına, depo alanının hidrojeolojik durumuna, depo içinde gerçekleşen fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktivitelere, katı atığın su içeriği, ısıya, pH, redoks potansiyeline, stabilizasyonun derecesine, atıkların depolama yüksekliğine, depolama sahasının işletilmesi ve iklim koşullarına bağlıdır (Yıldız, 2006; Özgöçmen, 2007; Öztürk, 2007; Gümüsel, 2009; Alver, 2012).

Sızıntı suyunun karakterizasyonunu belirleyen en önemli parametreler ise kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacı, toplam organik karbon ve uçucu yağ asitleridir. Depo alanındaki atıkların stabilizasyonun belirlenmesi için belirli indikatör parametreler kullanılır. Mesela pH ve oksidasyon – redüksiyon potansiyeli asit – baz ve yükseltgenme – indirgenme ile ilgili bilgi verir. Bunlarda metan ve asit oluşum evreleri hakkında bilgi vermektedir. Biyolojik ayrışabilirlik için kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) kullanılabilir. Azot ve fosfor ise nütrient yeterliliği ve anaerobik ya da aerobik şekilde olan fazların durumu hakkında bilgi verir. Alkalinite tampon kapasitesi, ağır metallerin ölçümü potansiyel inhibasyonu, iletkenlik iyonik kuvveti, nitrat ve sülfat oksidasyon derecesini belirlemektedir (Alver, 2012). Sızıntı sularının tipik olarak içerdiği kirlilik bileşenleri ve fazlara göre konsantrasyon değişimleri Tablo 2.12.'de görülmektedir.

Tablo 2.12. Sızıntı sularının genç ve olgun dönemlerine göre kirlilik konsantrasyonları, pH dışındaki tüm parametreler mg/L cinsindedir (Tchobanoglous ve ark., 1993).

Parametre	Yeni Katı Atık (2 yıldan daha az)		Olgun Katı Atık (10 yıldan daha fazla)
	Aralık	Genel	Aralık
BOİ ₅	2000 – 30000	10000	100 – 200
TOK	1500 – 20000	6000	80 – 160
KOİ	3 – 60000	18000	100 – 500
AKM	200 – 2000	500	100 – 400
Organik N	10 – 800	200	80 – 120
NH ₃ -N	10 – 800	200	20 – 40
Nitrat	5 – 40	25	5 – 10
Toplam Fosfor	5 - 100	30	5 – 10
Ortofosfat	4 – 80	20	4 – 8
Alkalinite (CaCO ₃)	1000 – 10000	3000	200 – 1000

pH	4,5 – 7,5	6	6,5 – 7,5
Toplam Sertlik (CaCO ₃)	300 – 10000	3500	200 – 500
Kalsiyum	200 – 3000	1000	100 – 400
Magnezyum	50 – 1500	250	50 – 200
Potasyum	200 – 1000	300	50 – 400
Sodyum	200 – 2500	500	100 – 200
Klor	200 – 3000	500	100 – 400
Sülfat	50 – 1000	300	20 – 50
Demir	50 – 1200	60	20 – 200

Sızıntı sularının içerdiği bu kirlilikler 4 başlık altında incelenecek olursa;

- Organik bileşikler: Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) , toplam organik karbon (TOK), uçucu yağ asitleri (UYA), humik ve fulvik asitler
- İnorganik bileşikler: Kalsiyum, sodyum, magnezyum, potasyum, amonyum, demir, mangan, klorür, sülfat.
- Ağır metaller: Kadmiyum, krom, kurşun, bakır, nikel ve çinko.
- Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genel itibariyle 1 mg/L'den daha az olan ksenobiyotik organik bileşiklerdir. Bu bileşikler, aromatik hidrokarbonlar, klorlu alifatikler, fenoller ve pestisitlerden kaynaklanmaktadır (Akyıldız, 2011; Adar, 2013).

Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor bulundururken amonyum konsantrasyonu yüksektir. Sızıntı suyunda bulunan toplam azotun %60 – 90'ı amonyum azotundan kaynaklanmaktadır. Depolama alanının anaerobik yapısı sebebiyle neredeyse hiç nitrat ve nitrit bulunmaz. Toplam azot miktarındaki salınım organik madde yani KOİ ve TOK ile karşılaştırıldığında daha düşük değerlerdedir (Günay, 2002).

Katı atıkların hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde oluşan sızıntı sularının BOİ/KOİ oranı yüksek, pH değeri düşük ve ağır metal konsantrasyonları ise yüksek olmaktadır (Günay, 2002). Genç depo sahalarındaki sızıntı suyundaki organik maddelerin biyolojik olarak ayrışabilir durumdadır ve uçucu yağ asitlerinden ibarettir. Bu sızıntı sularının BOİ/KOİ oranı genel olarak 0,4 – 0,5 arasındadır (Apaydın, 2007; Yılmaz, 2009). Depolamanın ilk birkaç yılında sızıntı suyundaki uçucu yağ asitlerinden dolayı

pH değerleri 6 – 7 aralığındadır (McBean ve ark., 1995). Kolayca parçalanabilen uçucu yağ asitleri KOİ'nin büyük kısmını oluşturur ve buna bağlı olarak BOİ/KOİ oranı yüksek olmaktadır. Atık yaşı ilerledikçe kolayca parçalanabilen organik maddeler azalır ve dolayısıyla KOİ konsantrasyonlarında düşüş gerçekleşir (Gülşen, 2009). Depolamadan 4 – 5 yıl sonra pH değerleri 7 – 8 aralığına kadar artar (McBean ve ark., 1995). Depo yaşı ilerledikçe örneğin metan fazında sızıntı sularındaki kirlilik konsantrasyonunda azalma meydana geldiği gibi depo yaşı sona doğru geldiğinde yani olgunlaşma fazındaki BOİ/KOİ oranı 0,1 – 0,3 oranına ya da daha düşük değerlere kadar düşebilir (Apaydın, 2007).

Ağır metal konsantrasyonları depo sahalarına göre geniş bir aralık içerisinde dir. Sızıntı suyundaki ağır metal miktarları asidik fazdan metanojenik faza doğru azalma eğilimi içindedir. Yapılan çalışmalara göre metanojenik fazın başlamasıyla geçen ilk on gün içerisinde çökelmeyle tüm ağır metallerin %90 oranında azaldığı görülmüştür. Ağır metal konsantrasyonlarının zamanla değişimi konusunda birçok çalışma yapılmıştır ve bu konsantrasyonların çok geniş aralıkta olduğu görülmüştür. Araştırmaların sonuçlarına göre ağır metaller sızıntı suyunun öncelikli kirleticileri olmadığı kanaatine varılmıştır (Adar, 2013).

Sızıntı suyunun özelliği değişken bir yapıya sahiptir. Birçok endüstriyel atıksuya göre daha geniş bir aralıkta kirlilik yüküne sahip özelliği vardır. Bu özelliklerin değişmesine sebep olan birçok faktör vardır (Yılmaz, 2009). Bunlar sıcaklık, pH, toksik maddelerin varlığı, nem muhtevası ve oksidasyon – redüksiyon potansiyeli gibi çevresel faktörlerdir (Alver, 2012). Benzer atıkların depolandığı sahalardaki sızıntı sularının özellikleri birbirinden oldukça farklı olabilir. Örneğin; depolama alanı üzerine düşen yağışın ya da herhangi bir yerden temiz suyun sızıntı suyuna karışmasıyla birlikte sızıntı suyundaki kirliliklerde seyremler meydana gelmektedir. Depo sahasına başka bir depo sahasına göre birkaç yıl öncesinde doldurulmaya başlansa bile atıklar daha öncesinden kısmen ayrışmaya başladığından sızıntı suları karşılaştırıldığında farklılıklar olmaktadır. Sızıntı suları atık içerisinden depo tabanına doğru hareket ettiğinden dolayı depolama alanına dökülen atıkların çeşitlerine veya toprak yapısına göre de özellikleri etkileyen faktörler arasındadır (Gülşen, 2009).

Depolama alanlarında geri devrettirilen sızıntı suyu miktarı da parçalanmayı etkilediğinden dolayı sızıntı suyu kalitesi de buna bağlı değişmektedir. Düşük hızda filtrasyon, anaerobik mikrobiyolojik aktivite sızıntı suyunun organik madde miktarını azaltan önemli bir faktördür. Ama yüksek debili akımlarda çözünebilir olan organikler ve mikrobiyal hücreler yüksek debili sızıntı suyu ile alanın dışına sürüklenebilirler. Böyle durumlarda mikrobiyolojik aktivite, sızıntı suyunun kirlilik konsantrasyonunun azalmasında büyük bir rol oynamaz (Yıldız, 2006).

Depo sahasının yaşı sızıntı suyu özelliklerinin değişiminde önemli rol oynar (Alver, 2012). Birçok çalışmada sızıntı suyunun kalitesi depo yaşının fonksiyonu olarak tanımlanmaktadır. Depolama alanlarında oluşan sızıntı sularının kirlilik konsantrasyonları özellikle organik maddeler, mikroorganizma türleri ve inorganik kirlilik yükleri ilk 2 – 3 yıllık dönemde en yüksek seviyelere ulaşmaktadır (Öztürk, 2007). Daha sonra zamana bağlı olarak kirlilik konsantrasyonları azalma eğilimi göstermektedir (Apaydın, 2007).

Depolama alanlarının işletim koşulları da sızıntı suyu özelliklerini etkileyen faktörler arasındadır. Bazen depo sahalarındaki hacmi azaltmak için, katı atıklar depolama alanlarına dökülmeden önce sıkıştırma ve parçalanma gibi fiziksel işlemlere tabi tutulmaktadır. Bu gibi yöntemler sızıntı sularının kompozisyonu açısından önemlidir (Alver, 2012).

2.4.3. Düzenli depolama sahalarındaki depo gazları

Depolama alanlarına dökülen çöplerin üst üste yığılması ve sıkıştırılması ve düzenli olarak üstlerinin örtülmesiyle çöplerin alt kısımlarında anaerobik (havasız) koşullar gerçekleşmektedir. Çöplerin üstleri kapatıldıktan sonra havanın girişi engelleneceğinden başlangıçtaki aerobik ortam çöplerde bulunan mikroorganizmalar tarafından ayrışma işlemi için kullanılarak gerçekleşen ayrışmalar sonucunda depo gazı oluşmaktadır (Gümüsel, 2009). Depo gazı büyük miktarlarda ana gazlardan ve küçük miktarlarda eser gazlardan oluşmaktadır. Ana gazlar kentsel katı atık içerisinde

bulunan organik maddelerin ayrışmasıyla oluşmaktadır. Eser gazlarının bazıları, az miktarlarda bulunmalarına rağmen toksik olabilir ve halk sağlığını tehdit edebilirler (Tchobanoglous ve ark., 1993).

2.4.3.1. Depo gazı bileşenleri ve özellikleri

Depolarda bulunan gazlar amonyak (NH_4), karbon dioksit (CO_2), karbon monoksit (CO), hidrojen (H_2), hidrojen sülfür (H_2S), metan (CH_4), azot (N_2) ve oksijen (O_2) içermektedir (Tchobanoglous ve ark., 1993). Kentsel katı atık depolama alanlarında oluşan gazların bulunma oranları ve özellikleri Tablo 2.13.'te gösterilmiştir.

Tablo 2.13. Kentsel katı atık depo gazında bulunan tipik bileşenler (Tchobanoglous ve ark., 1993).

Bileşen	Yüzde (Kuru Hacim Baz Alınarak)
Metan	45 – 60
Karbon dioksit	40 – 60
Azot	2 – 5
Oksijen	0,1 – 1,0
Sülfür, disülfür, merkaptan vb.	0 – 1,0
Amonyum	0,1 – 1,0
Hidrojen	0 – 0,2
Karbon monoksit	0 – 0,2
Eser bileşenler	0,01 – 0,6
Özellik	Değer
Sıcaklık, °C	100 – 120
Özgül Ağırlık	1,02 – 1,06
Nem Muhtevası	Doygun
Isıl Değeri, (kW/m^3)	400 – 500

Tablodan oranlara bakıldığında görüldüğü üzere metan ve karbondioksit, ayrışabilen evsel katı atıkların anaerobik ayrışması sonucunda üretilen temel gazlardır (Tchobanoglous ve ark., 1993). Düzenli depolama sahalarında meydana gelen başlıca

gazlar metan ve karbondioksit olsa dahi yapılan çalışmalarda 170'ten fazla bileşiğin olduğu belirlenmiştir (Bilgili, 2002). Bu gazlardan en tehlikeli olanı metandır. Metan 2 kat oksijen ya da 10 kat hava ile karıştığında herhangi bir kıvılcım ile patlamaktadır. Hava içinde bulunan metan oranı %5,53 ile %14 arasındaysa patlamaktadır. Yani havadaki metan %5,53'ten düşük ise tehlike olmayıp %14'den fazla ise yanmaktadır (Kolat, 2009). Metan, renksiz ve kokusuz hidrokarbondur. Yoğunluğu, depo sahasının sıcaklık aralıklarında 0,6 ile 0,7 kg/m³ arasında değişmektedir. Bu değerler ise atmosferik havanın neredeyse yarısına eşit olduğundan dolayı metan depo sahasının sınırları dışına çıkabilmektedir. Eğer metan, gaz toplama sistemi ile tutulmaz ise çoğunluğu atmosfere yayılır (Özkaya, 2005). Diğer ana gaz olan karbon dioksit; renksiz, kokusuzdur ayrıca yanıcı değildir. Havadan daha ağırdır. Zehirli değildir ancak solunum sisteminde oksijenin yerine geçerek tehlikeli bir özellik göstermektedir. Hidrojen; organik maddenin ayrışmasının ilk aşamalarında ortaya çıkmaktadır. En hafif gazdır. Atmosfere doğru yükselme eğilimi göstermektedir. Yüksek miktarda yanıcı özelliği vardır ve havada hacimce %4 – 7 oranında patlayıcıdır. Depo gazında bulunan azot ve oksijen ise; sadece hava girişiyle depo gazında bulunmaktadır. Azot inert bir maddedir ve metanın yanıcılığı üzerinde etkisi vardır bu yüzden önemli teşkil etmektedir. H₂S zehirlidir ve yanıcıdır. Karbon monoksit renksiz, kokusuz ve zehirlidir (Özakaç, 2004; Akpınar, 2006).

Katı atık depolama alanlarındaki eser bileşenler ise iki ana kaynaktan oluşmaktadır. Bu bileşenler depolama alanına atıklarla birlikte girer ya da sahada meydana gelen reaksiyonlar sonucunda oluşur. Depo gazındaki eser gazlar sıvı şekilde gelen atıklarla karışıktır. Ama bu gazların uçucu olma özelliği vardır ve uçucu olma eğilimi sıvının buhar basıncıyla yaklaşık olarak orantılı olduğu görülebilmektedir (Özçakıl, 2001; Özakaç, 2004).

2.4.3.2. Gaz oluşumunu etkileyen faktörler

Depo gazı oluşumun etkileyen birçok faktör vardır. Depolama alanlarında ayrışma ve gaz üretimi 30 ile 100 yıl arasında sürebilir. Depolama alanlarında ayrışma hızını

belirleyecek bir hız sabiti yoktur ama etkileyen faktörlerin açıklanabilmesi mümkündür (Özakaç, 2004).

Depolama alanlarında depo gazı üretiminin en önemli faktörü atık kompozisyonu ve miktarıdır. Oluşabilecek en yüksek depo gazı miktarı, atık kütlesi içinde bulunan organik madde miktar ve tipine bağlıdır (Aydın, 2013). Depo gazı üretimini etkileyen diğer faktörler; pH, alkalinite, sıcaklık, nütrient, bakteriler, nem, oksijen içeriği, depo yaşıdır (El-Beny, 2002; Bilgili, 2006; Özel, 2007; Kolat, 2009; Özcan, 2009; Uyanık, 2012; Aydın, 2013).

Nem içeriği gaz üretiminin en önemli parametredir. Dolayısıyla gaz oluşumu için yeteri kadar nem muhtevası olmalıdır. İkinci öneme sahip parametre ise su fazının nütrient içeriğidir. Çünkü bakteri popülasyonu buna bağlıdır ve artması gereklidir. pH ve sıcaklık gibi çevresel faktörler ortamda bulunan anaerobik bakterilerin aktivitelerine etki etmektedir (Özakaç, 2004; Özcan 2009). Ayrıca ortamdaki anaerobik bakterilerin faaliyetlerini devam ettirebilmeleri için ortamda oksijen bulunmamalıdır. Depo gazının oksijen miktarı en fazla %3 olmalıdır. İstenilen oksijen miktarı ise %1'dir. Çünkü oksijen depo gazı oluşumunu olumsuz yönde etkilemektedir (Özcan 2009).

Katı atık depolama alanlarında oluşan gazların miktarı açısından zaman içinde değişiklikler gözlenir. Normal şartlarda üretilen depo gazı iki yılda en yüksek seviyesine ulaşırken daha sonrasında azalma eğilimi göstermektedir. Bu azalma bazı faktörlere bağlıdır ve 25 yıl ya da daha fazla sürebilmektedir (Özcan 2009). Tablo 2.14.'te depolama alanı kapatıldıktan sonraki ilk 48 ay gözlenen depo gazlarının yüzde cinsinden miktar dağılımı zamana bağlı olarak görülmektedir.

Tablo 2.14. Depo sahası kapatıldıktan sonraki ilk 48 ay boyunca gözlenen depo gazlarının yüzde olarak dağılımı (Tchobanoglous ve ark., 1993).

Hücre Kapatılmasından Sonraki Zaman Aralığı, Aylar	Azot, N ₂	Karbondioksit, CO ₂	Metan, CH ₄
0 – 3	5,2	88	5

3 – 6	3,8	76	21
6 – 12	0,4	65	29
12 – 18	1,1	52	40
18 – 24	0,4	53	47
24 – 30	0,2	52	48
30 – 36	1,3	46	51
36 – 42	0,9	50	47
42 – 48	0,4	51	48

2.4.3.3. Depo gazının çevreye olan zararları

Katı atıkların düzenli depolama alanlarına depolanması vahşi depolama gibi düzensiz depolamanın dezavantajlarını ortadan kaldırırsa dahi, depo gazının kontrolü gibi yeni bir problem ortaya çıkarmıştır (Özcan, 2009).

Yangınlar ve patlamalar, sera gazı etkisi ve küresel ısınma, hava kirliliği, bitki örtüsü üzerinde zararları, yeraltı suyu kirliliği ve istenmeyen kokular depo gazlarının çevreye verdiği etkilerdir (Özaktaç, 2004; Özcan, 2009; Cankurt Yiğit, 2015).

2.5. Biyoreaktör Depolama Sahaları Üzerine Yapılmış Çalışmalar

Bilgili (2002)'nin yaptığı araştırma; İstanbul'da katı atıkların bertaraf edildiği Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisinde bulunan test hücrelerinde, katı atığın ayrışma süreçleri ve nem muhtevasının arttırılmasıyla meydana gelen değişimler (2 test hücresinde) incelenmiştir. Araştırma boyunca katı atık analizleri, sızıntı suyu analizleri ve gaz analizleri yapılmıştır. Tüm bu analizler neticesinde sızıntı suyu geri devri ile nem muhtevası arttırılan hücredeki atıkların daha hızlı ayrışma gerçekleştirdiği ve sızıntı suyu kirlilik konsantrasyonunun daha çabuk düştüğü ayrıca metan fazına daha çabuk geçildiği ve metan üretim hızının daha yüksek olduğu gözlenmiştir.

Borglin ve ark. (2004)'nin yaptıkları araştırmada aerobik ve anaerobik biyoreaktörler karşılaştırmışlardır. Gaz kompozisyonu, solunum, çökme oranları belirlenmiştir. 200 L'lik hacme sahip anaerobik, aerobik ve konvansiyonel (geleneksel) depolamayı temsil eden 3 reaktör kurulmuştur. Her bir reaktöre 30 kg atık konulmuştur. Çalışma

400 gün sürmüştür. Hazırlanan depolardan birincisi hava enjeksiyonlu ve sızıntı suyu geri devirli (aerobik), ikincisi sızıntı suyu geri devirli (anaerobik), üçüncüsü geleneksel (anaerobik) depolama şeklindedir. Havalı olarak işletilen depoya verilen hava miktarı 0,04 L/dk – kg atık şeklindedir. Aerobik depoda yapılan solunum test sonuçları, 20. günde 1,3 mol/gün ve 400. günde 0,1 mol/gün olarak ölçülmüştür. Aerobik geri devirli olarak işletilen depoda ortalama 6 mol CO₂/kg atık ve anaerobik geri devirli olarak işletilen depoda 2,2 mol CH₄/kg atık ve 2 mol CO₂/kg atık üretilmiştir. Test süresi boyunca aerobik depoda, anaerobik depoda ve geleneksel depoda sırasıyla %35, %21,7, %7,5 oranında çökme meydana gelmiştir. Aerobik depoda anaerobik depolara göre stabilizasyon süresi daha kısa sürmüş ve aerobik depoda muhtemelen sızıntı suyundaki amonyak seviresi daha düşük olduğundan dolayı ihmal edilebilir koku oluşmuştur. Hem anaerobik hem de aerobik depolama atıkların bertarafı ve sıvı iyileştirilmesi için fırsat sağlamaktadır.

Özkaya (2004)'nin çalışmasında katı atık test hücrelerinden oluşan sızıntı suyu devrinin atıkların ayrışması ve depo gazı bileşenleri üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Test hücreleri İstanbul Büyükşehir Belediyesi katı atık depolama alanlarından birisi olan Odayeri Depo Sahasının 2500 m²'lik alanına kurulmuştur. Test hücrelerinden biri geri devirli diğeri geri devirsiz olarak işletilmiştir. Çalışma 950 gün boyunca devam etmiştir. Sızıntı suyunda, KOİ, BOİ, SO₄²⁻, Cl⁻, iletkenlik, pH, alkalinite ve ağır metal analizleri yapılmıştır. KOİ değerleri en son gün geri devirlide 980 mg/L ve geri devirsizde 1800 mg/L ölçülmüştür. Ağır metallerin varlığı ise depo sahasında asidik faz oluştuğunda, sızıntı suyundaki varlığı daha fazla olmuştur. Hücrelerde depo gazının CH₄, CO₂, O₂ ve H₂S bileşenleri ölçülmüştür. Araştırmanın 45. gününde H₂S bileşeni en yüksek değerine ulaşmış olup geri devirsizde 300 ve geri devirlide 400 gün sonra bitmiştir. Metan üretimi, geri devirli test hücresinde 200 gün sonra kararlı şekilde oluşmaya başlamış ve bu süreç 920 gün boyunca %50 civarında devam etmiştir. CO₂ başlangıçta %70'lerde iken ilerledikçe %40 – 50 aralığında değişmiştir. Elde edilen sonuçlara göre sızıntı suyu geri devirli olarak işletilen test hücresinde nem içeriğinin artması ile daha kararlı metan üretimi gerçekleştiği ve sızıntı suyu geri devirli olarak işletilen hücrenin sızıntı suyu kirlilik konsantrasyonlarında daha fazla düşüş olduğu gözlenmiştir.

