

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIKLARIN AEROBİK VE ANAEROBİK
AYRIŞMA PROSESLERİNİN ARAZİ ÖLÇEKLİ TEST
HÜCRELERİNDE İNCELENMESİ**

Çevre Mühendisi Selin TOP

**FBE Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalında
Hazırlanan**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı: Yrd. Doç. Dr. M. Sinan BİLGİLİ

İSTANBUL, 2009

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
SİMGE LİSTESİ	iv
KISALTMA LİSTESİ.....	v
ŞEKİL LİSTESİ.....	vi
ÇİZELGE LİSTESİ	viii
ÖNSÖZ	ix
ÖZET	x
ABSTRACT	xi
1. GİRİŞ	1
1.1 Konunun Anlam ve Önemi	1
1.2 Tezin Amacı ve İçeriği.....	2
2. KATI ATIKLAR	4
2.1 Katı Atık Miktarı ve Özellikleri	4
2.2 Katı Atık Bertaraf Yöntemleri.....	8
2.2.1 Geri kazanım	11
2.2.2 Kompostlaştırma.....	12
2.2.3 Yakma	13
2.2.4 Piroлиз	13
2.2.5 Düzenli depolama	13
2.2.5.1 Düzenli depo alanlarının yer seçimi ve tasarımı	15
2.2.5.2 Düzenli depo alanlarının işletilmesi ve kapatılması	17
2.2.5.3 Düzenli depo alanlarının çevreye etkisi	18
3. DÜZENLİ DEPO ALANLARINDA ATIKLARIN AYRIŞMASI	21
3.1 Atıkların Anaerobik Ayrışması	21
3.1.1 Anaerobik ayrışmayı etkileyen faktörler.....	25
3.1.1.1 Oksijen	25
3.1.1.2