Sponza ve Ağdağ (2004) ise katı atık sıkıştırılması ve parçalanmasının katı atık stabilizasyonuna ve sızıntı suyu özelliklerine etkilerini 3 adet biyoreaktör işleterek incelemişlerdir. Reaktörlerde 300 mL/gün sızıntı suyu geri devrettirilmişdir. Birinci reaktör kontrol olarak çalıştırılırken ikincisi 0,5 – 1 cm boyutlarında parçalanmış katı atık, üçüncüsüne sıkıştırılmış katı atık yüklenmiştir. Reaktörlere 100'er mL anaerobik çamur eklenmiştir. Evsel atıklar; yaklaşık %95 organik atık, %3 kağıt ve %1 plastikten oluşmaktadır. Reaktörlere meteorolojik şartlara uygun olarak hesaplanan ve günlük yağışı temsil eden hacimde su ilavesi yapılmıştır ve reaktörler mezofilik ortamda işletilmiştir.

Sızıntı sularında ölçülen parametreler kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), pH, uçucu yağ asidi (UYA), amonyum azotu, toplam ve metan gazı üretimleri de düzenli olarak ölçülen parametrelerdir. 57 günlük inkübasyonun sonunda pH, KOİ, UYA, BOİ₅/KOİ oranları baz alındığında atıkların parçalanarak depolandığı reaktörün diğer iki reaktöre göre daha iyi olduğu gözlenmiştir. Kontrol reaktörde (birinci reaktör), sıkıştırılarak yerleştirilen atıkların olduğu reaktörde (ikinci reaktör) ve parçalanmış katı atık yerleştirilen reaktörde (üçüncü reaktör) ölçülen KOİ değerleri sırasıyla 6400 mg/L, 7700 mg/L ve 2300 mg/L; UYA değerleri ise 2750 mg/L, 3000 mg/L ve 354 mg/L olarak ölçülmüştür. pH değerleri ise sırasıyla 6,88, 6,76 ve 7,25'tir. İnkübasyon süresi sonunda birinci, ikinci ve üçüncü reaktörlerdeki metan yüzdeleri ise %36, %46 ve %60'tır. BOİ₅/KOİ oranı parçalanmalı reaktörde 0,44'tür ve diğer reaktörlerden daha yüksek ayrışma hızına sahiptir. Tüm deneyler sonucunda parçalanmış katı atık yerleştirilen reaktörde atık miktarı, organik madde azalması, metan üretim hızı ve atık ayrışmasının zamanına kıyasla diğer reaktörlere göre daha iyi olduğu sonucuna varılmıştır.

Bilgili (2006)'nin yaptığı çalışmada katı atıkların düzenli depo alanlarında ayrışmasının hızlandırılması amacıyla sızıntı suyu geri devir uygulamasıyla, atıkların aerobik ayrışması araştırılmıştır. (A – 2 ve AN – 2) aerobik ve anaerobik; (A – 1 ve AN – 1) aerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli reaktörler tasarlanarak 4 adet reaktörle çalışılmıştır. Aerobik reaktörler 250 gün ve anaerobik reaktörler 470 gün

çalıştırılmıştır. A – 1 ve A – 2 reaktörlerine sırasıyla ortalama 0,084 ve 0,086 L/gün kg hava verilmiştir. Sızıntı suyunda pH, alkalinite, iletkenlik, KOİ, BOİ, toplam çözülmüş katı madde, oksidasyon redüksiyon potansiyeli, Cl^- , SO_4^{2-} , TKN, NH_3 , NO_3^- ve ayrıca ağır metal (Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb) ve Fe, Ca, K, Na bileşenleri analizleri yapılmıştır. Toplamda oluşan sızıntı suyu miktarı da belirlenmiştir.

Çalışma boyunca en yüksek amonyak değerleri aerobik ve anaerobik reaktörde sırasıyla 1800 ve 2200 mg/L'dir. Çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonları A – 1, A – 2, AN – 1, AN – 2 reaktörleri için sırasıyla 123, 206, 1050, 1170 mg/L olarak ölçülmüştür. Sonuçlara göre hava verilip çöp nemli tutulduğunda amonyak giderimi daha etkili olduğu görülmektedir. Aerobik ve sızıntı suyu geri devir yapılarak işletilen reaktör diğer 3 reaktöre göre KOİ giderimi en fazla olmuş, en az giderim ise anaerobik (AN – 2) şeklinde işletilen reaktörde gerçekleşmiştir.

Erses ve ark. (2008) 32°C'de sabit sıcaklık koşulları sağlanan bir odada anaerobik ve aerobik olmak üzere iki farklı katı atık biyoreaktör üzerinde çalışmışlardır. Reaktörlere İstanbul ilinin ortalama belediye katı atık kompozisyonuna göre hazırlanmış 19,5 kg atık yüklenmiştir. Reaktörler geri devirli olarak işletilmiştir. Çalışma boyunca haftalık 1 L sızıntı suyu geri devrettirilmiş ve yağmur suyuna tekabül eden haftalık 500 mL saf su reaktörlere dışarıdan eklenmiştir. Aerobik reaktöre hava kompresörü ile hava verilerek aerobik ortam sağlanmıştır. Çalışmanın başından sonuna kadar aerobik koşulları sağlamak için günde 5 saat olacak şekilde 0,11 L/dk kg atık hava verilmiştir. Deney sonuçları, aerobik reaktörde anaerobik reaktöre göre daha yüksek organik, azot, fosfor ve alkali metal giderimi gerçekleştiğini göstermiştir. Aynı miktarda sızıntı suyu geri devri yapılan aerobik ve anaerobik sistemler karşılaştırıldığında aerobik sistemde stabilizasyon süresi önemli derecede kısalmıştır.

Sekman, (2009), katı atıkların düzenli depolama alanlarında stabilizasyonunun hızlandırılmasında etkin bir yöntem olan aerobik ayrışma için gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi araştırmıştır. Bu amaçla 5 reaktör kurulmuş ve bir reaktör anaerobik diğer dört reaktör ise aerobik işletme koşullarında sızıntı suyu geri devirli

olarak çalıştırılmıştır. Tüm reaktörlere ortama 20 kg katı atık konulmuştur. Aerobik çalıştırılan reaktörlere verilen hava miktarları ise; 0,10 – 0,30 – 0,60 ve 1,00 L/dk-kg atık şeklindedir. Reaktörler 150 gün çalıştırılmış ve çalışma kapsamında sızıntı suyu numunelerinde pH, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, BOİ₅, Cl⁻, TKN, NH₃-N ve inert KOİ parametreleri analiz edilmiştir. Ayrıca ayrışmayla katı atık özelliklerindeki değişimlerin belirlenebilmesi için çalışmanın başında ve sonunda katı atıklarda nem ve organik madde muhtevası analizleri yapılmış, ayrışma sonucunda reaktörlerde meydana gelen hacimsel ve kütsel kayıplar hesaplanmıştır. Araştırma sonucunda hava miktarının artmasıyla sızıntı suyu özelliklerinde önemli derecede farklılıklar görülmemiştir. Dolayısıyla optimum hava miktarı için ekonomi düşünülerek en düşük havalandırma miktarı olan 0,1 L/dk-kg atık değerinin uygun olduğuna karar verilmiştir.

Sünbül (2010) araştırmasında, havalandırmanın atık stabilizasyonuna etkisini incelemiştir. Çalışmanın ana amacı stabilizasyonun hızlandırılması amacıyla atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması için gerekli optimum hava miktarının belirlenmesidir. Çalışma için 10'ar litre hacminde 3 reaktör kurulmuş olup 0,10 – 0,50 – 1,00 L/dk-kg atık olacak şekilde farklı hava miktarları verilmiştir. Reaktörlerden alınan sızıntı suyunda pH, iletkenlik, yükseltgenme-indirgenme potansiyeli (ORP), KOİ, BOİ, alkalinite, toplam azot ve ortafosfat parametreleri ölçülmüştür. Sonuç olarak aerobik depolama yöntemi, depolama alanlarındaki atıkların stabilizasyonunu hızlandırdığı, sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunu azaltan bir yöntem olduğu görülmüştür.

Top ve ark. (2011), düzenli depolama alanlarında aerobik ve anaerobik ayrışma süreçlerinin belirlenmesi amacıyla arazi ölçekli çalışma yapılmış ve 4 adet test hücresi üzerinde çalışmıştır. Hücreler AN – 1 klasik depolama, AN – 2 anaerobik sızıntı suyu geri devirli, A – 1 semi aerobik (doğal havalandırma) ve A – 2 basınçlı havalandırma şeklindedir. Araştırma 250 gün sürmüştür. Sızıntı suyu numunelerinde pH, alkalinite, KOİ, BOİ, Cl⁻, TKN, NH₃-N analizleri yapılmıştır.

Depo sahasındaki atıkların havalandırılmasıyla aerobik ayrışmanın sağlanması sonucunda sızıntı suyu kalitesinde önemli derecede hızlı bir iyileşme söz konusudur. Anaerobik depolamada sızıntı suyu geri devrinin uygulanması sonucu ayrışma süresi kısaltılması, sızıntı suyunun arıtımı sağlanması ve depo gazı oluşumunun hızlandırılması sağlanmış olur.

Slezak ve ark. (2015) yaptıkları çalışmada biyoreaktörlerde, belediye katı atıklarının aerobik ve anaerobik şartlarda ayrışması incelemiştir. İki aerobik ve bir anaerobik olmak üzere 3 lizimetre ile çalışılmıştır. Havalandırma tamamlandıktan sonra anaerobik işlemlerle birlikte reaktörlerde aerobik biyobozunma işlemlerinin dinamikleri üzerinde atık havalanmasının etkisi bulunmuştur. Sonuçlar her iki deneyde atığın ayrışma fazını belirlemek için anaerobik biyobozunma işlemi ile karşılaştırılmıştır. Aerobik reaktörlerdeki deneyler çok küçük bir havalandırma oranı (0,00441 L/kg.dk) ve sızıntı suyu oranları (24,9 ve 1,58 L/m³ gün) ile gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suyu ve oluşan gaz kompozisyonunun değişimi, küçük bir havalandırma oranıyla bile organik maddenin ayrışmanın hızlandığını göstermiştir. Anaerobik reaktörden salınan CO₂ ve CH₄ miktarı aerobik reaktörlerden 5 kat daha düşüktür. Atıkların daha iyi stabilizasyonu küçük oranda sızıntı suyu geri devri ile aerobik reaktörde elde edilmiştir. Üretilen karbondioksit miktarı karşılaştırıldığında, büyük orandaki sızıntı suyu geri devri yapılan reaktörden yaklaşık %19 daha fazla üretilmiştir.

Morello ve ark. (2017) ise hibrit biyoreaktör depolama alanları, depolama alanı tamamlanıncaya kadar işletme sonrası fazın süresini kısaltmayı amaçlayan biyolojik işlemleri artırmak ve hızlandırmak için tasarlanmıştır. 6 pleksiglas reaktör üzerinde çalışılmış ve her birine 18,4 kg belediye katı atık doldurulmuştur. İki reaktör kontrol olarak anaerobik durumlar altında çalıştırılmıştır. Hibrit laboratuvar ölçekli reaktörler farklı koşullar altında çalıştırılmıştır. Yarı aerobik, anaerobik, havalandırılmalı konseptin bir laboratuvar ölçekli biyoreaktör sistemine uygulanmasının sonuçları gösterdi ki; ön havalandırmanın anaerobik faz boyunca VFA konsantrasyonlarının kontrolünde, pH'ın artmasında ve metan üretimi uyarısında etkilidir. Özellikle aralıklı hava akışı ile metan potansiyeli kontrol reaktörlerine göre %50 daha yüksektir.

Semi aerobik, anaerobik, havalandırılmalı hibrit biyoreaktörler hem metan üretimini artırmak hem de daha kısa sürede düzenli depolamanın tamamlanmasına ulaşmak için etkili bir sistem olduğu kanıtlanmıştır. Düzenli depolama alanının uygun yönetilmesiyle kapatma sonrası bakımın süresi %25 – 35 azaltılabilir.

BÖLÜM 3. MATERYAL VE YÖNTEM

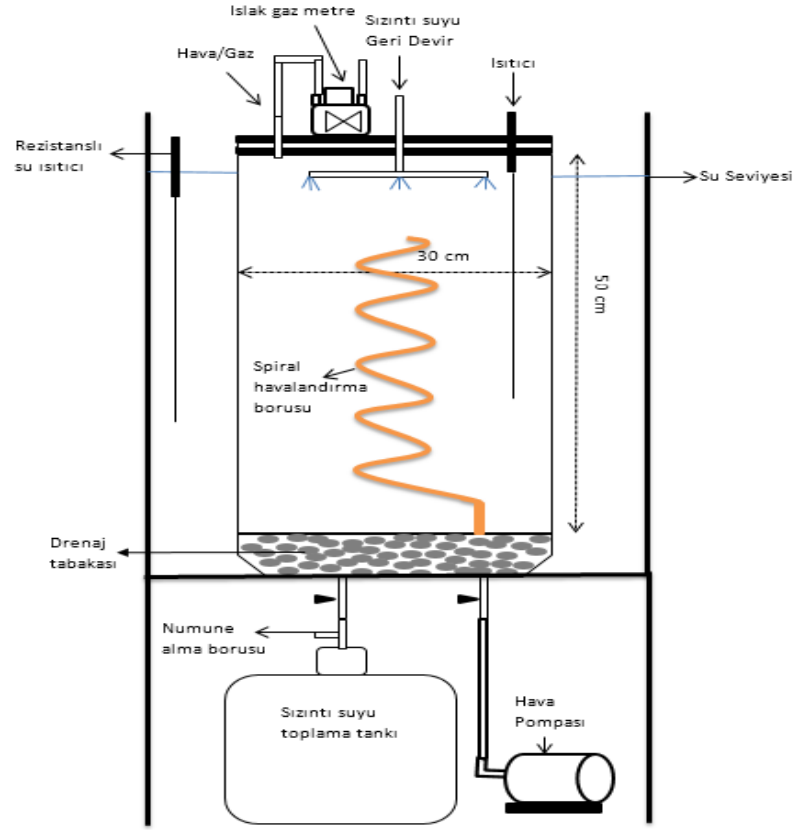
3.1. Materyal

Araştırmada, toplanan evsel katı atıklar parçalanıp homojen bir karışım oluşturularak reaktörlere yüklenmiştir.

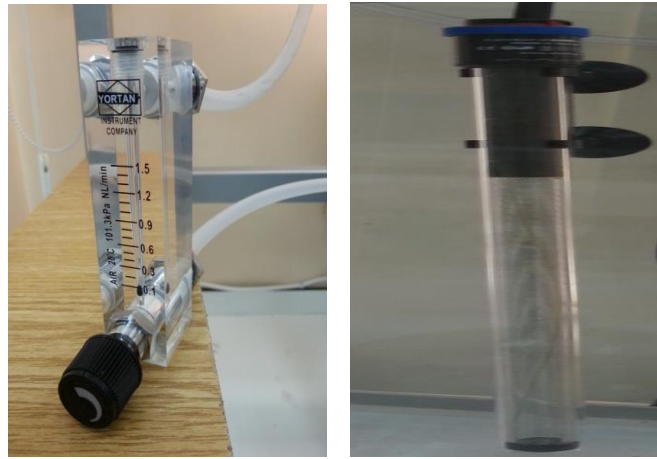
3.2. Yöntem

3.2.1. Reaktörlerin kurulması

Bu çalışmanın deneyleri her biri 30 cm çapında 50 cm yüksekliğinde ve 35 L'lik hacime sahip olan pleksi glass malzemeden yapılmış 3 adet biyoreaktör kurularak Sakarya Üniversitesi Ar-Ge Laboratuvarında yürütülmüştür. Havalı ve havasız işletilen biyoreaktörlerin tasarımı Şekil 3.1.'de verilmiştir. Havalı işletilen reaktörlerde, havanın reaktör içinde homojen bir şekilde dağılması için spiral deliklere sahip bakır borular yerleştirilmiştir. Reaktörlerin havalandırılması 150 L/dak kapasiteli RESUN LP-100 marka ve akvaryum pompasıyla sağlanmış olup verilen hava miktarı ise YORTAN marka debimetre (Şekil 3.2.) ile sabitlenmiştir. Mikrobiyal aktivite ve biyokimyasal ayrışmanın devam edebilmesi için sıcaklık önemli olduğundan reaktörler deney süresi boyunca sıcaklık kontrollü bir havuzda sabit sıcaklıkta (30 – 35°C) çalıştırılmıştır. Havuz içindeki su sıcaklığı ise Eheim Jagger marka rezistanslı ısıtıcı (Şekil 3.2.) ile sağlanmıştır.



Şekil 3.1. Çalışmada kullanılan reaktör tasarımı



Şekil 3.2. YORTAN marka debimetre ve Eheim Jagger marka ısıtıcı

Kurulan reaktörlerin üst kısmında (Şekil 3.3.) 3 adet 0,5 cm çaplı boruların yerleştirilebilmesi için delikler tasarlanmıştır. Deliklerden birine sıcaklığın sürekli takibi için sıcaklık ölçer (termocuple) yerleştirilip, dijital termometreye (Şekil 3.4.) bağlanmıştır. Diğerine anaerobik reaktörde oluşan biyogaz miktarını sürekli ölçmek için ritter marka ıslak gaz metre (Şekil 3.4.) bağlanmıştır. Ayrıca aynı hattan reaktör

içinde oluşan biyogazın konsantrasyonunu gaz ölçüm cihazıyla (Geotech GA 5000 O₂, CO, CO₂, H₂S, CH₄ portatif gaz analizörü) belirlemek için bir bağlantı aparatı kullanılmıştır. Son olarak, üçüncü deliğe bağlanan boru ile reaktörlerin üst kısmında kalan çöplerin sürekli olarak ıslak kalması ve bu sebeple ayrışmanın daha hızlı olması adına yapılacak olan sızıntı suyu geri devri ve eklenecek olan yağmur suyu besleme borusu olarak kullanılmıştır. Reaktörlerin alt kısmında ise 2 adet musluk vardır. Birincisi oluşan sızıntı suyunu VELP marka geri devir pompasıyla toplayarak reaktörün üstünden geri devir etmek ve sızıntı suyu numunesi alabilmek için, diğeri ise hava verilen reaktörlerdeki havalandırma borularına havayı veren hava pompasına bağlanmıştır.



Şekil 3.3. Reaktörlerin üst bağlantıları



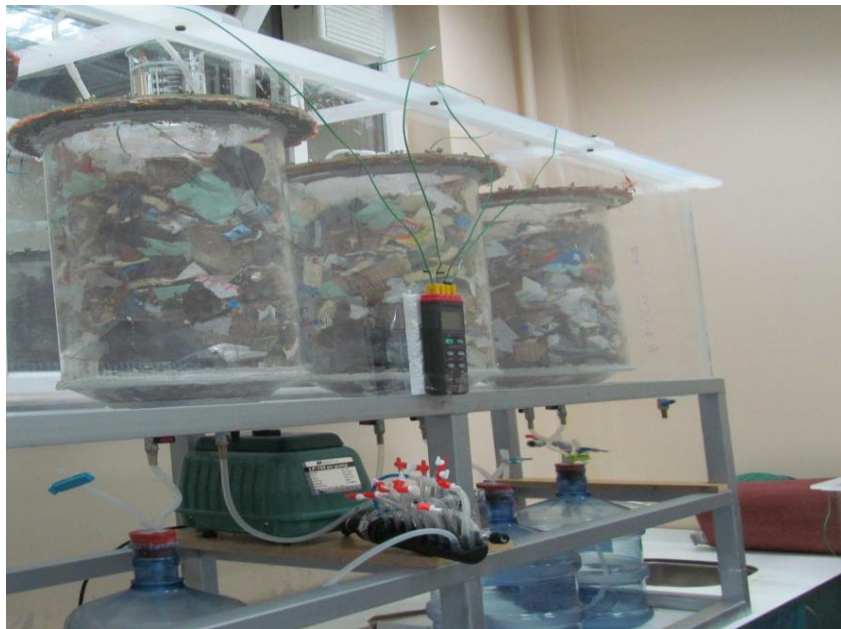
Şekil 3.4. Dijital Termometre ve Ritter Marka ıslak gazmetre

Reaktör tabanındaki boruların tıkanmasını engellemek amacıyla çakıl taşları ile bir drenaj tabakası oluşturulmuştur. Drenaj tabakası ve delikli spiral havalandırma borusu Şekil 3.5.'te görülmektedir.



Şekil 3.5. Reaktör havalandırma ve drenaj sistemi

Reaktörlerin sabit sıcaklıkta çalışmaları için kurulan havuz ve reaktörlerin işletmeye başladıktan sonraki hali Şekil 3.6.'da görülmektedir.



Şekil 3.6. Kurulan biyoreaktör sistemi

3.2.2. Hava oranının belirlenmesi

Tablo 3.1.'de aerobik depolama ile ilgili yapılmış bazı çalışmalarda uygulanan hava miktarları görülmektedir. Yapılan çalışmalarda birim atık başına uygulanan hava oranları arasında tablodan görüldüğü üzere oldukça fazla farklılıklar vardır.

Tablo 3.1. Literatürde olan çalışmalarda uygulanmış hava miktarları

Kim ve Yang (2002)	0,003 L/dk–kg atık
Ishigaki, vd. (2003)	0,8 L/dk–kg atık
Smith, vd. (2000)	0,0002 L/dk–kg atık
Borglin, vd. (2004)	0,04 L/dk–kg atık
Cossu, vd. (2003)	0,17 L/dk–kg atık
Keener, vd. (1997)	0,35 – 0,97 L/dk–kg atık
Bernreuter ve Stessel (2000)	0,5 L/dk–kg atık
Erses (2008)	0,22 L/dk–kg atık
Sekman(2009)	0,1 – 0,3 – 0,6 ve 1 L/dk–kg atık
Sünbül(2012)	0,10 – 0,5 ve 1,00 L/dk–kg atık
Slezak (2010)	0,03 – 0,07 – 0,1 – 0,16 L/dk
Raga (2013)	2 L/saat–kg atık

Deney süresince verilmiş olan hava miktarı Tablo 3.1.'deki veriler değerlendirilerek 0,07 L–kg/dk seçilmiştir.

3.2.3. Reaktörlerin işletilmesi

Araştırmada kullanılan 3 reaktörden ilki anaerobik (havasız), ikinci reaktör hibrit (havasız-havalı) ve üçüncüsü ise kesikli havalı olarak işletilmiştir. Tüm reaktörler sızıntı suyu geri devirli olarak işletilirken geri devir edilen sızıntı suyu miktarı literatürde incelenen çalışmalara göre ve çöp miktarına bağlı olarak 1000 mL/hafta seçilmiştir (San ve Onay, 2001). Ayrıca geri devir miktarı dışında tüm reaktörlere haftalık olarak eklenen 200 mL su, T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Meteoroloji

Genel Müdürlüğünden alınan 1970 – 2013 yılları arasındaki yağış ve buharlaşma verileri kullanılarak hesaplanmıştır. Bu miktar 70 mm/yıl ortalama yağış miktarını temsil etmektedir. Çalışmanın işletme koşulları Tablo 3.2. ve Tablo 3.3.'te gösterilmiştir.

Tablo 3.2. Reaktörlerin işletme koşulları

Reaktörler	Havalandırma Oranı (L – kg/dk)	Havalandırma Süresi	Geri Devir Miktarı (ml)	Eklenen su hacmi (ml)
Anaerobik (AnR)	Yok	–	1000	200
Hibrit (HR)	0,07	1dak/gün – 24 saat/gün	1000	200
Kesikli havalı (KR)	0,07	60 dak/gün	1000	200

Tablo 3.3. Hibrit reaktörün (HR) kademeli olarak artırılarak verilen hava süreleri

Havanın verildiği zaman (gün)	Verilen havanın süreleri (gün)	Verilen hava miktarı (dk/gün)
542 – 657	115	1 (dk/gün)
658 – 793	135	5 (dk/gün)
794 – 803	10	10 (dk/gün)
804 – 858	54	30 (dk/gün)
859 – 943	84	60 (dk/gün)
944 – 1004	60	Sürekli (24saat/gün)

3.2.4. Reaktörlere doldurulan atıkların miktarı

Biyoreaktörlere doldurulan katı atıklar Sakarya ili belediye atık karakterizasyonuna (Tablo 3.4.) uygun olacak şekilde hesaplanarak hazırlanmıştır. Katı atıklar reaktörlere doldurulmadan önce atıkların daha hızlı ayrışması ve atık karışımının homojen olması amacıyla parçalanarak karıştırılmıştır (Warith, 2002; Ağdağ ve Sponza, 2004; Tınmaz ve Demir, 2009). Biyoreaktörlere konulan atık karışımı Şekil 3.7.'de gösterilmiştir.

Tablo 3.4. Sakarya ili evsel atık kompozisyonu

Atık Kompozisyonu	Yüzde Oran (%)	Atık Kompozisyonu	Yüzde Oran (%)
Mutfak A.	42,4	Tehlikeli Atık	0,6
Kağıt	5,2	Park-Bahçe A.	2,3
Karton	5,3	Diğer Yanmayan	0,9
Hacimli K.	0,5	Diğer Yanabilen	12,1
Plastik	13,4	Diğer Hacimli Yanabilen	0
Cam	3,6	Diğer Hacimli Yanamayan	0
Metal	0,8	Kül, toz, kum, taş karışımı	11,3
Hacimli Metal	0	Diğer	1,3
Atık Elektrik Ekipman	0,3		

Reaktörlere konulan katı atık miktarları reaktör hacmine ve katı atık yoğunluğuna göre hesaplanmış ve karakterizasyon yüzdelerine göre hazırlanmıştır. (Biyoreaktörlere konulan atıkların fiziksel özellikler Tablo 4.1.'de verilmiştir.)



Şekil 3.7. Biyoreaktörlere konulan atık karışımı

3.2.5. Yapılan analiz ve yöntem

Çalışma sürecinde yapılan sızıntı suyu analizleri ve gaz analizleri Tablo 3.5.'te listelenmiştir. Analizler Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA, AWWA-WPCF-2012 yöntemlerine göre yapılmıştır.

Tablo 3.5. Çalışmada yapılan sızıntı suyu, gaz analizleri ve yöntemleri

PARAMETRE	SÜREKLİLİK	METOT	ALET
pH	3/hafta	4500-H B Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
ORP	3/hafta	2580 B Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
İletkenlik (EC)	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
TDS	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
KOİ	2/hafta	5220 D Metot Kapalı Refluks, Kolorimetrik (APHA, AWWA- WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Alkalinite	1/hafta	2320 B Metot Titrimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	
BOİ₅	1/hafta	5210 B Metot elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
Nitrat (NO₃)	1/hafta	4500 NO ₃ Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Amonyak Azotu	1/hafta	4500 NH ₃ Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Klorür	1/hafta	4500-Cl B Metot Argentometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	
Sülfür	1/hafta	4500-S F Metot (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Sülfat	1/hafta	4500-SO ₄ ²⁻ Metot Turbidimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
PO₄	1/hafta	4500-P Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Gaz Üretimi	Günlük		Mikro Flow Gaz Metre
Gas Kompozisyonu (CO₂, CH₄, O₂, N₂)	3/hafta		Geotech GA 5000 O ₂ , CO, CO ₂ , H ₂ S, CH ₄ portatif gaz analizörü

BÖLÜM 4. ARAŞTIRMA BULGULARI VE TARTIŞMA

4.1. Katı Atık Analizleri

Kesikli havalı aerobik, hibrit ve anaerobik olarak işletilen reaktörlere konulmak üzere olan atıklardan alınan katı atık numunelerinde nem muhtevası (Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater), elementel (C, N, H, S), yoğunluk analizleri (Tablo 4.1.) ve ağır metal (Cu, Zn, Fe, Ag, Cd, Cr, Pb, Mn, Ni) analizleri (Tablo 4.2.) yapılmıştır.

Tablo 4.1. Katı atığın fiziksel özellikleri

	Anaerobik Reaktör (AnR) Başlangıç – Son	Hibrit Reaktör (HR) Başlangıç – Son	Kesikli Reaktör (KR) Başlangıç – Son	Havalı
Kuru Atık Miktarı (kg)	3,59 – 2,19	2,98 – 1,90	2,99 – 1,62	
Atık Yoğunluğu (kg/m ³)	141 – 247	140 – 243	141 – 227	
Nem İçeriği (%)	28 - 62	40 – 70	30 – 72	
Karbon (%)	53,49 – 51,17	55,76 – 17,43	59,80 – 25,53	
Nitrojen (%)	0,68 – 0,53	0,41 – 0,20	0,36 – 0,11	
Hidrojen (%)	7,58 – 5,99	7,13 – 3,08	6,93 – 1,43	
Sülfür (%)	0 – 0,12	0 – 0,19	0 – 0,012	
Çöken Çöp Yüksekliği (cm)	17	13	14	

Tablo 4.2. Katı atık numunesinde ağır metal giriş – çıkış konsantrasyonları

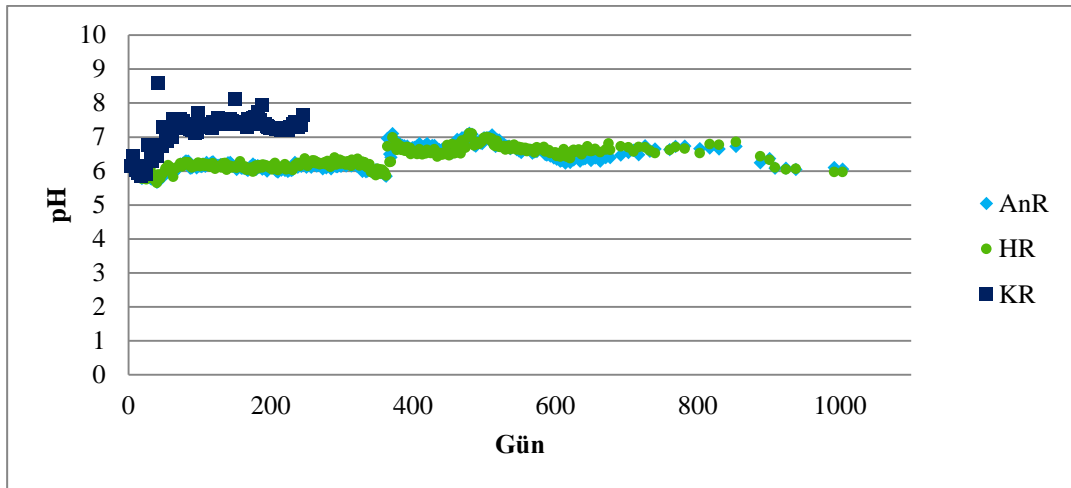
	Anaerobik Reaktör (AnR)	Hibrit Reaktör (HR)	Kesikli Havalı Reaktör (KR)
Cu (mg/kg)	30,43 – 90,09	21,98 – 508,2	19,91 – 35,51
Zn (mg/kg)	832,4 – 80,16	45,29 – 159,9	57,36 – 7,675
Fe (mg/kg)	614,7 – 721,2	977,4 – 861,7	526,4 – 4,47
Ag (mg/kg)	<6,25 – <6,25	<6,25 – <6,25	<6,25 – <6,25
Cd (mg/kg)	<1,25 – <1,25	<1,25 – <1,25	<1,25 – <1,25
Cr (mg/kg)	23,02 – 5,13	104,1 – 7,04	75,81 – <0,125
Pb (mg/kg)	26,64 – 26,47	161,0 – 35,82	36,82 – <0,125
Mn (mg/kg)	44,03 – 27,04	37,43 – 39,75	41,41 – 1,66
Ni (mg/kg)	<1,25 – 4,99	<1,25 – 6,84	<1,25 – 0,3

4.2. Sızıntı Suyu Analizleri

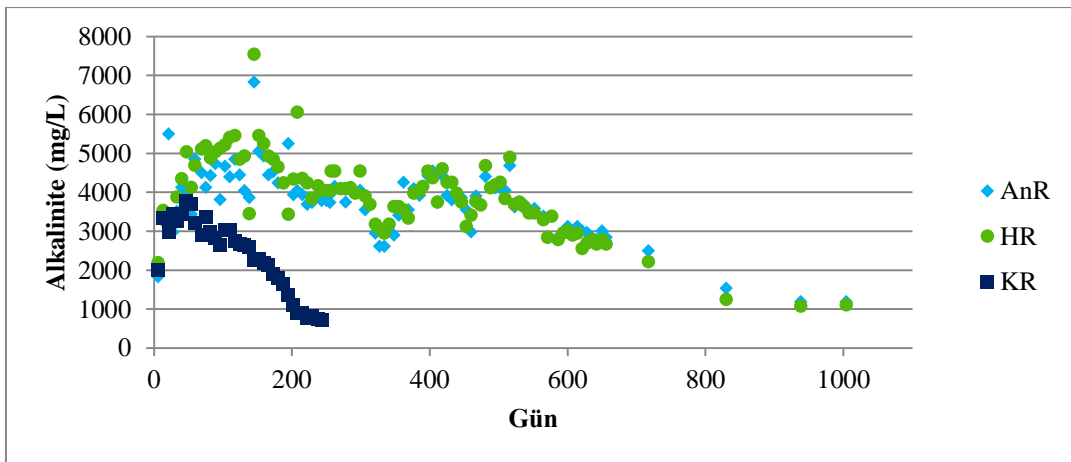
Yapılan araştırmada her reaktörden haftada 3 kez olmak üzere sızıntı suyu numuneleri alınmış olup kimyasal analizler yapılmıştır. Yapılan kimyasal analizler pH, ORP, iletkenlik, toplam çözünmüş katı, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacı, ortofosfat, amonyum, nitrat, sülfat, sülfür, alkalinite ve klorür analizleridir. Bu analizlere ait sonuçlar aşağıda grafiklerle açıklanmıştır.

4.2.1. pH ve alkalinite

pH, atık ayrışmasında rol alan bakteriyel faaliyetleri etkileyen önemli parametrelerden biridir. Dolayısıyla optimum değerler sağlanmalıdır. Atıkların ayrışması sırasında ortaya çıkan organik asit miktarı arttığında pH'ı düşürürken bakteriyel faaliyetleri durdurabilir. Metanojik aktivitenin en verimli olduğu pH aralığı 6,8 – 7,4 dür (Palsimo ve Barlaz, 1996). Alkalinite, atıkların bozunma süreci yüksek verimle gerçekleştiğinde ortaya çıkan organik asit miktarının pH'ı düşürmesine engel olarak ortamda tampon görevi görür. Yüksek alkalinite sistemi pH değişimlerinden koruyarak biyolojik parçalanmayı hızlandırır (Sponza ve Ağdağ, 2005). Amonyak azotunun oksitlenebilmesi için nitrifikasyon işlemi sırasında alkaliniteye ihtiyaç vardır (Metcalf ve Eddy, 1991).



Şekil 4.1. pH analiz sonuçları



Şekil 4.2. Alkalinite analiz sonuçları

Çalışma boyunca yapılan alkalinite ve pH analizleri sonuçları Şekil 4.1. ve Şekil 4.2.'de gösterilmiştir. İlk pH değerleri anaerobik biyoreaktörde 6,09, hibrit biyoreaktörde 6,07 ve kesikli biyoreaktörde ise 6,15 olarak ölçülmüştür. Anaerobik ve hibrit reaktörlerde ilk 65 gün süresince pH değerleri azalırken 65. günden sonra yavaş bir yükselme eğilimi gözlenmiştir. Ancak pH değerleri stabil devam ettiğinden ve metan üretimi için gerekli değerlere ulaşamadığından, hibrit ve anaerobik biyoreaktörlerde pH'ı yükseltmek amacıyla çalışmanın 314. gününden itibaren reaktörlere alkalinite eklenmiştir. İlk olarak biyoreaktörlere günde 20 mL 3g/L NaHCO_3 eklenmeye başlanmıştır (Ağdağ ve Sponza, 2005). Bu miktarda eklenen alkalinite yeterli gelmediği ve pH'ı yükseltmediği için NaHCO_3 konsantrasyonu 6 g/L olarak artırılmıştır. Ancak 314. günü takiben geçen 20 günde istenen pH değerlerine

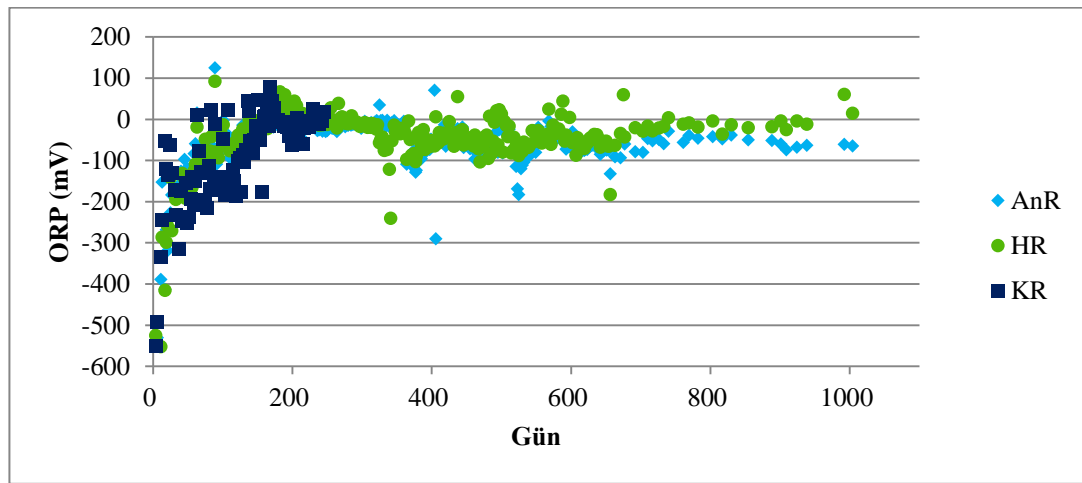
ulaşılamamıştır. Metan üretiminin bu aşamaya kadar henüz gözlenememesi bu reaktörlerde yağ asitlerinin birikiminin sebep olacağı düşünülmüştür. Reaktörlerin alkalinite sonuçları incelendiğinde alkalinite değerlerinin çok değişiklik göstermemesi pH'ı yükseltmede yetersiz kaldığının göstergesidir.

20 gün boyunca alkalinite eklenmesine rağmen pH in yükselmeye karşı direnç göstermesi hatta düşmesi nedeniyle 363. günden itibaren tekrar alkalinite ilavesi yapılmıştır. Başlangıçta eklenen konstantrasyonun varolan organik asitleri tamponlamaya yetersiz kaldığı düşünülerek eklenen NaHCO₃ konsatrasyonu 60g/L'ye yükseltilmiştir. Ancak bu ilave doğrudan reaktöre yapılmamış olup, geri devir esnasında reaktöre geri devrettirilen sızıntı suyu ve her hafta eklenen yağmur suyu eşdeğeri olarak eklenen su üzerinde pH ayarı (7 – 7,5) yapılmak suretiyle olmuştur. Alkalinite ilaveleri sonucunda pH değerleri iki reaktörde de 6,5 ile 7,1 arasında değiştiği gözlenmiştir. Tüm bunlara rağmen anaerobik ve hibrit biyoreaktörlerde istenilen seviyede metan üretimi gerçekleşmediğinden reaktörlerde metan üretmeye yarayan bakteri miktarının yetersiz olduğu düşüncesi ile dışarıdan bakteri ilavesi yapılmıştır. Çalışmanın 511. ve 654. günlerinde her iki reaktöre sırasıyla 100 mL ve 500 mL olacak şekilde Kocaeli'de bulunan anaerobik bir tesisten alınan anaerobik çamur eklenmiştir. Çamurun eklenmesi pH'ı yükselttiği halde metan eldesi sağlanamamıştır. Buna bağlı olarak ilk anaerobik çamur ilavesinden sonra elde edilemeyen metan neticesinde hibrit biyoreaktöre belirlenen hava (542. günden itibaren) her gün olmak üzere verilmeye başlanmıştır. Verilen hava ile birlikte anaerobik ve hibrit biyoreaktör arasında Şekil 4.1. ve Şekil 4.2.'de görüldüğü gibi çok farklılıklar gözlenmemiştir. Anaerobik ve hibrit reaktörde alkalinite kapama değerleri sırasıyla 1193 mgCaCO₃/L ve 1107 mgCaCO₃/L olarak ölçülmüştür.

Kesikli havalı reaktörde ise başlangıçta pH 6 civarındayken günlük olarak verilen hava az olmasına karşın bu değer diğer reaktörlerden farklı olarak 25. günden sonra hızlı bir şekilde artmaya başlamış ve araştırma sonuna kadar 7 ile 7,7 arasında eğilim göstermiştir. Alkalinite ise pH değerlerine bağlı olarak 54. günden sonra sürekli bir düşüş halinde ilerlemiştir. En son 732 mg CaCO₃/L olarak ölçülmüştür.

4.2.2. Yükseltgenme indirgenme potansiyeli (ORP)

ORP fizikokimyasal bir parametere olup oksitlenme ve yükseltgenme potansiyeli ile atığın ayrışma aşamaları hakkında bilgi verir. Katı atıkların kimyasal özelliği ile ilgili bilgi verdiği için önemli bir parametredir. Metan üretimi için uygun ORP değeri -150 ile -300 mV arasındadır (Christensen ve Kjeldsen, 1989; Pohland, 1980). Asidojenik fazla ise elektron alıcı olarak NO_3^- ve SO_4^{2-} 'ün indirgenmelerine bağlı olarak -50 ile -100 aralığındadır (Tchobanoglus ve ark., 1993).



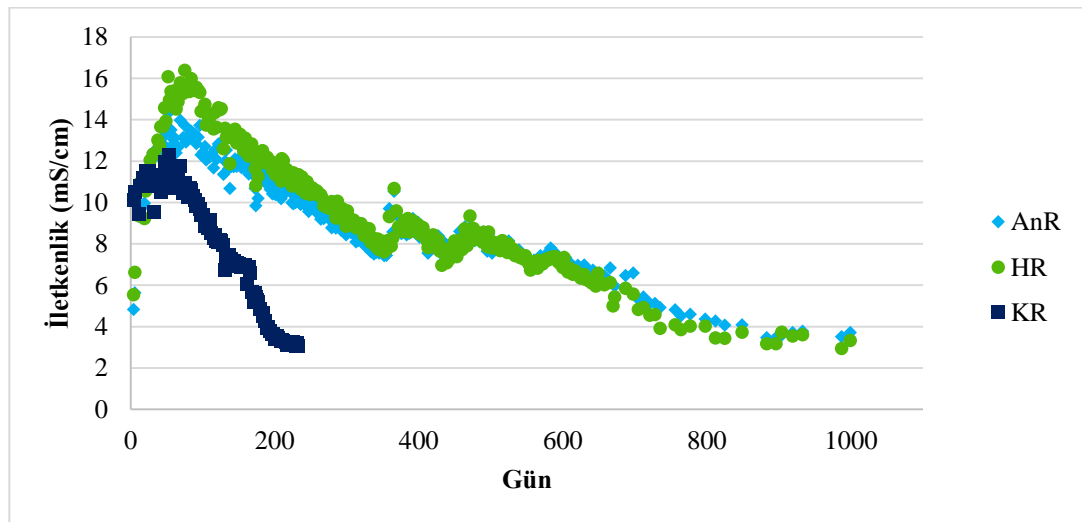
Şekil 4.3. ORP analiz sonuçları

Şekil 4.3.'deki ORP sonuçlarına bakıldığında kesikli havalı biyoreaktörün hibrit ve anaerobik biyoreaktörlere göre ORP değerleri, verilen hava sebebiyle atıkların ayrışması daha hızlı olduğundan daha düşük değerlerdedir. Aynı zamanda verilen hava reaktörün üst kısımlarında daha etkili olacağından reaktör tabanında biriken sızıntı suyu içinde anaerobik koşullar oluşabilir ve bu durum sızıntı suyu içindeki H_2S miktarının yüksek olmasına dolayısıyla ORP değerlerinin düşük olmasına neden olabilir. AnR ve HR incelendiğinde ORP değerleri genel itibariyle 0 ile -100 aralığındadır. Alkalinite ilavesi ya da anaerobik çamur ilavesi olduğu süreçlerde artan eğilim, bu ilaveler bittikten sonra yine azalan eğilim göstermişlerdir. Alkalinite ve anaerobik çamur ilavesi yapılan zaman diliminde genel olarak -50 ile -100 arasında değişim görülmüştür. Diğer yandan hibrit reaktöre verilen havanın neticesinde grafik (Şekil 4.3.) incelendiğinde 620. günden sonra hibrit reaktördeki eğilim değişmeye başlamış ve daha yüksek değerler gözlenmiştir. Bu süreçte anaerobik reaktörde

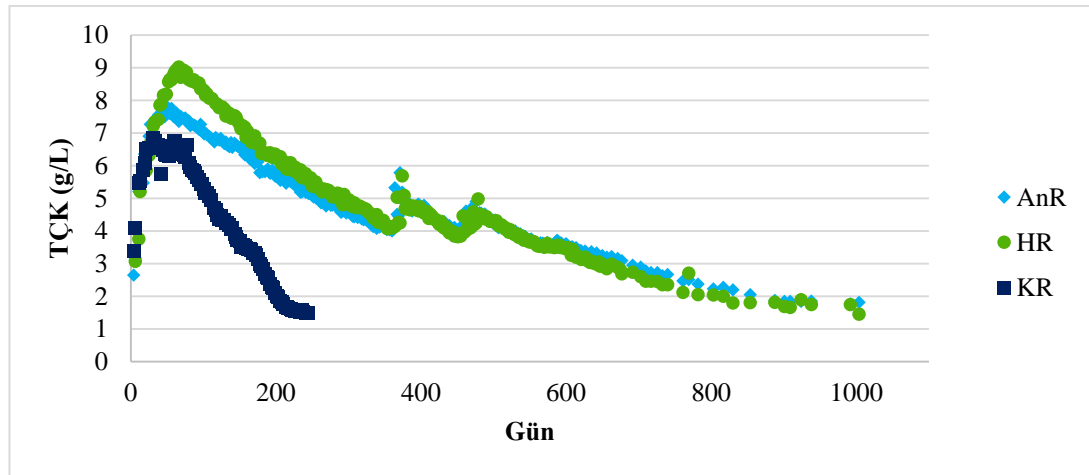
genellikle ORP değerleri -50 ile -100 aralığında iken hibrit reaktörde 0 ile -60 arasında bir eğilim göstermiştir.

4.2.3. İletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde

Sızıntı suyunun iletkenliği çözünmüş olan iyonik haldeki maddelerin varlığıyla ilgili bilgi verir ve suyun elektrik iletkenlik kapasitesi ölçümüdür. Genç depolama sahalarında sızıntı suyunun iletkenliğini yağ asitleri gibi organik ve inorganik maddeler sağlamaktadır. Yaşlı depolama alanlarından alınan sızıntı suyunun iletkenliğini ise temel maddeler ağır metaller, potasyum ve bikarbonat iyonları gibi iyonlar sağlar. İletkenliğin yüksek olması çözünmüş inorganik katı maddelerin var olduğunu gösterir. Eğer sızıntı suyunda çözünmüş katı madde yüksek ise organik bileşiklerin inorganik maddelere parçalanmış olabileceğini gösterir (Erses, 2008). Depolama alanı sızıntı suyunda atığın ayrışması esnasında asidojenik fazdan metanojenik faza geçerken toplam katı madde konsantrasyonunda azalma görülür (Kylefors ve Lagerkvist, 1997; Erses, 2008; Sekman, 2009).



Şekil 4.4. İletkenlik analiz sonuçları



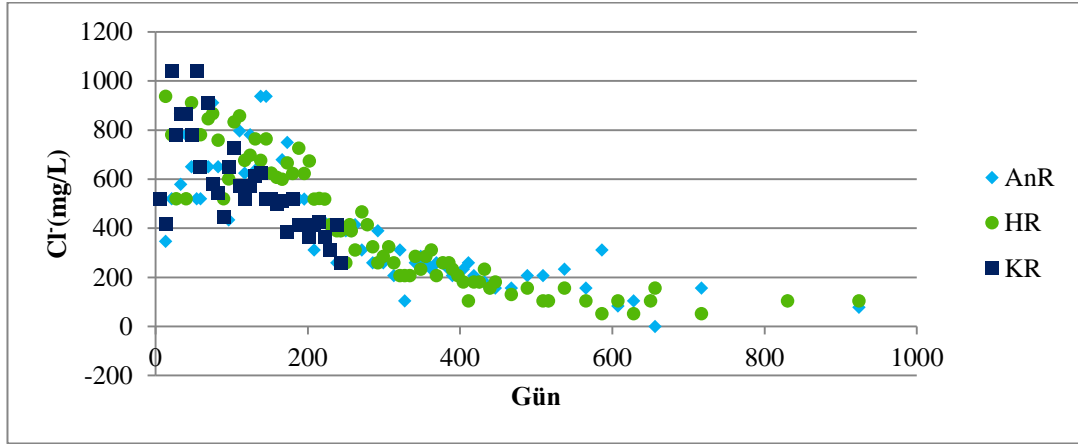
Şekil 4.5. Toplam çözünmüş katı madde analiz sonuçları

Sızıntı sularında yapılan iletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde (TÇK) analiz sonuçları sırasıyla Şekil 4.4. ve Şekil 4.5.'te görülmektedir. Tüm reaktörlerde iletkenlik parametresinin çalışma boyunca TÇK ile aynı eğilimi göstermiştir. İletkenlik ve TÇK analizleri üç reaktörde de ilk 65 gün artış gösterirken 65. günden sonra azalmaya başlamıştır. KR'ye her gün düzenli olarak verilen hava neticesinde görülen azalma, AnR ve HR ye göre çok daha hızlı ve keskin olmuştur. Buradan da KR'deki organik maddelerin AnR ve HR'deki organik maddelere göre daha hızlı inorganik maddelere parçalandığı sonucuna varılabilir. Grafikler incelendiğinde anaerobik ve hibrit reaktörlerde iletkenlik ve TÇK parametrelerindeki artışlar, alkalinite ve çamur ilaveleri neticesinde meydana gelmiştir. 542. günden sonra hibrit biyoreaktöre verilmeye başlanan hava ile hibrit ve anaerobik reaktörün iletkenlik ve TÇK sonuçları arasında fark görülmemiştir. Hibrit biyoreaktöre verilen hava miktarının giderek artırılmasıyla bu fark az da olsa gözlenmiştir.

4.2.4. Klorür

Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir maddedir ve bu yüzden klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyundaki seyreltmeyi göstermesi açısından kullanılan parametredir. Aerobik ayrışmada ise CO₂ ve H₂O'yla birlikte ayrışmanın esas ürünleri arasında bulunmaktadır (Sekman, 2009). Ehrig ve Scheelhaase (1993) yaptıkları çalışmada klasik depo sahalarında asidojenik faz ile metanojenik faz arasında Cl⁻ konsantrasyonlarında bir fark olmadığını göstermişlerdir. Cl⁻

konsantrasyonlarının depo yaşına göre zamanla infiltrasyonla azaldığı görülmüştür (Andreottola ve Cannas, 1992; Erses, 2007).



Şekil 4.6. Klorür analiz sonuçları

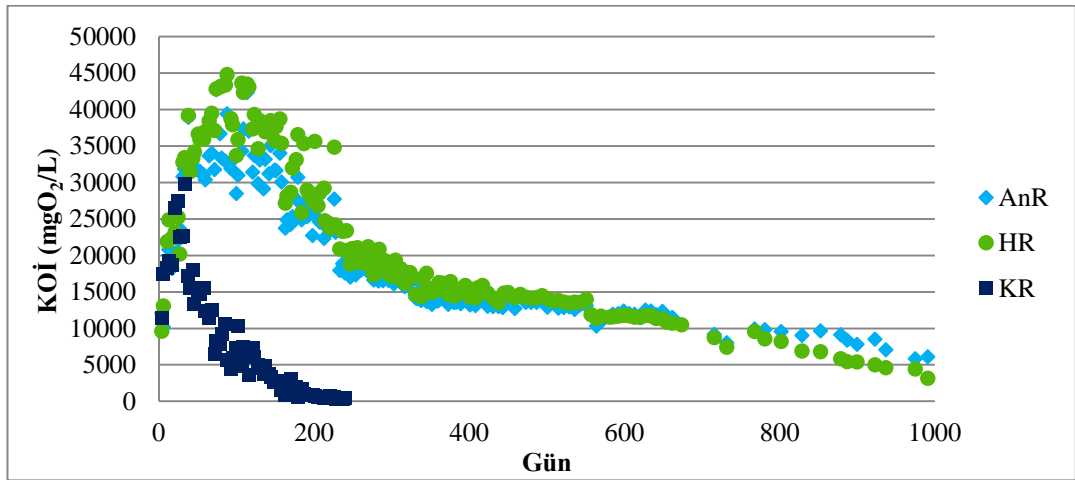
Çalışma boyunca yapılan klorür analiz sonuçları Şekil 4.6.'da verilmiştir. Çalışmanın ilk başlarında oluşan sızıntı suyunun büyük bir kısmının geri devrettirilmesi nedeniyle klorür miktarları seyrelmemiş ve genel olarak aynı aralıklarda seyretmiştir. Çalışmanın genel olarak 180. gününden sonra üç reaktörde de klorür konsantrasyonlarında zamanla azalma meydana gelmiştir. Yağmur suyu eşdeğeri olarak eklenen su seyreltme etkisi göstererek klorür konsantrasyonlarının azalmasına sebep olmuştur. Klorür konsantrasyonları üç reaktörde de aynı eğilimi göstermiştir. Anaerobik ve hibrit reaktörlerde başlangıç değerleri 520 mg/L iken kapama değerleri oldukça seyrelerek 77 mg/L'ye kadar düşmüştür. 243. gün kapatılan kesikli havalı reaktörde başlangıç klorür konsantrasyonu 520 mg/L ölçülmüş ve son değer ise 259 mg/L olarak kaydedilmiştir. Kesikli havalı ile anaerobik ve hibrit reaktörlerinin kapama değerleri arasındaki farkın nedeni ise; anaerobik ve hibrit reaktörlerinin işletme süreleri daha uzun olduğundan dolayı eklenen su daha fazladır.

4.2.5. Sızıntı suyunun organik muhtevası

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), numune içindeki organik maddenin mikroorganizmalar tarafından biyolojik olarak ayrıştırılabilirliğini temsil eder. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ise numune içindeki organik madde muhtevasının

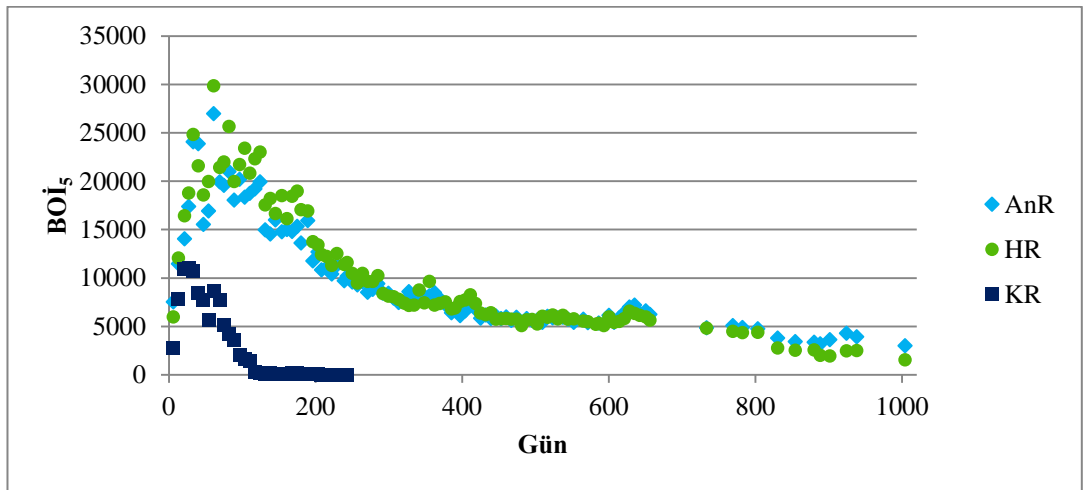
oksijen eşdeğerinin ölçüsüdür. Depo sahalarında yapılmış çalışmalarda, atık ayrışmasının ilk zamanlarında sızıntı suyu içinde bulunan organik madde miktarının yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularındaki organik maddelerin kaynağı organik asitlerdir. Dolayısıyla ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışmasıyla KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında düşüş olmaktadır (Bilgili, 2006).

Çalışmada yapılan KOİ analiz sonuçları Şekil 4.7.'de görülmektedir. Tüm reaktörlerde KOİ konsantrasyonları yaklaşık olarak 10000 mg/L'dir. Organik maddelerin ayrışması sonucu anaerobik ve hibrit reaktörlerde 74. günden sonra yaklaşık 45000 mg/L'ye yükselmiştir. 114. günden sonra KOİ konsantrasyonları azalmaya eğilimi göstermeye başlamış olup 370. günden sonra bu eğilim yavaşlamıştır. Hibrit reaktöre hava verilmesi sonucunda 665. günden sonra hibrit reaktördeki sonuçlar ile anaerobik reaktördeki sonuçlar karşılaştırıldığında hibrit reaktörde daha hızlı düşüş gözlenmiştir. Çalışma sonunda anaerobik ve hibrit reaktörde sırasıyla KOİ konsantrasyonları 6655 mg/L ve 3480 mg/L olarak ölçülmüştür. Grafikte kesikli reaktöre bakıldığında ise ilk 38 gün KOİ konsantrasyonu yükselme eğilimi göstermiş ve en yüksek değer 29800 mg/L ölçülmüştür. 38.günden sonra hızlı bir düşüş görülmüştür. 245 gün işletilen kesikli reaktörde çalışma sonunda ölçülen KOİ konsantrasyonu ise 396 mg/L'dir. Analiz sonuçları incelendiğinde sisteme verilen oksijenin ayrıştırma hızını arttırdığı görülmektedir.

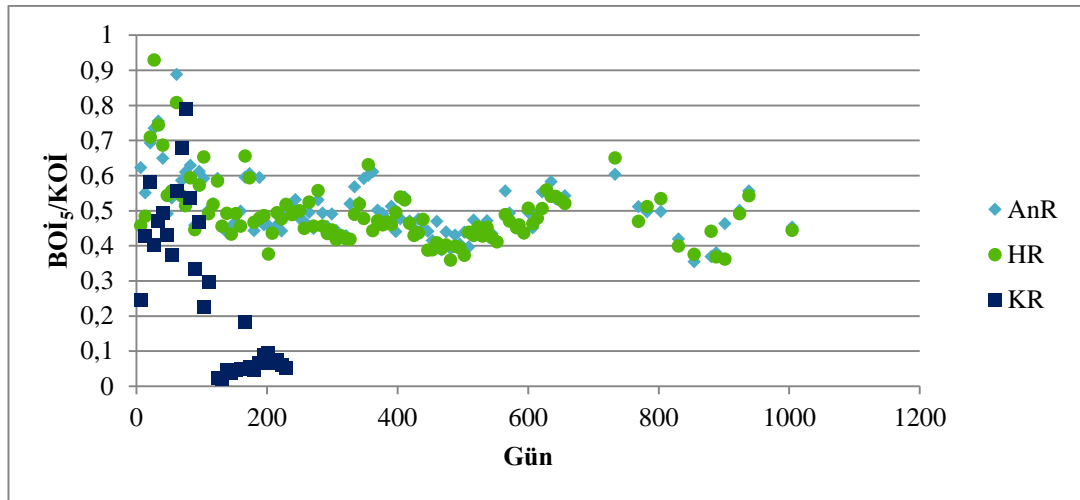


Şekil 4.7. KOİ analiz sonuçları

Reaktörlerden alınan sızıntı suyunun BOİ analiz sonuçları Şekil 4.8.'de görülmektedir. Anaerobik ve hibrit reaktörde araştırmanın 6. gününde BOİ konsantrasyonları sırasıyla 7530 mg/L ve 6000 mg/L olarak ölçülmüştür. Anaerobik ve hibrit reaktörde çalışmanın 61. gününde en yüksek değerler ölçülmüş ve ardından hızlı bir azalma eğilimi görülmüştür. Bu azalma 300. günden sonra yavaşlamıştır. Diğer yandan alkalinite ve anaerobik çamur ilaveleri; grafikten de görüldüğü üzere biyokimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonlarında artma azalma eğilimlerine sebep olmuştur. Araştırma sonunda anaerobik reaktörde sızıntı suyunda ölçülen BOİ sonucu 3015 mg/L iken hibrit reaktöre verilen hava sebebiyle 1546 mg/L'ye düşmüştür. Kesikli havalı reaktöre bakıldığında 6. gün BOİ değeri 2800 mg/L'dir. En yüksek BOİ değerine 27. günde ulaşmış ve 11070 mg/L olarak ölçülmüştür. 27. günden sonra hızlı düşüş eğilimi gözlenmiş ve 245. gün sonunda 20 mg/L olarak ölçülmüştür.



Şekil 4.8. BOİ analiz sonuçları



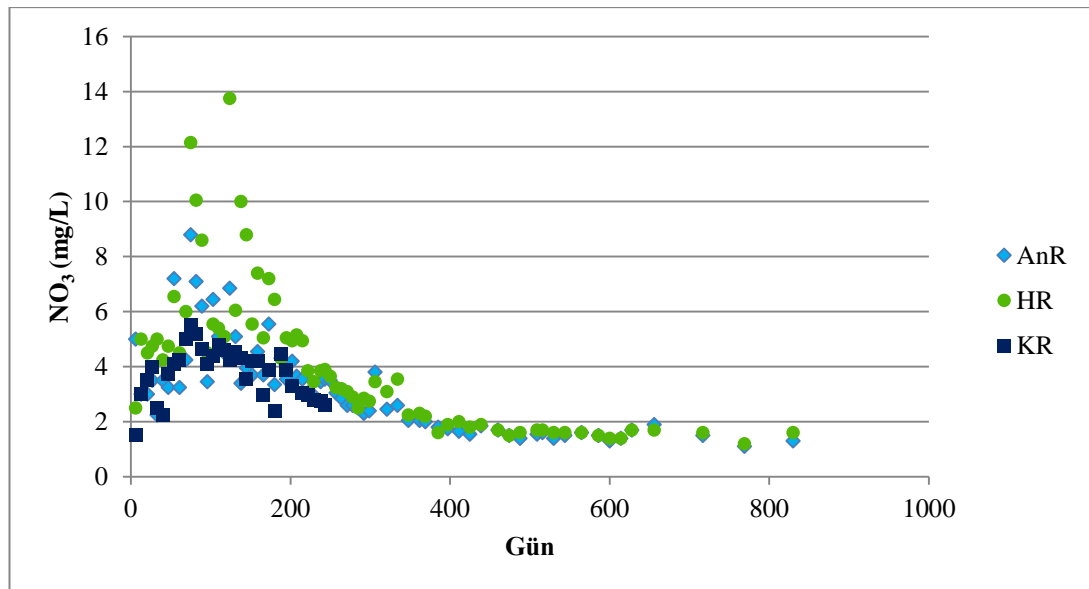
Şekil 4.9. BOİ/KOİ analiz sonuçları

BOİ/KOİ oranının 0,4 ile 0,8 arasında olması biyolojik olarak parçalanacak organik maddenin ortamda fazla olduğunu göstermektedir (Tchobanoglus ve ark., 1993). Şekil 4.9.'a bakıldığında anaerobik ve hibrit reaktördeki BOİ/KOİ oranı genel olarak 0,4'ün üzerinde seyretmiştir. Kesikli havalı reaktörde ise en yüksek oran 69. günde 0,79 olmuş ve ardından düşüşe geçmiştir. 245. günde ise 0,05 ile reaktör kapatılmıştır. BOİ/KOİ oranının düşmesi katı atığın artık stabilizasyona yaklaştığını göstermektedir (Reinhart ve Townsend, 1998). Buna bağlı olarak kesikli havalı reaktörün stabilize olduğunu söylenebilmektedir.

4.2.6. Amonyak ve nitrat analizleri

Depo sahalarında bulunan protein ve aminoasitlerin ayrışmasıyla sızıntı sularında amonyak azotudur. Yapılan araştırmalara göre amonyak azotu miktarının sızıntı sularında 500 ile 1000 mg/L arasında değiştiği ve bu değerlerde zamanla önemli değişimin olmadığı görülmüştür. Bundan dolayı bazı araştırmacılar tarafından sızıntı suyundaki amonyağın en önemli bileşen olduğu söylenmiştir (Bilgili, 2006). Yüksek miktarda amonyak azotunun metan oluşumunda inhibe edici bir etkisi olabilmektedir (Ağdağ ve Sponza, 2004; Sanin ve Tınmaz, 2010). NH₃-N anorganik azot bileşiklerin redüklenmiş şeklidir. Aerobik ortamlarda amonyak nitrite oksitlenir ve nitritte hızlı bir şekilde nitrata dönüşür (Top, 2009).

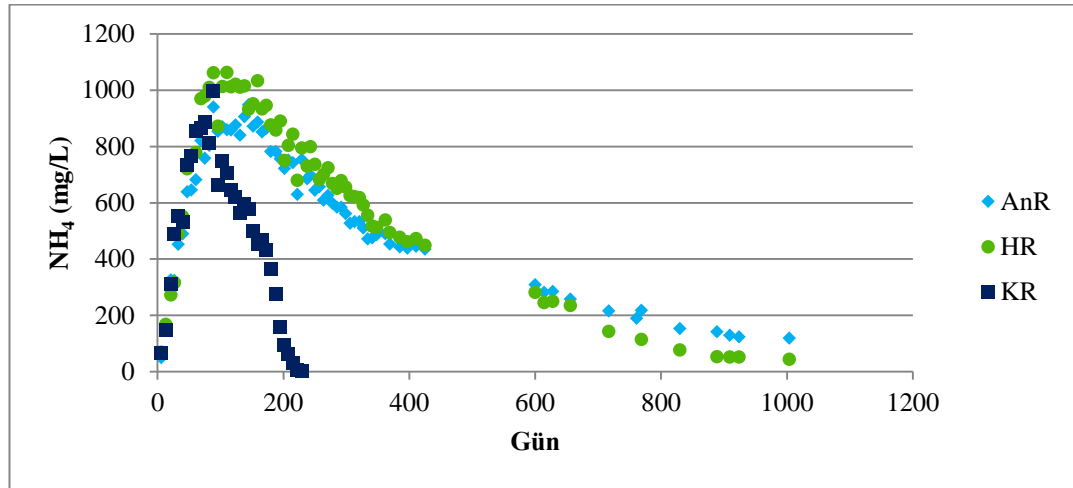
Şekil 4.11’de görüldüğü gibi NH_4 değerlerinde anaerobik ve hibrit reaktörde aynı eğilim vardır. Reaktörlerde katı atıkların ayrışmasıyla azotlu organik bileşiklerin parçalanması sonucunda hızlı bir yükselme görülmüştür. Anaerobik ve hibrit reaktörde en yüksek değerlere 145. günde ulaşılmış ve kapatma değerleri sırasıyla 120 mg/L ve 44 mg/L olarak ölçülmüştür. Kesikli havalı reaktörde ise ilk 100 günde en yüksek değerler ölçülmüştür ve 238. günden sonra amonyak tespit edilememiştir. Aerobik ortamda amonyak konsantrasyonunun daha düşük olmasının sebebi ortamda oksijenin olmasından ve bundan dolayı amonyağın nitrifikasyonla nitrata dönüşmesidir (Top, 2009). Buna göre Şekil 4.11.’e bakıldığında amonyak konsantrasyonlarındaki azalma eğilimi nitrifikasyondandır. Kesikli reaktörde nitrat ve amonyum değerleri incelendiğinde ve anaerobik ve hibrit reaktörlerle karşılaştırıldığında aynı eğilimde olması gerekli oksijen miktarının altında kalmıştır denilebilir. Şekil 4.10.’da görülen nitrat konsantrasyonları tüm reaktörlerde de araştırma genelinde 14 mg/L altında ölçülmüştür.



Şekil 4.10. NO_3 analiz sonuçları

Sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonu yüksek olursa bu bakteriler üzerinde toksik etki gösterebilir. 200 ile 1500 mg/L aralığında iken anaerobik ayrışmada toksik etki göstermemektedir (Pohland ve ark., 1987). Tüm reaktörlerde en yüksek değerler ise anaerobik 948 mg/L, hibrit 1063 mg/L ve kesikli havalı reaktör 997 mg/L’dir.

Dolayısıyla bu değerler göz önüne alındığında amonyumun toksik etki göstermediği sonucuna varılabilir.

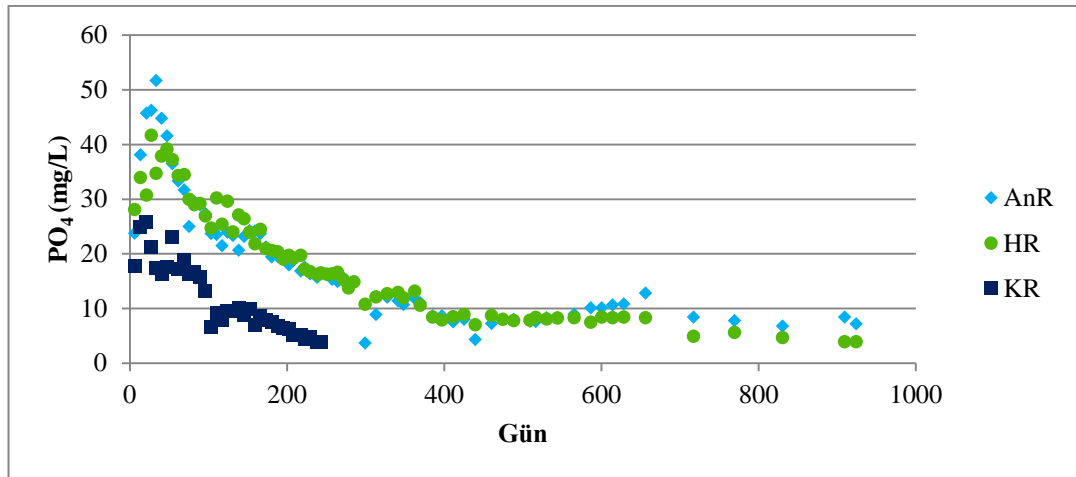


Şekil 4.11. NH₄ analiz sonuçları

4.2.7. Ortofosfat analizi

Düzenli depolama sahalarındaki mikrobiyal aktivitenin devam edebilmesi için başlıca gerekli olan besi maddelerinden biri de fosfordur. Bu sebeple ortofosfat analizi haftalık olarak ölçülmüştür. Aynı zamanda biyolojik aktivitenin devam edebilmesi için C/N/P oranı da önem taşımaktadır. Anaerobik parçalanmada literatürde C/N/P oranı 250:50:1 ve 500:5:1 aralığında, aerobik parçalanmada ise bu oran 100:5:1 olarak belirlenmiştir (Metcalf ve Eddy, 1991; Henze ve ark., 1995; Maier, 2000).

Araştırma boyunca yapılan tüm ortofosfat analiz sonuçları Şekil 4.12.'de verilmiştir. Grafiğe göre ortofosfat konsantrasyonları anaerobik ve hibrit reaktörlerde ilk bir ay içerisinde en yüksek yaklaşık 45 mg/L olarak ölçülmüştür. Daha sonra zamanla azalmış ve çalışma sonunda anaerobik ve hibrit reaktörlerde sırasıyla 6,3 ve 3,4 mg/L olarak ölçülmüştür. Kesikli havalı olarak işletilen reaktörde ise en yüksek PO₄ değeri 25 mg/L iken çalışma sonuna kadar 3,8 mg/L ye kadar düşmüştür.

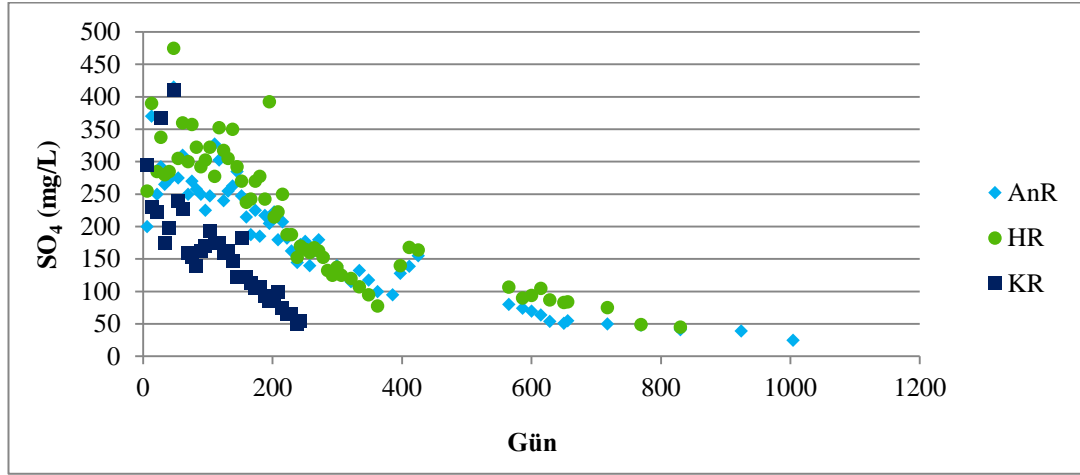
Şekil 4.12. PO₄ Analiz Sonuçları

4.2.8. Sülfat ve sülfür analizleri

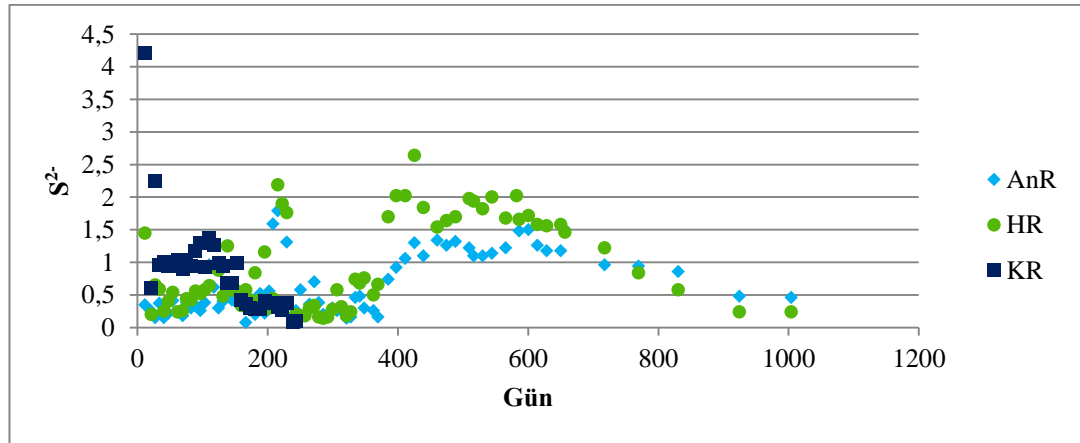
Anaerobik koşullarda sülfatın indirgenmesi sonucu sülfür oluşur (Tchobanoglus ve ark., 1993). Sülfür indirgeyen bakterilerin metan bakterileri gibi hidrojen ile asetik asit kullanarak enerji elde ettiği zaman metan üretimi düşük olur ve dolayısıyla üretilen H₂S miktarı yüksek olur.

Araştırma boyunca yapılan SO₄ ve S²⁻ analizleri sonuçları Şekil 4.13. ve Şekil 4.14.'te verilmiştir. Anaerobik ve hibrit reaktörlerin grafiklerine bakıldığında SO₄ değerleri ilk ölçümlerden itibaren aynı eğilimlerde olmuştur ve en yüksek değerlerine 47. günde ulaşmış ve sırasıyla 415 ve 475 mg/L olarak ölçülmüştür. 47. günden sonra SO₄ konsantrasyonlarında düşüş gözlenirken alkalinite ve çamur ilaveleri ile kısa süreli bir artış sonra düşme eğilimi devam etmiştir. Çalışma sonunda anaerobik reaktörde 25 mg/L, hibrit reaktörde ise 25 mg/L den düşük çıkmıştır. Şekil 4.14.'ten sülfür miktarlarına bakıldığında alkalinite ve çamur ilavelerine kadar oldukça düşük olduğundan dolayı ve ilavelerden sonra iki kat artmış olsa da sülfatın sülfüre indirgenmediği metan fazına geçemediği görülmektedir. Kesikli havalı reaktördeki sülfat ve sülfür değerlerine bakıldığında ise sülfat miktarı 47. günde en yüksek 410 mg/L konsantrasyonuna ulaşmış ve kapatma değeri 55 mg/L olarak ölçülmüştür. Sülfür konsantrasyonu ise ilk gün 4,2 mg/L olarak ölçülmüş ve sürekli azalma eğilimi göstermiştir ve en son 0,1 mg/L ye kadar düşmüştür. Reaktöre günün tamamında

verilmese de havalı olarak işletilmesi ayrışmanın, diğer anaerobik işletilen reaktörlerden daha hızlı ayrışmanın gerçekleşmesi bu durumu açıklayabilir.



Şekil 4.13. SO_4^- Analiz Sonuçları

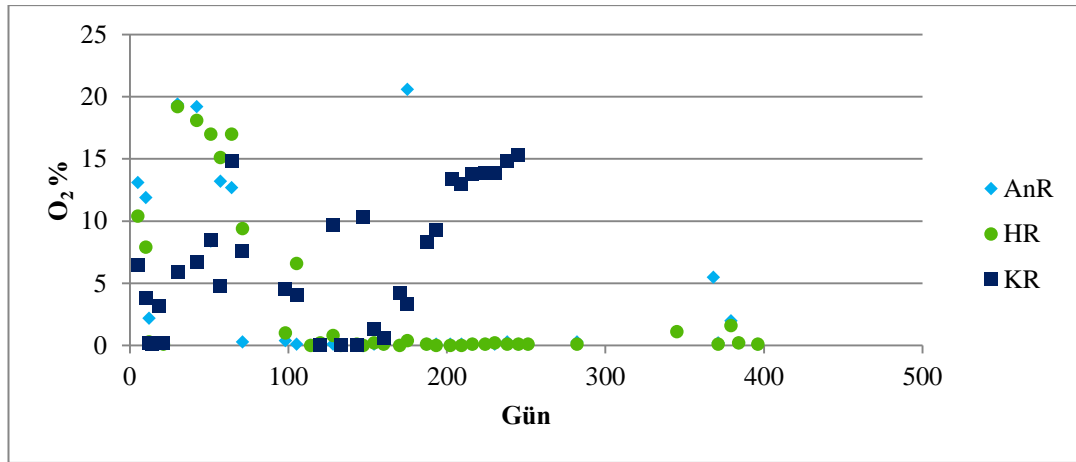


Şekil 4.14. S^{2-} Analiz Sonuçları

4.3. Gaz Analizleri

Reaktörlerdeki üretilen gaz kompozisyonunun belirlenebilmesi için Geotech marka GA 5000 model O_2 , CO , CO_2 , H_2S , CH_4 portatif gaz analizörü kullanılmıştır. Çalışma başlangıcından haftanın 3 günü yapılan gaz ölçümleri reaktörlerde oluşan vakum sebebiyle haftada bire düşürülmüştür. Ancak oluşan vakum sebebiyle 250. günden sonra haftada bir olan ölçümler 30 gün sonra alınmış ve bundan 60 gün sonra HR ve 80 gün sonra AnR ölçülmüştür. Ardından ortalama 10 gün arayla ölçülen gazlar metan ölçülememesi sebebiyle AnR 462. ve HR 542. günden ölçülmemiştir.

Reaktörlerde ölçülen O₂ gazının zaman göre değişimi Şekil 4.15.'te görülmektedir. Anaerobik olarak işletilen reaktörler çalışma başlatılmadan önce sistemin tamamen anaerobik olması için N₂ gazı geçirilmiştir. Fakat grafiğe bakıldığında çalışmanın başlangıcında anaerobik reaktörlerde yüksek miktarda oksijen görülmektedir. Bu konu için sızdırmazlık sürekli olarak kontrol edilmiştir ve daha sonra gaz ölçüm cihazının dengeye gelme süresinin bu konu hakkında etkili olduğu görülmüştür. CO ve H₂S yüksek miktarda olduğu zaman cihaz ölçümü tamamlayamamaktadır. Bunun için H₂S filtre düzeneği takılmıştır fakat problem çözülememiştir ve sorunun CO gazı olduğu görülmüştür. CO gazı 2000 ppm in üstüne ulaştığında cihaz devre dışı kalmaktadır. 105. günden sonra CO miktarı düşmüştür ve dolayısıyla cihaz ölçümü tam dengeleyebildiği için ölçümü tamamlayabilmiş ve bunun sonucunda sistemde oksijen mevcut olmadığı görülmüştür. KR'de ise O₂ gazı çalışmanın başlangıcında yükselmiştir ve ayrışma meydana geldikçe azalmaya başlamış ayrışma tamamlandığı sürelerde ise artmıştır.

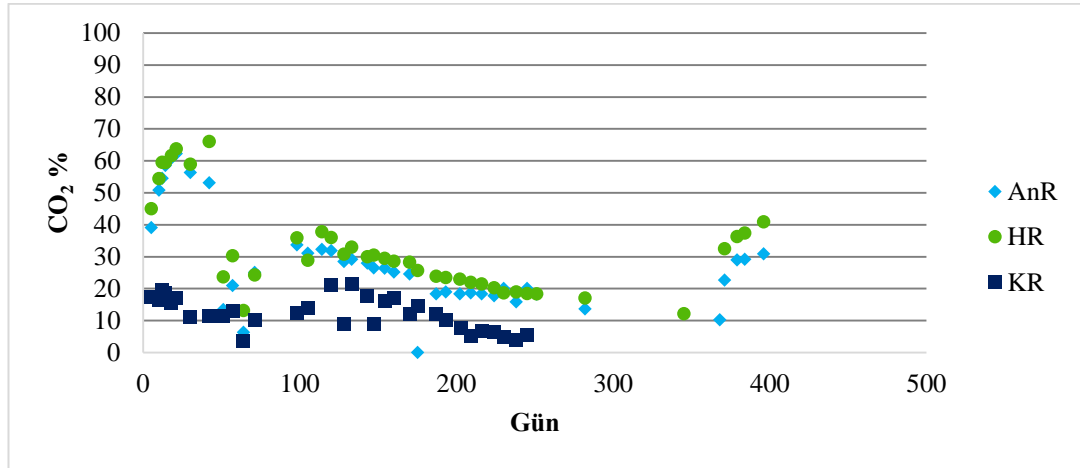


Şekil 4.15. O₂ konsantrasyonunun zamana göre değişimi

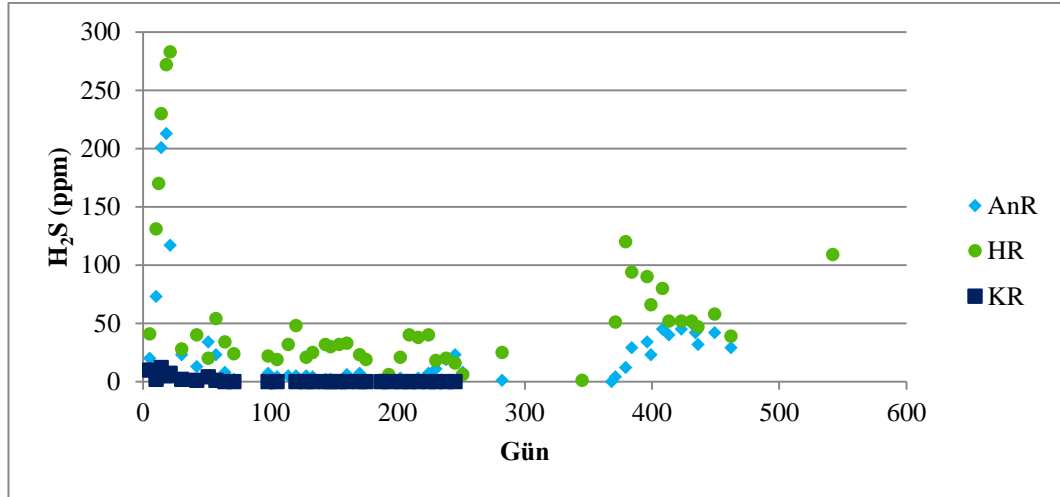
Anaerobik ayrışma esnasında kompleks organik maddelerin daha basit organik maddelere hidrolizi olduğu ilk aşamada, birçok kimyasal ara ürün ile birlikte çoğunluğunu CO₂ ve NH₃'ün oluşturduğu ve önemli miktarda su içeren gaz karışımı üretilir (Tchobanoglous ve ark., 1993). İkinci aşamada (fermantasyon fazı) uçucu yağ asitleri, CO₂ ve H₂ gazı üretilir. Üçüncü fazda (asit fazı) ana gazlardan CO₂ ile birlikte az miktarda H₂ ortaya çıkar (Palmisano ve Barlaz, 1996). Dördüncü faz esnasında

(metanojenik fazı) CH_4 ve CO_2 sırasıyla %55 – 65 ve %35 – 45 oranında üretilen ana gazlardır (Christensen ve ark., 1996).

AnR ve HR'nin CO_2 ve H_2S miktarları sırasıyla Şekil 4.16. ve Şekil 4.17.'de görülmektedir. CO_2 miktarı hidroliz aşamasında %60 – 65'lere ulaşmıştır. Bu değerler AnR'de 30. günden sonra HR'de ise 42. günden sonra düşmeye başlamış ve asit fazına geçerek bu fazda AnR'de %27 – 35 ve HR'de %30 – 40 aralığında devam etmiştir. Daha sonra azalmaya başlamış ve 370. günden sonra her iki reaktörde de artmaya başlayarak AnR'de %25 – 32 ve HR'de %32 – 45 arasında bir eğilim göstermiştir. KR'de ise CO_2 miktarı çalışmanın başlangıcından 245. gününe kadar %0 – 20 aralığında ölçülmüştür. H_2S gazına bakıldığında ise; KR'ye hava verilmesi sebebiyle ve aerobik ortamda H_2S olamayacağından KR'de oldukça düşük değerlerde ölçülmüş 64. günden sonra ise işletme tamamlanincaya kadar sıfır ppm ölçülmüştür. AnR'de 18. güne kadar yükselerek en yüksek 213 ppm ve HR'de ise 21. güne kadar yükselerek en yüksek 283 ppm olarak ölçülmüştür. Ardından hızla düşmüş ve 371. günden sonra artmaya başlamıştır. Son ölçüme kadar olan zaman aralığında AnR 20 – 45 ppm aralığında ve HR 50 – 100 ppm aralığında bir eğilim göstermiştir.

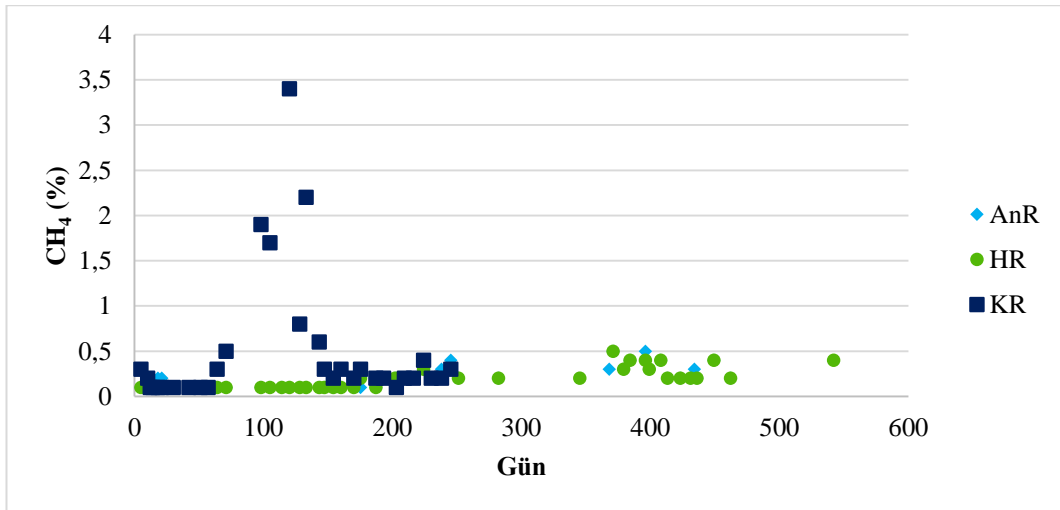


Şekil 4.16. CO_2 konsantrasyonunun zamana göre değişimi



Şekil 4.17. H₂S konsantrasyonunun zamana göre değişimi

CO₂ miktarının yüksek olmasına karşın Şekil 4.18.'e bakıldığında AnR ve HR'de metan üretiminin gerçekleşmediği ve %0,1 – 0,5 aralığında ölçülmüş olduğu görülmektedir. KR'de ise günlük bir saat havalandırılması ve bunun sonucunda ayrışmanın aerobik ortamda daha hızlı olduğu düşünüldüğünde oluşan anaerobik koşulların KR'yi metan üretimi için uygun hale getirdiği fakat en yüksek %3,4 ölçüldüğü Şekil 4.18.'de görülmektedir.



Şekil 4.18. CH₄ konsantrasyonunun zamana göre değişimi

4.4. Ekonomik analiz

Araştırmada Sakarya'daki biyoreaktörlerin temsili olacak şekilde tasarlanan depolama alanları 10 hektarlık bir alana sahiptir ve 5 yıl işletilecek şekilde inşa edilmiştir. 10 hektarlık alan üzerinden anaerobik, hibrit ve kesikli aerobik sistemlerin ekonomik açıdan karşılaştırılması yapılmıştır. Sahanın hacmi 10 m derinlik olarak kabul edildiğinde:

$$V = 100000 \text{ m}^2 \times 10 \text{ m} = 1000000 \text{ m}^3 \text{ tür.}$$

Hacme bağlı olarak bir hücreye yerleştirilebilecek kütleli atık miktarı simüle reaktörlerin doldurulması esnasında hesaplanan yoğunluk ortalama 141 kg/m^3 olup, bu yoğunluk miktarı hesaba katıldığında;

$$1\ 000\ 000 \text{ m}^3 \times 141 \text{ kg/m}^3 = 141\ 000 \text{ ton}$$

Hücrenin işletme süresi 5 yıl olacağından, hücrenin doldurulma kapasitesi 5 yıl baz alınarak hesaplandığında;

$$141\ 000 \text{ ton} \times (1/5) (1/\text{yıl}) \times (1/52) (\text{yıl/hafta}) \times (1/7) (\text{hafta/gün}) = 77,47 \text{ ton/gün}$$

elde edilir.

Sızıntı suyu üretimi

Simule depo alanından meydana gelecek olan sızıntı suyu miktarının hesabı için su dengesi modeli kullanılmıştır. Bu metot, sızıntı suyunun miktarını belirleyebilmek için depo alanına giren suların toplanması ve depo alanından çıkan suların bunlardan çıkarılması esasına dayanmaktadır. Sızıntı suyu hesabı;

$$\text{Sızıntı Suyu} = P - \text{SR} - \text{SMS} - \text{AET}$$

$$P = \text{Yağış}$$

$$\text{SR} = \text{Yüzeysel akış}$$

SMS = Toprağın nem muhtevsındaki değişim

AET = Gerçek evatransparasyon (buharlaşma ve terleme)

Sakarya ilini temsil edecek şekilde kurulan depo alanı için, kullanıcak günlük örtünün eğimi %2 ve çimsiz kumlu toprak kullanılacaktır. Bu özelliklere denk olan günlük örtü yüzeysel akış sabiti 0,06 ile 0,14 arasındadır ve genellikle 0,1 kullanılmaktadır (Tchobanoglous, 1993). Tasarımda günlük örtü yüzeysel akış sabiti 0,1 seçilmiştir. Simule depo alanı için nihai örtü toprağı %2 eğimli ve çimli siltli toprak kullanılacaktır. Nihai örtü için kullanılan değer 0,17 ile 0,25 arasındadır ve genellikle 0,22 kullanılmaktadır. Bu araştırmada ise; nihai örtü için yüzeysel akış sabiti 0,22 seçilmiştir.

Tablo 4.3. Günlük örtüden sızan su miktarı

Aylar	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık mm/yıl
P	89.1	76.5	72.1	59.4	49.0	71.9	49.8	47.6	48.3	84.3	83.5	104.9	836.3
PET	0.0	0.0	0.0	83.8	119.6	150.9	168.7	148.0	100.4	62.4	52.7	46.5	933.0
C	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
R/O	8.9	7.7	7.2	5.9	4.9	7.2	5.0	4.8	4.8	8.4	8.3	10.5	83.6
I	80.2	68.9	64.9	53.5	44.1	64.7	44.8	42.9	43.4	75.9	75.1	94.4	752.7
I-PET	80.2	68.9	64.9	-30.3	-75.5	-86.2	-123.9	-105.1	-56.9	13.5	22.4	47.8	
APWL	0.0	0.0	0.0	-30.4	-105.9	-192.2	-316.1	-421.1	-478.1	0.0	0.0	0.0	
ST	100.0	100.0	100.0	73.1	33.6	13.8	3.9	1.3	0.7	100.0	100.0	100.0	
Dif ST	0.0	0.0	0.0	-26.9	-39.5	-19.8	-10.0	-2.5	-0.6	99.3	0.0	0.0	
AET	28.8	29.2	37.6	80.4	83.6	84.4	54.8	45.4	44.0	56.3	40.0	35.2	
PERC	51.4	39.7	27.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.1	59.2	212.7

Tablo 4.4. Nihai örtüden sızan su miktarı

Aylar	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık mm/yıl
P	89.1	76.5	72.1	59.4	49.0	71.9	49.8	47.6	48.3	84.3	83.5	104.9	836.3
PET	0.0	0.0	0.0	83.8	119.6	150.9	168.7	148.0	100.4	62.4	52.7	46.5	933.0
C	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	
R/O	19.6	16.8	15.9	13.1	10.8	15.8	11.0	10.5	10.6	18.5	18.4	23.1	184.0
I	69.5	59.7	56.2	46.4	38.2	56.0	38.8	37.2	37.7	65.7	65.1	81.8	652.4
I-PET	69.5	59.7	56.2	-37.4	-81.4	-94.8	-129.9	-110.8	-62.7	3.4	12.4	35.3	
APWL	0.0	0.0	0.0	-13.3	-94.7	-189.6	-319.5	-430.3	-493.0	0.0	0.0	0.0	
ST	100.0	100.0	100.0	87.1	60.1	30.3	10.8	3.9	2.6	100.0	100.0	100.0	
Dif ST	0.0	0.0	0.0	-12.9	-27.0	-29.8	-19.5	-6.9	-1.3	97.4	0.0	0.0	
AET	28.8	29.2	37.6	59.3	65.2	85.8	58.3	44.0	39.0	56.3	40.0	35.2	
PERC	40.7	30.5	18.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.1	46.6	161.5

Su dengesi modeline göre projelene sızıntı suyunun üretim miktarı 213 mm/yıl'dır. Simule depo sahasının yıllık sızıntı suyu üretim miktarının hesabı ise;

$$\text{Alan} = 10 \text{ ha} = 100\,000 \text{ m}^2$$

$$\text{Yıllık Sızıntı Suyu Üretimi} = 213 \text{ mm/yıl} \times (1\text{m}/1000 \text{ mm}) \times 100\,000 \text{ m}^2 = 21\,300 \text{ m}^3/\text{yıl}$$

5 yıllık periyotta (sahanın doldurulma süresi) toplam sızan su hacmi:

$$21300 \text{ m}^3/\text{yıl} \times 5 \text{ yıl} = 106\,500 \text{ m}^3$$

Saha kapatıldıktan sonra, yüzeysel sızma miktarı azalır. Saha kapatıldıktan sonra oluşan yıllık sızıntı suyu miktarı şu şekilde hesaplanabilir:

$$161,5 \text{ mm/yıl} \times (1\text{m}/1000 \text{ mm}) \times 100\,000 \text{ m}^2 = 16\,150 \text{ m}^3/\text{yıl}$$

$$30 \text{ yıl için oluşan sızıntı suyu miktarı} = 5 \text{ yıl} \times 21300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 25 \text{ yıl} \times 16150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 510\,250 \text{ m}^3$$

$$15 \text{ yıl için oluşan sızıntı suyu miktarı} = 5 \text{ yıl} \times 21.300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 10 \text{ yıl} \times 16150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 268\,000 \text{ m}^3$$

Biyoreaktör depo sahalarının tamamı çöple kaplanmadığı ilk yıllarda (1-2.yıl), sızıntı suyunun harici bir yerde depolanmasına gerek duyulur. Hesaplanan sızıntı suyu miktarına göre, bu projede gerekli deponun hacmi 2000 m³'tür.

Sızıntı suyu geri devir sistemi için yapılan ekonomik analiz, inşaat, işletme ve sızıntı suyu giderme işlemlerinin tamamını içermektedir. Sızıntı suyu geri devir maliyeti tipik olarak galon başına 0,01 \$ (2,65 \$ /m³)' a mal olmaktadır (Erses, 2008). Bunun yanında, Amerika'da bir depolama sahasında sızıntı suyunun dahili ve harici arıtımı için verilen maliyeti yaklaşık sırasıyla 24 \$/m³ ve 61 \$/m³ 'dür (Öztürk ve ark., 2010) ve saha dışında bulunan bir alıcı ortam/kanalizasyona

ulaştırılması için ödenecek tutar 2,05 \$/m³'dür (<https://www.sakaryasaski.gov.tr/icerik/detay.aspx?Id=157>). Klasik arıtma sistemleri ile arıtım maliyeti 5 \$/m³'tür (Akkaya, 2009).

Gaz Üretimi

Simule depo sahasının gaz üretim kapasitesinin hesabı, EPA'nın LandGEM programı ile yapılmıştır (US EPA, 1998). Modele ait eşitlik özetle aşağıdaki gibidir (Benson et al, 2007) :

$$Q_{CH_4} = W L_0 k e^{-kt}$$

Burada;

Q_{CH_4} = hesaplanan yıla ait yıllık metan üretimi, m³/yıl

W = yıllık kabul edilen atık kütlesi, ton/yıl

L_0 = ıslak atık kütlesi başına en yüksek CH₄ üretim oranı, m³/ton

K = metan üretim hız sabiti, yıl⁻¹

LandGEM tarafından kullanılan beş farklı k değeri tabloda görülmektedir. Kurak bölgelerde kurulan depo sahaları yılda 635 mm'den az yağış alan alanlardır. Varsayılan k değeri biyoreaktör depo sahalarında 0,7 yıl⁻¹'dir.

Tablo 4.5. Metan üretim hızı değerleri (k)

Varsayılan tip	Depo sahası tipi	k değeri yıl ⁻¹
CAA	Klasik	0,05
CAA	Kurak bölge	0,02
Inventory	Klasik	0,04
Inventory	Kurak bölge	0,02
Inventory	Nemli (Biyoreaktör)	0,7(varsayılan)

Giriş

Depo sahası karakteristiği

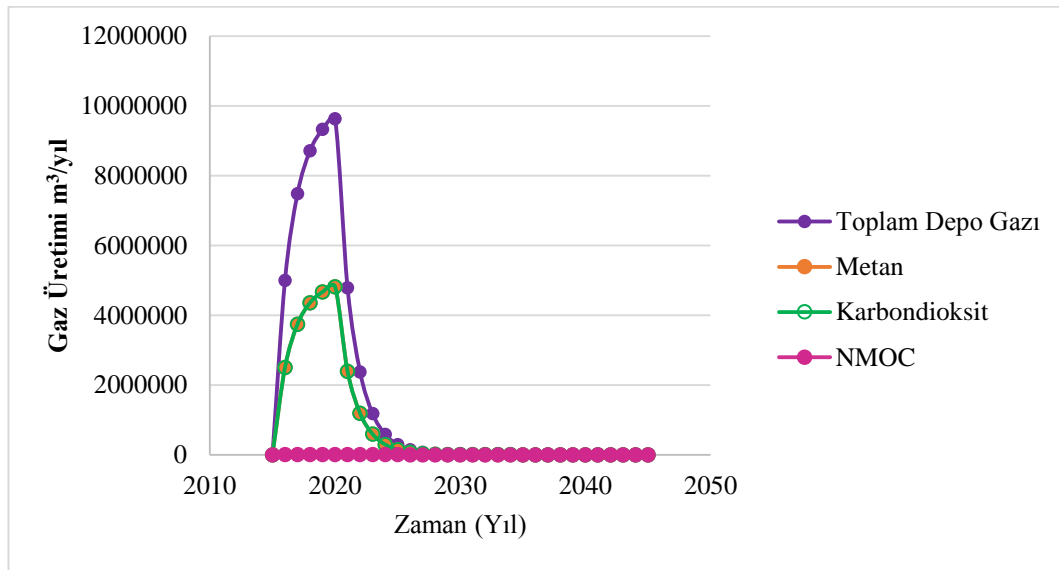
Depo sahasının çalışmaya başlama yılı 2015

Depo sahasının kapanacağı zaman (80 yıl limiti ile) 2019

Depo sahasının kapasitesi: 141 000 ton

MODEL PARAMETRELERİ

Metan Üretim Oranı, k	0,7 yıl ⁻¹
Potansiyel Metan Üretim Kapasitesi, Lo	170 m ³ /ton
NMOC Konsantrasyonu	600 ppmv hekzan
Metan Yüzdesi	50 %



Şekil 4.19. Gaz üretimi

İstatistikler:

49 637 474 m³ depo gazı 30 yılda

Toplam depo gazı

Ortalama: 1 654 582 m³/y En fazla: 9 627 710 m³/y (2020 yılında)

Metan - CH₄

Toplam: 24 818 737 m³/y Ortalama: 827 291,2 m³/y En fazla: 4 813 855 m³/y

Karbondioksit-CO₂

Toplam: 24 818 737 m³/y Ortalama: 827 291,2 m³/y En fazla: 4 813 855,207 m³/y

NMOC

Toplam: 29 782,48 m³/y Ortalama: 992,7 m³/y En fazla: 5776,6 m³/y

Saf metanın ısıl değeri standart sıcaklık ve basınçta yaklaşık metreküp başına 37 milyon joule dür (MJ/m³). Depo gazı yüzde 50 metan içeriğine sahiptir ve dolayısıyla depo gazının ısıl değeri saf metanın ısıl değerinin yüzde ellisi yani yaklaşık 18,5 MJ/m³'tür (Erses, 2008).

Metandan üretilen elektrik enerjisi aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanabilir:

Üretilen Elektrik (kWh) = [Geri kazanılan gaz (m³) x Gazın ısıl değeri (MJ/m³)] / Jeneratörün Isı Oranı (MJ/kWh)

Jeneratörün ısıl oranı kullanılan teknolojiye göre değişiklik gösterir ama yaklaşık 11,6 MJ/kWh olarak kabul edilebilir ve bu değer yanma türbinleri için uygundur. Bu değer kullanılarak örnek bir potansiyel elektrik üretim hesabı yapılırsa:

1 654 582 m³/yıl = 189 m³/saat

189 m³/saat x 18,5 MJ/m³ / 11,6 MJ/kWh = 301 kWh

Ortalama 10 m derinlikte depo sahası için, kurulum maliyeti hektar başına 20000 - 40000 \$'dır. Yatırım maliyeti büyük oranda izleme ve kontrol sistemlerinin kapsamına ve çıkarılan depo gazının hacmine bağlıdır. Depo gazı emme sistemlerinin maliyeti ise çıkarılan gaz hacmi başına 100 - 450 \$/ m³ - saattir. Ortalama 10 m derinliğe sahip depolama sahası için yatırım maliyeti hektar başına

10.000 - 45000 \$'dır. Gaz motorlarının ilk yatırım maliyetleri kullanılacak güç jeneratörlerinin gelişmişliğine bağlıdır ve 850 - 1200 \$/kW'dır ve yatırım maliyeti 200000 - 600000 \$'dır (Erses, 2008).

Hava Enjeksiyon Sistemleri:

Powell ve Townsend, (2004) Kuzey Florida' da depolama sahasından faydalanarak basınçlı hava üfleyicilerin kurulum maliyetini hesaplamışlardır. Anaerobik ve aerobik biyoreaktör işletme için gerekli tahmini enerji maliyetleri basınçlı hava üfleyicilerin beygir gücü (kW) ve elektrik fiyatları üzerinden yapılmıştır. Hesaplarda 1500 standart feet küplük anaerobik gaz çıkaran pompa 50000 \$ ve 750 standart feet küplük pozitif yer değiştiricili hava enjeksiyon pompası 125 000 \$ kabul edilmiştir. Ayrıca kullanılan basınçlı hava üfleyiciler depo gazı emme sistemlerine göre 5 kat daha pahalıdır (Erses, 2008).

Kapama ve Kapama Sonrası Bakım Maliyetleri:

Ohio üniversitesince yapılan araştırmaya göre Ohio'da katı atık düzenli depo sahasının ortalama kapama maliyeti 165708 \$/hektar (67112 \$/acre) olarak hesaplanmıştır (Read, 2001a).

Depo sahası için sahanın kapatılmasından sonrasında bakım maliyetleri yer altı suyu izleme için 2000 \$ ha/yıl, depo gazı izleme için 750 \$ ha /yıl sızıntı suyu görüntüleme 750 \$ ha /yıl, yüzeysel suların izlenmesi için 600 \$ ha/yıl ve sahanın nihai örtüsü ve yeşillendirilmesi için 10 000 \$ ha/yıl'dır (Erses, 2008). Nihai bakım maliyetleri sızıntı suyu, depo gazı ve havalandırma maliyetlerini içermez. Bu maliyetler işletme ve bakım maliyetleridir.

Aşağıda verilen senaryolar, çalışmada kullanılan biyoreaktör sistemlerine göre geliştirilmiştir.

- 1- Anaerobik Biyoreaktör Sistem; Sahanın Kapatılmasından Sonra 25 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda depo sahası anaerobik koşullar altında işletilmekte ve sahada oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemiyle toplanıp bir depoda biriktirilmektedir. Toplanan sızıntı suyu bir pompa aracılığıyla tekrar saha içine geri devrettirilmektedir. Geri devir işlemi, 5 yıl sahanın doldurulması sırasında 25 yıl saha kapandıktan sonra toplamda 30 yıl süre ile gerçekleştirilmektedir. Toplanan sızıntı suyunun gaz üretim potansiyeline göre 10 yıllık geri devir işlemi boyunca stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bununla birlikte sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ek bir arıtıma ihtiyaç duyulmamaktadır. Uzaklaştırma maliyetleri olarak kabul 2,05 \$/m³ edilmektedir.

Sızıntı Suyu Yönetimi:

$$\text{Sızıntı suyu üretimi} = 5 \text{ yıl} \times 21300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 25 \text{ yıl} \times 16150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 510 250 \text{ m}^3$$

%5 Anaerobik reaktör için sızıntı suyu kaybı ile;

$$\text{Sızıntı suyu geri devir maliyeti: } 484737,5 \text{ m}^3 \times 2,65 \text{ \$/m}^3 = 1 284 554,4 \text{ \$}$$

$$\text{Sızıntı suyu arıtım maliyeti} = 177 887,5 \text{ m}^3 \times 61 \text{ \$/m}^3 = 10 851 137,5 \text{ \$}$$

$$\text{Sızıntı suyu uzaklaştırma maliyeti: } 306 850 \text{ m}^3 \times 2,05 \text{ \$/m}^3 = 629 042,5 \text{ \$}$$

Depo Gazı Yönetimi:

İnşaat masrafları;

Depo gazı çıkarma sistemi (Depo gazı toplama ve emme sistemi) + Depo gazı kullanma sistemi =

$$= 20 000\$/\text{ha} \times 10 \text{ ha} + 10 000\$/\text{ha} \times 10 \text{ ha} + 850\$/\text{kW} \times 301 \text{ kW} = 555 850 \text{ \$}$$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 30 yıl boyunca her yıl %10,23 zamlarla (<http://www.tcmb.gov.tr/>) = 9 550 947 \\$

Gaz geri kazanımından elde edilen gelir:

$$0,04 \text{ \$/kWh} \times 301 \text{ kWh} \times 24 \text{ s/gün} \times 365 \text{ gün/yıl} \times 30 \text{ yıl} = 3 \ 164 \ 112 \ \$$$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri:

$$\begin{aligned} & 165 \ 708 \ \$ / \text{ha} \times 10 \ \text{ha} + [2000 \ \$ \ \text{ha/yıl} \times 10 \ \text{ha} \times 25 \ \text{yıl} + 750 \ \$ \ \text{ha/yıl} \times 10 \ \text{ha} \times 25 \\ & \text{yıl} + 750 \ \$ \ \text{ha/yıl} \times 10 \ \text{ha} \times 25 \ \text{yıl} + 600 \ \$ \ \text{ha/yıl} \times 10 \ \text{ha} \times 25 \ \text{yıl} + 10 \ 000 \ \$ \ \text{ha/yıl} \\ & \times 10 \ \text{ha} \times 25 \ \text{yıl}] = \\ & = 1 \ 657 \ 080 \ \$ + 500 \ 000 \ \$ + 187 \ 500 \ \$ + 187 \ 500 \ \$ + 150 \ 000 \ \$ + 2 \ 500 \ 000 \ \$ = \\ & = 5 \ 182 \ 000 \ \$ \end{aligned}$$

2- Hibrit (Anaerobik-Aerobik) Biyoreaktör Sistemi; Sahanın Kapatılmasından Sonra 25 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda depo sahası başlangıçta 2015 - 2035 yılları arasında 20 yıl süre için anaerobik olarak işletilecek ardından 10 yıl için aerobik şartlarda işletilmeye devam edilecektir. Oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir depoda biriktirilecek ve toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilecektir. Geri devir işlemi 30 yıl boyunca devam edecektir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 25 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun gaz üretim potansiyeline göre on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtıma ihtiyaç duyulmamaktadır.

Sızıntı Suyu Yönetimi

$$\text{Sızıntı suyu üretimi} = 5 \ \text{yıl} \times 21 \ 300 \ \text{m}^3/\text{yıl} + 25 \ \text{yıl} \times 16 \ 150 \ \text{m}^3/\text{yıl} = 510 \ 250 \ \text{m}^3$$

%6 Hibrit biyoreaktör için sızıntı suyu kaybıyla;

Sızıntı suyu geri devir maliyeti: $479\,635\text{ m}^3 \times 2,65\text{ \$ / m}^3 = 1\,271\,032,75\text{ \$}$

Sızıntı suyu arıtım maliyeti = $176\,015\text{ m}^3 \times 61\text{ \$ / m}^3 = 10\,736\,915\text{ \$}$

Sızıntı suyu uzaklaştırma maliyeti: $303\,620\text{ m}^3 \times 2,05\text{ \$ / m}^3 = 622\,421\text{ \$}$

Depo gazı yönetimi:

İnşaat masrafları; Depo gazı çıkarma sistemi (Depo gazı toplama ve emme sistemi)

+ Depo gazı kullanma sistemi =

= $20.000\text{ \$/ha} \times 10\text{ha} + 10.000\text{ \$/ha} \times 10\text{ha} + 850\text{ \$/kW} \times 301\text{kW} = 555\,850\text{ \$}$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 20 yıl boyunca her yıl %10,23 zamla (<http://www.tcmb.gov.tr/>) = $3\,267\,991\text{ \$}$

Gaz geri kazanımından elde edilen gelir:

$0.04\text{ \$/kWh} \times 301\text{ kWh} \times 24\text{ saat/gün} \times 365\text{ gün/yıl} \times 20\text{ yıl} = 2\,109\,408\text{ \$}$

Havalandırma:

İnşaat Masrafları; Hava pompası = $(10000\text{ \$/ha} \times 10\text{ha}) \times 5 = 500\,000\text{ \$}$

İşletme ve bakım maliyetleri:

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 10 yıl boyunca her yıl %10,23 zamla $805\,713\text{ \$}$ 'dir.

Günlük ve nihai örtü maliyetleri:

$$165\,708 \text{ \$/ha} \times 10 \text{ ha} + [2000 \text{ \$ ha/yıl} \times 10 \text{ ha} \times 25 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} \times 10 \text{ ha} \times 25 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} \times 10 \text{ ha} \times 25 \text{ yıl} + 600 \text{ \$ ha/yıl} \times 10 \text{ ha} \times 25 \text{ yıl} + 10\,000 \text{ \$ ha/yıl} \times 10 \text{ ha} \times 25 \text{ yıl}] =$$

$$= 1\,657\,080 \text{ \$} + 500\,000 \text{ \$} + 187\,500 \text{ \$} + 187\,500 \text{ \$} + 150\,000 \text{ \$} + 2\,500\,000 \text{ \$} =$$

$$= 5\,182\,000 \text{ \$}$$

3- Kesikli Havalandırmalı Biyoreaktör Sistemi; Sahanın Kapatılmasından Sonra 15 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda, depo sahası 20 yıl süreyle kesikli hava verilerek işletilecektir ve sahada oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir depoda biriktirilecek ve toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilecektir. Geri devir işlemi 20 yıl boyunca devam edecektir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 15 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtmaya ihtiyaç duyulmamaktadır.

$$\text{Sızıntı suyu üretimi} = 5 \text{ yıl} \times 21\,300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 15 \text{ yıl} \times 16\,150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 348\,750 \text{ m}^3$$

%2 Aerobik biyoreaktör için sızıntı suyu kaybı ile;

$$\text{Sızıntı suyu geri devir maliyeti: } 279\,000 \text{ m}^3 \times 2,65 \text{ \$/ m}^3 = 739\,350 \text{ \$}$$

$$\text{Sızıntı suyu arıtım maliyeti} = 149\,800 \text{ m}^3 \times 61 \text{ \$/ m}^3 = 9\,137\,800 \text{ \$}$$

$$\text{Sızıntı suyu uzaklaştırma maliyeti: } 129\,200 \text{ m}^3 \times 2,05 \text{ \$/m}^3 = 264\,860 \text{ \$}$$

Havalandırma:

İnşaat masrafları; toplama sistemi + havalandırma =

$$= 20\,000 \text{ \$/ha} \times 10 \text{ ha} + (10\,000 \text{ \$/ha} \times 10 \text{ ha}) \times 5 = 700\,000 \text{ \$}$$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 20 yıl boyunca her yıl %10,23 zamlı = 4 115 487 \$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri:

$$(165\,708\ \$ /ha \times 10\ ha + [2.000\ \$\ ha/yıl \times 10\ ha \times 15\ yıl + 750\ \$\ ha/yıl \times 10\ ha \times 15\ yıl + 750\ \$\ ha/yıl \times 10\ ha \times 15\ yıl + 600\ \$\ ha/yıl \times 10\ ha \times 15\ yıl + 10\,000\ \$\ ha/yıl \times 10\ ha \times 15\ yıl]) =$$

$$= 1\,657\,080\ \$ + 300\,000\ \$ + 112\,500\ \$ + 112\,500\ \$ + 90\,000\ \$ + 1\,500\,000\ \$ =$$

$$= 3\,772\,080\ \$$$

Tablo 4.6. Biyoreaktör düzenli depolama fiyatları karşılaştırması

		AnR	HR	KR
Sızıntı Suyu Yönetimi (İnsaa, İşletme ve Bakım)		12 764 734,4 \$	12 630 368,75 \$	10 142 010 \$
İlk Yatırım Fiyatı	Gaz Yönetimi	555 850 \$	555 850 \$	
	Havalandırma		500 000 \$	700 000 \$
İşletme Fiyatı		9 550 947 \$	4 073 704 \$	4 115 487 \$
Kapama ve Sonrası Bakım Fiyatı		5 182 000 \$	5 182 000 \$	3 772 080 \$
Ara Toplam		28 053 531,4 \$	22 941 922,75 \$	18 729 577 \$
Gelir		3 164 112 \$	2 109 408 \$	
Toplam		24 889 419,4 \$	20 832 514,75 \$	18 729 577 \$

Tablodan görüldüğü kesikli aerobik düzenli depolama sistemi diğer biyoreaktörlere göre daha ekonomiktir. Sızıntı suyu yönetimi fiyatı bu düzenli depolama için 10 142 010 \$'dır. Sızıntı suyu, havalandırma dolayısı ile hacim olarak azaldığından arıtma fiyatı azalmıştır. Ayrıca, atıklar aerobik ayrışmada daha kısa sürede stabilize olduğundan işletme, kapama ve bakım masrafları da azalmıştır.

BÖLÜM 5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Çalışma kapsamında katı atık düzenli depolama alanlarında anaerobik ayrışma ve daha kısa süre içinde etkin bertarafı ve ekonomik olması adına kesikli havalandırma ve hibrit (anaerobik – aerobik) metotlar üzerine çalışılmıştır. Sızıntı suyu geri devrinin bozunma üzerindeki olumlu etkilerinden dolayı tüm reaktörler geri devirli olarak işletilmiş ve katı atıkların işletme boyunca bozunma esnasındaki değişikliklerini incelemek için 50 cm yükseklik, 30 cm çap ve 35 L'lik 3 adet biyoreaktör kullanılmıştır. Herbir biyoreaktöre eşit olacak şekilde 5 kg olarak atıklar yüklenmiştir. Kesikli havalı biyoreaktör 243 gün ve diğer biyoreaktörler (hibrit ve anaerobik) 1004 gün boyunca işletilerek sızıntı suyu üzerinde laboratuvar ortamında aralıklı olarak kimyasal analizler yapılmıştır. Bu analizler pH, alkalinite, yükseltgenme – indirgenme potansiyeli, iletkenlik, toplam çözünmüş katı madde, klorür, KOİ, BOİ, amonyak, nitrat, ortofosfat, sülfat ve sülfür olarak sıralanabilir. Tüm sonuçlar şu şekilde özetlenebilir:

Reaktörlerdeki ilk ölçülen pH değerleri 6,10 civarındadır ve anaerobik ve hibrit reaktörlerde 65 gün boyunca azalma gözlenirken ortamın asidik olmasına rağmen kesikli reaktörde 25. günden sonra verilen hava pH değerlerini etkilemiş ve hızla artarak 7 ile 7,7 arasında ölçülmüştür. Anaerobik koşullardaki reaktörlerde ise 65. günden sonra artış gözlenmiş ancak ortalama 6,10 civarında seyretmiştir. Ortamın metan fazına geçemediği sonucuna varılarak anaerobik ve hibrit reaktörlere (tamponlama yetersiz kaldığında, konsantrasyonlarda değişiklik yapılmasıyla birlikte) NaHCO₃ ilavesi yapılmıştır. Karbonat eklenmesine karşılık istenilen pH değerlerine ulaşılmıştır. Ancak ölçümler yapıldığında metan üretimi sonuçlarına ulaşamadığından anaerobik olarak işletilen reaktörlere bakteri ilavesi için 511. ve 654. günlerde anaerobik çamur eklenmiştir. Hibrit biyoreaktörün anaerobik

durumdan aerobik duruma geçildiği safhadan sonra aerobik koşulların pH değerleri etkilemediği gözlenmiş ve anaerobik reaktör ile arasında belirgin fark meydana gelmemiştir.

Yağ asitlerinin birikimi sonucu pH değerlerinin düşük olması düşüncesiyle anaerobik olarak işletilen reaktörlere 314. günde eklenmeye başlanan alkalinite (NaHCO_3) ile birlikte, grafiğe bakıldığında alkalinite konsantrasyonlarının değişiklik göstermediği görülmektedir. Buna bağlı olarak pH yükselmesinde yetersiz olduğu görülmektedir. Dolayısıyla konsantrasyon artırılmış ve 60 g/L olarak eklenmeye başlamıştır. Bu konsantrasyonla birlikte alkalinite değerlerinde artışlar görülmüştür. Anaerobik ve hibrit reaktör arasında belirgin farklılıklar olmamıştır. Diğer reaktörlere kıyasla daha çabuk stabilize olan kesikli havalı olarak işletilen reaktörde pH değerlerine bağlı olarak 54. günden sonra azalma meydana gelmiştir.

Kesikli havalı reaktördeki ayrışma daha hızlı gerçekleştiğinden ORP değerleri daha düşüktür. Anaerobik ve hibrit reaktörlere alkalinite ve çamur ilaveleri sonucu artan eğilimi gösteren ORP değerleri bu zamanlardan sonra düşüş göstermiş ve hibrit reaktöre verilmeye başlanan hava ile birlikte anaerobik reaktörden farklı eğilim meydana gelerek artmıştır. Anaerobik ve hibrit reaktörlerde sırasıyla – 50 ile –100 ve 0 ile – 60 arasındaki ORP değerleri; reaktörlerde asidojenik fazdan metanojenik faza geçilemediğini işaret etmektedir.

Reaktörlerdeki iletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde parametrelerinde deney süresince aynı eğilim gözlenmiştir. İlk 65 gün boyunca artış gözlenirken 65. günden sonra organik maddelerin bozunmasından dolayı azalma meydana gelmiştir. Kesikli havalı reaktöre verilen hava sebebiyle daha hızlı düşüşler meydana gelmiş ve anaerobik ve hibrit reaktöre eklenen alkalinite ve anaerobik çamur sonucunda her iki parametrede de paralel artışlar gözlenmiştir. Hibrit reaktöre verilen hava sonucunda anaerobik reaktöre kıyasla biraz daha düşük değerler elde edilmiştir. Anaerobik, hibrit ve kesikli havalı reaktör için sırasıyla %23, %40 ve %50 iletkenlik değerlerinde azalma hesaplanmıştır. Toplam çözünmüş katı madde değerlerinde ise sırasıyla %32, %49 ve %56 azalma hesaplanmıştır.

Klorür, seyrelme etkisinin tahmini için yapılmış bir parametredir. İlk başlarda klorür konsantrasyonları sızıntı suyu geri devri neticesinde seyrelmemiş ancak haftalık olarak yağmur suyuna eşdeğer olan su ilavesi klorür konsantrasyonlarını etkilemiş ve azalma eğilimi oluşmaya başlamıştır. Her üç reaktördeki azalma eğilimleri aynı seyrederken anaerobik ve hibrit reaktörlerin işletme süreleri fazla olması sebebiyle daha fazla su ilavesi yapılmış olup, buna bağlı olarak konsantrasyonlarında daha fazla düşüş meydana gelmiştir. Klorür azalması anaerobik, hibrit ve kesikli havalı reaktörde sırasıyla %85, %85 ve %50'dir.

Tüm reaktörlerdeki ölçülen KOİ konsantrasyonları yaklaşık 10000 mg/L olarak ölçülürken katı atıktan sızıntı suyuna kompleks organiklerin geçişinden dolayı ilk başta artış eğilimi göstermiştir. Anaerobik ve hibrit reaktörlerdeki KOİ konsantrasyonları 74. günden sonra en yüksek değerlerine ulaşarak 45000 mg/L'ye kadar çıkmış olup 114. günden sonra azalmaya başlamıştır. Hibrit reaktöre 542. günde verilmeye başlanan hava ile birlikte bu azalma eğilimine bakıldığında anaerobik reaktöre göre hibrit reaktörde KOİ konsantrasyonları daha çabuk düşüşler meydana gelmiş ve yavaşça 3185 mg/L'ye düşmüştür. Hibrit depolama ile anaerobik ayrışma esnasında biyolojik olarak kolay ayrışabilen organikler anaerobik ortamda stabilize edilip daha sonra havalandırma ile daha zor ayrışabilen maddelerin ayrışmasına yardımcı olmuştur. Kesikli havalı reaktörün KOİ konsantrasyonlarına bakıldığında ilk 38 gün yükselme ve 38. günden sonra ise hızlı bir düşüş görülmüştür. En yüksek KOİ değeri ise 29800 mg/L ölçülmüş ve verilen hava neticesinde önemli bir azalma meydana gelmiş 396 mg/L'ye kadar düşmüştür. Kesikli havalı reaktörde, diğer reaktörlere göre KOİ giderimi 4 kat daha hızlı olmuştur. İşletme sonunda anaerobik, hibrit ve kesikli havalı reaktörlerdeki KOİ giderimleri sırasıyla %84, %92 ve %98'dir. Havalandırma organik maddenin biyolojik olarak daha hızlı ayrışmasını sağlamıştır. Tüm bu sonuçlara göre aerobik ayrışmanın anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmektedir. Dolayısıyla aerobik ortamda stabilizasyon süresi büyük ölçüde azalmaktadır.

Anaerobik ve hibrit reaktörlerdeki 6. gün sonundaki BOİ konsantrasyonları sırasıyla 7530 mg/L ve 6000 mg/L olup en yüksek değerlere 61. günde ulaşılarak sırasıyla

29880 mg/L ve 25380 mg/L ölçülmüştür. Daha sonra azalmalar başlamıştır ve durağanlaşmaya başlayan BOİ konsantrasyonları anaerobik çamur ilaveleri sonucuna bağlı olarak artma eğilimine geçmiştir. Son sızıntı suyunda ölçülen anaerobik reaktördeki BOİ konsantrasyonu, hibrit reaktöre verilen hava nedeniyle daha yüksektir. Kesikli havalı reaktördeki 6. gün sonundaki BOİ konsantrasyonu 2800 mg/L'dir. En yüksek BOİ konsantrasyonuna 27. günde ulaşan (11070 mg/L) kesikli havalı reaktörün 245. gün sonunda ölçülen değeri 20 mg/L'dir. Bu verilere göre aerobik ortamdaki atıkların ayrışması anaerobik ortamdaki atıkların ayrışmasına oranla daha hızlı gerçekleşmektedir. Aerobik ve anaerobik mikroorganizmalar tarafından yüksek oranda BOİ kullanıldığından dolayı tüm reaktörlerde yüksek oranda BOİ giderilmiştir. Anaerobik, hibrit ve kesikli havalı reaktördeki giderilme oranı sırasıyla %90, %94 ve %99,81'dir.

BOİ/KOİ oranı anaerobik ve hibrit reaktörde genel itibariyle 0,4'ün üzerinde seyretmiştir. Bu oran parçalanmanın iyi gerçekleşmediğini göstermektedir. Ancak kesikli havalı reaktördeki BOİ/KOİ oranı 96. günden sonra 0,4'ün altına düşmüş ve azalma eğilimi ile devam ederek 245. günde 0,05 ile sonlamıştır. Buna bağlı olarak kesikli havalı reaktörün stabilize olduğu görülmektedir.

Atıkların ayrışması ile azotlu organik bileşiklerin parçalanması sonucu reaktörlerdeki NH_4 konsantrasyonları hızlı bir artış meydana gelmiş ve anaerobik, hibrit kesikli havalı reaktörlerde sırasıyla 948, 1063 ve 997 mg/L olarak en yüksek değerleri ölçülmüştür. Sonuçlara bakıldığında tüm reaktörlerdeki NH_4 konsantrasyonları 1500 mg/L'yi aşmadığından dolayı NH_4 'ün bakteriler üzerinde toksik etki yaratmamış olduğu görülmektedir. Amonyak azotu kesikli havalı reaktörde daha hızlı artmış olup en yüksek değerine daha hızlı ulaşmıştır ve daha hızlı azalmıştır. 245 gün işletilen kesikli havalı reaktörde 238. günden sonra NH_4 %100 oranında uzaklaştırılmıştır. 1004 gün boyunca işletilen anaerobik ve hibrit reaktörlerin son konsantrasyonları ise 120 mg/L ve 44 mg/L olarak tespit edilmiştir. Elde edilen verilere göre havanın, NH_4 'ü sızıntı suyundan uzaklaştırdığı görülmektedir. Aerobik ortamda NH_4 'ün daha düşük olmasının sebebi oksijendir. Ortamda oksijen olması sebebiyle amonyak nitrifikasyonla nitrate dönüşmektedir. Tüm reaktörlerdeki NO_3 konsantrasyonları

çalışma genelinde 14 mg/L altındadır.

Anaerobik ve aerobik reaktörlerde PO_4 konsantrasyonları ilk 30 gün içinde yükselme eğiliminde olmuş ve en yüksek sırasıyla 51,7 ve 41,6 mg/L olarak ölçülmüştür. Fosfor içeren organik maddelerin ayrışması sonucunda ortofosfat konsantrasyonları zamanla azalarak sırasıyla 6,3 ve 3,4 mg/L'ye kadar düşmüştür. Kesikli havalı reaktörde ise en yüksek değere daha çabuk ulaşmış olup 25 mg/L ölçülmüş ve 3,8 mg/L'ye kadar düşmüştür.

Anaerobik ve hibrit reaktörlerde SO_4 değerleri işletme boyunca aynı eğilimi göstermiştir. En yüksek konsantrasyonları 47. günde sırasıyla 415 ve 475 mg/L olarak ölçülmüştür. Ardından azalmaya başlayan SO_4 konsantrasyonları reaktörlere ilave edilen alkalinite ve anaerobik çamur sebebiyle değişiklik göstererek artmış daha sonra azalmaya başlamıştır ve çalışma sonunda sırasıyla 25 mg/L ve <25 mg/L'ye kadar düşmüştür. S^{2-} ise bu reaktörlere alkalinite ve anaerobik çamur ilavelerinden sonra iki kat artmıştır. Kesikli havalı reaktör de diğer reaktörler gibi 47. günde en yüksek konsantrasyona (410 mg/L) ulaşmıştır ve bu günden anaerobik ve hibrit reaktörden daha hızlı düşerek en son 55 mg/L ölçülmüştür. S^{2-} konsantrasyonu ise ilk günkü değeri en yüksek değer olan 4,2 mg/L, 245. gün ise 0,1 mg/L ölçülmüştür. Anaerobik reaktörlere kıyasla kesikli havalı reaktöre verilen hava gün boyu olmasada verilen hava neticesinde aerobik ortam oluşturulmasından dolayı daha hızlı ayrışmanın gerçekleşmesi bu durumu açıklamaktadır.

Katı atıklarda yapılan ağır metal analiz sonuçlarına göre kesikli havalı reaktörde havalandırmanın etkisi görülmüş olup daha düşük konsantrasyonlar ölçülmüştür. Toprak Kirliliğinin Kontrolü ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik'e göre kirleticilerin yeraltı suyuna taşınması ve yeraltı suyu içilmesi sınır değerlerini sağlamaktadır.

AnR ve HR'nin gaz kompozisyonunun ölçüldüğü zaman aralığında her iki reaktöründe aynı şartlar altında çalıştırılmasından dolayı gaz kompozisyonu birbirine benzerdir. Anaerobik durumlarda olmasına rağmen metan ölçülemediği. Ancak KR'nin kesikli

olarak havalandırılmasına rağmen metan ölçülmüş olup en yüksek %3,4 miktarında ölçülmüştür. 1004 gün işletilen AnR ve HR'nin en son sırasıyla 462 ve 542. günde ölçümleri alınmıştır. 462. günde sırasıyla en son ölçülen gaz kompozisyonu CO₂ %29,2 – %38,6, O₂ %0,2 – %0,2, CH₄ %0,2 – %0,2, H₂S %29 – %39, CO %389 – %1519 şeklindedir. KR'de çalışmanın 64. gün itibariyle reaktöre hava verilmesi sebebiyle H₂S ölçülemediği görülmüştür.

Atık hacmini azalması, düzenli depolama alanlarında daha fazla atık depolanarak yerleşme alanının daha çabuk dolmaması yönünden önemlidir. Anaerobik, hibrit ve kesikli havalı reaktörün çöken çöp yükseliği sırasıyla 17 cm, 13 cm ve 14 cm dir. Aerobik bozunmanın anaerobik bozunmaya göre daha yüksek olduğu bilinmektedir. Bu sonuçlara göre anaerobik reaktörün çökme oranının yüksek olmasının sebebi reaktör tasarımında reaktör içine yerleştirilmeyen spiral deliklere sahip bakır borunun olmaması sebep gösterilebilir. Atığın parçalanarak reaktörlere sıkıştırıp koyulması ve sonuç olarakta atıklar arasındaki boşlukların azaltılması atık hacminin azalmasına sebep olmuştur.

Ekonomik analize göre hava stabilizasyon süresi ve arıtılacak atık su miktarını azalttığından, aerobik prosesin anaerobik reaktöre göre daha ekonomik olduğu ortaya çıkmıştır.

Sonuç olarak düzenli olarak kısmi hava verilerek işletilen reaktörde diğer reaktörlere kıyasla sızıntı suyu kirlilik yükü daha hızlı giderilmiştir. Hibrit (havasız – havalı) reaktörde başlangıçta anaerobik reaktörle aynı koşullar sağlanmış ve tüm değerler aynı eğilimde devam etmiştir. Fakat hibrit reaktöre hava verme aşamasından sonra anaerobik reaktöre göre az da olsa farklılıklar gözlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Acun, S. 2014. Entegre katı atık yönetiminde biyoreaktör depolama alanı yaklaşımı - İstanbul örneği, Cumhuriyet Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Adar, E. 2013. Katı atık düzenli depo sahalarında alternatif taban sistemlerinden sızıntı suyu kirleticilerinin geçişinin incelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Ağdağ, N.O., Sponza, D., T., 2004. "Effect of Aeration on the Performance of a Simulated Landfilling Reactor Stabilizing Municipal Solid Wastes", Journal of Environmental Science and Health, Part A, 39:11-12, 2955-2972.
- Ağdağ, N.O., Sponza, D., T., 2004. "Katı Atıkların Simüle Biyoreaktörlerde Ayrışmasını Etkileyen Faktörler: "Katı Atıkların Sıkıştırılması ve Parçalanması"", DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi, 6 (3), 83-95.
- Akkaya, E. 2009. Sızıntı sularının havasız çamur yataklı reaktör ve mikrofiltrasyonlu biyoreaktör sistemi ile arıtılabilirliğinin araştırılması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Çevre Teknolojisi Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Akyıldız, M. H. 2011. Katı atık düzenli depolama alanlarında taban geçirimsizliğine etki eden parametrelerin araştırılması. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İnşaat Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Akpınar, N. 2006. Kentsel katı atıklardan enerji üretimi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Enerji Enstitüsü, Enerji Bilimi ve Teknolojileri, Yüksek Lisans Tezi.
- Alabaş, E. 2012. Anamur ilçesi katı atıklara uygulanan işlemler ve alternatif yöntem geliştirme. Mersin Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Alkaabi, S., Geel, P.J.V., Warith, M.A. 2009. "Effect Of Saline Water And Sludge Addition On Biodegradation Of Municipal Solid Waste In Bioreactor Landfills", Waste Management & Research, 27, 59-69.

- Alver, A. 2012. Aksaray ili düzenli depolama sahası sızıntı suyu karakterizasyonu ve elektrokimyasal arıtılabilirliği. Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği Ambalaj Bilgi Sistemi Kullanımı, 2016. BİLECİK. <https://www.csb.gov.tr/db/bilecik/webmenu/webmenu57088.pdf>., Erişim Tarihi: 10.07.2017.
- Andreottola, G., Cannas, P., (1992), “Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate”, In: Landfilling of Waste: Leachate, Editors: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R., Chapman & Hall.
- Apaydın, S. 2007. Katı atık depolama sahası genç sızıntı sularının kimyasal ön arıtımı. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Aras, P. 2016. Artvin (Merkez) Entegre Katı Atık Yönetimi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Aydın, A. 2013. Türkiye’de depo gazından enerji yönetimi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Aynur, E. 2011. İstanbul’da oluşan kentsel katı atıklar için yakma ve gazlaştırma sistemlerinin karşılaştırmalı analizi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Bagchi, A., (2004). Design of Landfill and Integrated Solid Waste Management, Third Edition, John Wiley & Sons.
- Balahorli, V. 2011. Düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının membrane biyoreaktör ve nanofiltrasyon teknolojisi ile arıtımı. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Battal, E.R. 2011. Entegre katı atık yönetimi Türkiye uygulaması, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioglu, S., 2005. Disposal of Solid Waste in Istanbul and Along the Black Sea Coast of Turkey, Waste Management, 25, 847–855
- Bernreuter, J. ve Stessel, R.I. (1999), “A review of aerobic biocell research and technology. White Paper submitted to Biological Processes Subcommittee of SWANA”, Earth and Environmental Engineering, Columbia University, New York, NY, 10027.

- Bilgili, M.S. 2002. Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörlerin Belirlenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Bilgili, M.S. 2006. Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Bilgili, M.S., Demir, A., Özkaya, B. 2007. "Influence of Leachate Recirculation on Aerobic and Anaerobic Decomposition of Solid Wastes", *Journal of Hazardous Materials* 143, 177-183.
- Borglin, S.E., Hazen, T.C., Oldenburg, C.M. ve Zawislanski, P.T., (2004), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste", *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 54: 815–822.
- Büyükbektaş, F., Varınca, K.B., 2008, Entegre Atık Yönetimi Kavramı ve AB Uyum Sürecinde Atık Çerçeve Yönetmeliği, Üniversite öğrencileri III. Çevre Sorunları Kongre Kitabı, Tübitak, İstanbul, 73-82.
- Campman, C., Yates, A. 2002. "Bioreactor Landfills: An idea whose time has come", *MSW Management*, <https://foresternetwork.com/>.
- Cankurt Yiğit, S.İ. 2015. Katı atık düzenli depolama alanlarında gaz oluşumu ve enerji eldesi. Uludağ Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Chong, T.L., Matsufuji, Y., Hassan, M.N., 2005. Implementation Of The Semi-Aerobic Landfill System (Fukuoka Method) In Developing Countries: A Malaysia Cost Analysis, *Waste Management*, 25, 702-711.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P. 1989. "Basic Biochemical Processes in Landfills, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact", eds: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P.A., Lindhardt, B. 1996. "Gas Generating Processes in Landfills", In Christensen, T.H. Cossu, R. and Stegman, R. (Eds), *Landfilling of Waste: Biogas*, E and FN Spon, London.UK.
- Cossu, R., ve Rossetti, D. 2003. "Pilot Scale Experiences with Sustainable Landfilling Based on the PAF Conceptual Model", *Proceedings Sardinia, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6 – 10 October 2003.
- Cossu, R., Morello, L., Raga R., Cerminara, G. 2016. "Biogas Production Enhancement Using Semi-Aerobic Pre-Aeration In a Hybrid Bioreactor Landfill", *Waste Management*, 55, 83-92.

- Çevre ve Orman Bakanlığı, “Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik” Resmî Gazete, Tarih: 26.03.2010, Sayı: 27533.
- Çevrim, İ. 2009. Erzurum kenti atık depolama sahasının incelenmesi ve sızıntı suyunun mevsimsel değişimi. Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- DeAbreu, R. 2003. "Facultative Bioreactor Landfill: An Environmental and Geotechnical Study", University of New Orleans Theses and Dissertations, 39.
- Demirbilek, D. 2012. Tunceli ili düzensiz katı atık depolama alanı zemin özellikleri ve sızıntı suyunun karakterizasyonu. Tunceli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Ehrig, H. J., Scheelhaase, T., (1993), “Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills”, Proceedings Sardinia 93, Fourth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- El-Beny, D. 2002. Katı atık düzensiz sahaları için uygun gaz oluşum modellerinin belirlenmesi, İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- EPA, 2017. Bioreactor Landfills. <https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills#main-content>., Erişim Tarihi: 07.11.2017.
- Eraslan, M. 2012. Entegre katı atık yönetim sistemi: Karabük ili örneği. Zonguldak Karaelmas Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Erses, S., Onay, T. 2003. “Accelerated Landfill Waste Decomposition by External Leachate Recirculation from an Old Landfill Cell”, Water Science and Technology, 47(12), 215-222.
- Erses, A.S., Onay, T.T. ve Yenigun, O. 2008. “Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills”, Bioresource Technology.
- Erses, S., 2008. Sustainable solid waste management and in-situ attenuation mechanisms in landfills under aerobic and anaerobic conditions, Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Teknolojisi, Doktora Tezi.
- Esteves, W. R., 1981. Effectiveness of Leachate Recycle in the Stabilization of Municipal Solid Waste When Co-Disposed with Hazardous Industrial Wastes, M.S. Thesis, Georgia Institute of Technology.
- Farquhar, G. J., Rovers, F. A., 1973. Gas Production During Refuse Decomposition. Water, Air and Soil Pollution, 2, 483-495.

- Fersiz, S. 2010. Evsel Organik Atıkların Anaerobik ve Aerobik Çürütülmesi. Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Güden, H.Ö. 2011. Amasya Merzifon Organize Sanayi Bölgesinde endüstriyel atık yönetiminin incelenmesi ve çözüm önerileri. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Gülşen, H. 2009. Katı atık depolama alanı sızıntı sularının anaerobik akışkan yataklı reaktörde arıtılabilirliği. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Gümüşel, E.B. 2009. Tehlikeli atık düzenli depolama alanlarında doğal materyallerle ağır metal giderimi. Ondokuz mayıs üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Günay, A. 2002. Çöp depo sahası sızıntı sularının anaerobik arıtımı ve $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çökeltmesi ile amonyum giderimi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Gürsoy, G., 1998. Heavy Metal Removal Alternatives from Landfill Leachate. Boğaziçi Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi.
- Harmankaya, M. 2013. Impacts of sewage sludge codisposal on waste degradation in aerobic and anaerobic bioreactors. Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Teknolojisi, Yüksek Lisans Tezi.
- Hartz, K. E., Klink, R. E., Ham, R. K., 1982. Temperature effects: Methane Generation From Landfill Samples. Journal Of The Environmental Engineering Division, 108, 629-638.
- Hayta, A. B. 2006. Çevre Kirliliğinin Önlenmesinde Ailenin Yeri ve Önemi. Ahi Evran Üniversitesi Kırşehir Eğitim Fakültesi Dergisi (KEFAD), 7(2), 359-376.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C. and Arvin, E., 1995. Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes. , Springer-Verlag, Berlin.
- <http://www.arcsouthern.com/bioreactor.asp>., Erişim Tarihi: 04.11.2016.
- <https://atikyonetimi.ibb.gov.tr/hizmetlerimiz/duzenli-depolama-alanlari/>., Erişim Tarihi: 04.11.2016.
- <https://biruni.tuik.gov.tr/medas/?kn=119&locale=tr>., Erişim Tarihi: 10.03.2017.
- <http://cevreonline.com/geri-kazanim/>., Erişim Tarihi: 17.07.2017.
- <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=ten00108>., Erişim Tarihi: 10.07.2017.

<http://learnbioremediation.weebly.com/landfill.html>., Erişim Tarihi: 04.11.2016.

<https://www.sakarya-saski.gov.tr/icerik/detay.aspx?Id=157>., Erişim Tarihi: 26.04.2018.

<http://www.tcmb.gov.tr/>., Erişim Tarihi: 28.04.2018.

Hot, E. 2012. Investigation of waste stabilization potential of a medium aged solid waste in a bioreactor landfill. Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Teknolojisi, Yüksek Lisans Tezi.

Hudgins, M., March, J., 1998. In Situ Municipal Solid Waste Composting Using An Aerobic Landfill System, American Technologies, Inc., 144-157.

Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M. ve Fujita, M., (2003), “The Degradability of Biodegradable Plastics in Aerobic and Anaerobic Waste Landfill Model Reactors”, *Chemosphere*, 54, 225–233.

Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R.K., Mei, H. 2007. “Impacts Of Aeration and Active Sludge Addition On Leachate Recirculation Bioreactor”, *Journal of Hazardous Materials*, 147, 240-248.

Kaç, S. 2014. Entegre katı atık yönetimi: edremit örneği. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

Karadağ, D. 2002. İstanbul evsel katı atık yönetiminde ilçe belediyelerin rolü ve katı atık bertaraf maliyetlerinin araştırılması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

Karakaya, İ. 2008. İstanbul için stratejik kentsel katı atık yönetimi yaklaşımı. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

Keener, H.M., Elwell, D.L., Das, K. ve Hansen, R.C., (1997), “Specifying Design/Operation of Composting Systems Using Pilot Scale Data”, *Applied Engineering in Agriculture*, 13 (6), 767–772.

Kemirtlek A., Entegre Katı Atık Yönetimi, İSTAÇ A.Ş., İstanbul.

Keser, S. 2008. Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması Üzerine İncelemeler. Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

Kim, Y., Yang, G., 2002. A Novel design for anaerobic chemical oxygen demand and nitrogen removal from leachate in a semiaerobic landfill. *Journal of Air and Waste Management Association*, 52, 1139-1152.

- Kolat, A. 2009. Katı atık düzenli depolama alanı ortam havasında karbonmonoksit (CO) konsantrasyonlarının belirlenmesi ve dağılım modellemesi. Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Kruempelbeck, I., Ehrig, H. J., 1999. Long Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany. Proceedings Sardinia' 99, The Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 27-36.
- Sunil Kumar, S., Chiemchaisri, C., Mudhoo, A. 2011. "Bioreactor Landfill Technology In Municipal Solid Waste Treatment: An Overview", Critical Reviews in Biotechnology, 31 (1), 77-97,
- Kuru, E. 2013. Karadeniz Ereğli ilçesinin kentsel katı atık yönetiminin incelenmesi. Bülent Ecevit Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Kylefors, K., Lagerkvist, A., (1997). Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time, Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Leao, S., Bishop, I., Evans, D. 2001. Assessing The Demand Of Solid Waste Disposal In Urban Region By Urban Dynamics Modelling In A GIS Environment. Resources, Conservation and Recycling, 33, 289-313.
- Maier, R. Pepper, I. Gerba, C.. 2000. Biogeochemical Cycling. In: Environmental Microbiology, Academic Press, San Diego, CA, USA, 332-340.
- McBean, E.A., Rovers, F.A., Farquhar, G.J. (1995). Solid Waste Landfill Engineering And Design.
- McCreanor, P.T., Reinhart, D.R. 1999. Hydrodynamic Modeling Of Leachate Recirculating Landfills. Waste Management & Research, 17, 465-469.
- Mertoğlu, B. 2005. Investigation of microbial communities in sanitary and bioreactor landfills. Marmara Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Programı, Doktora Tezi.
- Metcalf and Eddy, 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. McGraw Hill, New York.
- Morello, L. Raga, R., Lavagnolo, M.C., Pivato, A., Ali, M., Yue, D., Cossu, R. 2017. Semi-aerobic, Anaerobic, Aerated Bioreactor Landfill. Waste Management 67, 193-202.
- Mönkäre, T.J., Palmroth, M.R.T., Rintala, J.A. 2015. "Stabilization Of Fine Fraction From Landfill Mining In Anaerobic and Aerobic Laboratory Leach Bed Reactors", Waste Management, 45, 468-475.

- Muşdal, H. 2007. Tıbbi atıkları işleme ve bertaraf etme teknolojisi seçme problemine bulanık analitik hiyerarşi prosesi ve bulanık analitik ağ prosesi yaklaşımı. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Endüstri Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Öncü, G., Reiser, M., Kranert, M. 2012. “Aerobic in situ stabilization of Lanfill Konstanz Dorfweiher: Leachate quality after 1 year of operation”, Waste Management, 32, 2374-2384.
- Özaktaç, Ş. 2004. Düzenli depolama tesislerinde depo gazı üretimine ilişkin modelleme olanaklarının araştırılması. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Özcan, H. K. 2009. Katı atık düzenli depolama gazlarının genetik algoritmalarla modellenmesi. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Özçakıl, M. 2001. Türkiye’de katı atık depo gazı geri kazanım tesislerinin değerlendirilmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Özel, Ü. 2007. Katı atık düzenli depolama alanlarındna astar olarak doğal materyallerin sızıntı suyundaki bazı kimyasal ve biyolojik parametrelerin üzerine etkisi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Özgöçmen, S. 2007. Düzenli depolama sahaları sızıntı suları, kontrol ve bertaraf yöntemleri ve bir uygulama. Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri, Yüksek Lisans Tezi.
- Özkaya, B. Katı atık sahalarında sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışması ve sızıntı suyu üzerindeki etkilerinin incelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.
- Özkaya, B. 2005. Katı atık depo sahalarında sızıntı suyu geri devrinin depo gazı bileşenleri üzerindeki etkilerinin incelenmesi. S.Ü. Müh.-Mim. Fak. Derg., 20, 1.
- Öztürk, İ. (2007). Kentsel Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları.
- Öztürk, İ., Onay, T.T., Çallı B., Mertoğlu, B., Yıldız, Ş. 2010. Sızıntı suyu yönetimi ihtisas komisyonu taslak çalışma raporu, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü.
- Palmisano A.C., Barlaz, M.A., 1996, Microbiology of Solid Waste, CRC Press, USA.

- Peker, A.C. 2012. Amasya ili eski ve yeni katı atık yönetiminin incelenmesi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Pohland, F.G., (1980), Leachate Recycle as Landfill Management Option, Journal of the Environmental Engineering Division, 106, 1057-1069.
- Pohland, F. G., Gould, J. P., Esteves, W. R. and Spiller, B. J., (1987). Fate of Heavy Metals During Landfill Stabilization of Solid Waste Materials With Leachate Recycle. EPA Project No. R-806498, Cincinnati, Ohio, U.S.
- Pohland, F. G., 1992. Anaerobic Treatment: Fundamental Concepts, Applications, and New Horizons. In Malina, J. F., Pohland, F. G., Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes, 1-41, Technomic Publishing Co., INC., Lancaster.
- Raga, R., Cossu, R., 2013. "Bioreactor tests preliminary to landfill in situ aeration: A case study", Waste Management 33, 871–880.
- Rachdawong, P., 1994. Use of Recycled Carpets During Landfill Management of Solid Wastes, M.S. Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Pittsburgh.
- Read, A.D., Hudgins, M., Harper, S., Phillips, P., Morris, J. 2001. "The Successful Demonstration Of Aerobic Landfilling The Potential For a More Sustainable Solid Waste Management Approach?", Resources, Conservation and Recycling 32, 115–146.
- Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G. 1998. "Landfill Bioreactor Design & Operation", CR HC Press Lewis Publicity, New York, 189pp.
- Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., Townsend, T. 2002. "The Bioreactor Landfill: Its Status and Future", Waste Management & Research 20, 172-186.
- Rice, E.R., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WPCF-2012.
- Rich, C., Gronow, J., Voulvoulis, N. 2008. "The Potential For Aeration Of MSW Landfills To Accelerate Completion", Waste Management 28, 1039–1048.
- Sacramento Regional County Sanitation District. 2008. "The Effects Of Solids Retention Time on Effluent Ammonia Concentration in Mesophilic Anaerobic Digestion Of Municipal Wastewater Solids: A Literature Review", <http://www.owp.csus.edu/research/wastewater/papers/Digester-AmmoniaLit-Review.pdf> , Erişim Tarihi: 13.11.2017.

- Saltabaş, F., Soysal, Y., Yıldız, Ş., Balahorli, V., 2011. Municipal Solid Waste Thermal Disposal Methods and Its Applicability In Istanbul, *Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, Sigma 3, 109-116.
- San, İ., Onay, T. T., 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 87, 259-271.
- Sang, N.N., Soda, S., Ishigaki, T., Ike, M. 2012. "Microorganisms In Landfill Bioreactors For Accelerated Stabilization Of Solid Wastes" *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 114(3), 243-250.
- Sanin, D.F., Tınmaz, E., (2010), *Biyoreaktör Depolama Alanlarında Çamur İlavesinin Atık Stabilizasyonuna Etkisi*, Tübitak 108Y343 nolu proje raporu, Ankara.
- Sawatdeenarunat, C. 2010. "Effects Of Leachate Recirculation On Anaerobic Treatment Of Municipal Solid Waste", 3rd International Conference On Geoinformation Technology For Natural Disaster Management & Rehabilitation, 4(1), 448.
- Sayar, S. 2012. *Sakarya İli Entegre Atık Yönetimi ve Ambalaj Atıklarının Geri Dönüşümü*. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Sekman, E. 2009. *Katı Atıkların Aerobik Ayrışması Sırasında Gerekli Olan Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi*. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Slezak R., Krzystek L., Ledakowicz S., 2010. "Simulation of aerobic landfill in laboratory scale lysimeters- effect of aeration rate" *Chemical Papers*, 64 (2) 223-229.
- Slezak R., Krzystek L., Ledakowicz S., 2015. "Degradation Of Municipal Solid Waste In Simulated Landfill Bioreactors Under Aerobic Conditions", *Waste Management*, 43, 293–299.
- Smith, M.C., Gattie, D.K., Boothe, D.D.H. ve Das, K.C., (2000) "Enhancing aerobic bioreduction under controlled conditions in a municipal solid waste landfill through the use of air injection and water recirculation, *Advances in Environmental Research*, 3 (4), 459–470.
- Speight, J.G. 2011. *The Biofuels Handbook*, 5.Cilt. Royal Society of Chemistry, 1-574.
- Sponza, D., T., Ağdağ, N.O., 2005. Effects of Shredding of Wastes on the Treatment of Municipal Solid Wastes (Msws) İn Simulated Anaerobic Recycled Reactors, *Enzyme And Microbial Technology*, 36, 25-33.

- Sünbül, B. 2012. Havali İşletilen Biyoreaktörlerde Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi. Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Bitirme Ödevi.
- Sünbül, B., Aksu, M., Yay, ASE. 2012. Havali İşletilen Biyoreaktörlerde Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi. Ulusal Katı Atık Yönetimi Kong., Antalya.
- Şahinci, E. 2014. Tekirdağ ili düzenli depolama sahası sızıntı sularının arıtım metotlarının incelenmesi. Namık Kemal Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü, Yüksek Lisans Tezi.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993). Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues, McGraw Hill, Inc, USA.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002). Handbook of Solid Waste Management, McGraw-Hill.
- T.C. Bilim, Sanayi ve Teknoloji Bakanlığı, Sanayi Genel Müdürlüğü, Ulusal Geri Dönüşüm Strateji Belgesi ve Eylem Planı (2014 - 2017). <http://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2014/12/20141230M1-12-1.pdf>, Erişim Tarihi: 10.07.2017.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı. Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik, Resmi Gazete, Tarih: 26.03.2010, Sayı: 27533.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı. Toprak Kirliliğinin Kontrolü Ve Noktasal Kaynaklı Kirlenmiş Sahalara Dair Yönetmelik, Resmi Gazete, Tarih: 08.06.2010, Sayı: 27605.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Türkiye’de Atık Yönetimi, Atık Yönetimi Sempozyumu, Nisan 2012. [file:///C:/Users/telli/Downloads/ee9696b3fca2%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/telli/Downloads/ee9696b3fca2%20(1).pdf), Erişim Tarihi: 03.07.2017.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Atık Yönetimi Yönetmeliği, Resmi Gazete, Tarih: 02.04.2015, Sayı: 29314.
- T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı. Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği, Resmi Gazete, Tarih: 24.08.2011, Sayı: 28035.
- The Bioreactor Landfill: The Future of Landfill Management, 2004. Waste Management. <http://www.wm.com/thinkgreen/pdfs/bioreactorbrochure.pdf>
- Tınmaz, E. 2002. Çorlu ilçesi için entegre katı atık yönetimi araştırması. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi.

- Tınmaz, E., Demir, İ. 2009. Atık Boyutunun ve Karakterizasyonunun Havalandırılmalı biyoreaktörlerde Atık Stabilizasyonuna Etkisi. İTÜ Dergisi, 8(6), 13-24.
- Top, S. 2009. Katı Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin Arazi Ölçekli Test Hücrelerinde İncelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Top, S., Sekman, E., Yazıcı, R., Demir, A., Bilgili, M.S., 2011. Düzenli Depo Sahalarında Aerobik ve Anaerobik Ayrışma Proseslerinin İncelenmesi, Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, Sigma 3, 99-108.
- Tor, A. 2000. Konya ili düzensiz katı atık depolama sahası sızıntı suyu karakteristiklerinin incelenmesi. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Tosun, İ., Gönüllü, M.T., Günay, A., 2003. "Gül Posasının Kompostlaştırılmasına Gözenek Malzemesi ve Aşının Etkisi", YTÜD/2, 93-102, İstanbul.
- Tuncel, Z. 2006. Çorum ilinde katı atıklar, düzenli depolama ve ayrıştırma ünitelerinin modellenmesi. Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri, Yüksek Lisans Tezi.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisleri İstatistikleri, 2012. Sayı: 16177. <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=16177>., Erişim Tarihi: 03.07.2017.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), 2017. Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisleri İstatistikleri, 2014. Sayı: 18776. <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=18776>., Erişim Tarihi: 03.07.2017.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), 2017. Belediye Atık İstatistikleri, 2014. Sayı: 18777. <http://www.tuik.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=18777>., Erişim Tarihi: 03.07.2017.
- Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK), 2017. Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisi Sayısı Arttı. Sayı: 04/2016. http://www.tuik.gov.tr/basinOdasi/haberler/2016_4_20160113.pdf., Erişim Tarihi: 10.03.2017.
- Uyanık, İ. 2012. Katı atık düzenli depolama sahalarında meteorolojik faktörlerin depo gazı oluşumu üzerindeki etkilerinin incelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.
- Varank, G. 2006. Aerobik olarak stabilize edilmiş katı atıklar ile kompost ürününün karşılaştırılması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi.

- Vazquez, R.V. 2008. Enhanced Stabilisation Of Municipal Solid Waste In Bioreactor Landfills: UNESCO-IHE PhD Thesis, 1.Baskı. CRC Basımı, 1-158.
- Warith, M. 2002. "Bioreactor Landfills: Experimental and Field Results", Waste Management, 22, 7-17.
- Warith, M. A. 2003. "Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design", Emirates Journal for Engineering Research, 8(1), 61-70.
- Worrel, W. A., Vesilind, P.A. (2011). Solid Waste Engineering.
- Yıldız, Ş. 2006. Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu ve Depo Gazının Yönetimi. Katı Atıkların Düzenli Depolanması & Vahşi Depolama Sahalarının Rehabilitasyonu Eğitimi, İstanbul.
- Yılmaz, A., Bozkurt, Y. 2010. Türkiye’de Kentsel Katı Atık Yönetimi Uygulamaları ve Kütahya Katı Atık Birliği (KÜKAB) Örneği. Süleyman Demirel Üniversitesi İktisadi ve İdari Bilimler Fakültesi Dergisi, 15(1), 11-28.
- Yılmaz, T. 2009. Katı atık depo sahası genç sızıntı sularının anaerobik ve aerobik arıtılabilirliği. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Doktora Tezi.

ÖZGEÇMİŞ

Pınar TOPTAŞ, 30/04/1991 tarihinde Kocaeli’de doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Sakarya’da tamamladı. 2009 yılında Sakarya Lisesi’nden mezun oldu ve 2010 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde Lisans eğitimine başlayarak 2014 yılında mezun oldu. Aynı yıl Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nde yüksek lisans eğitimine başladı.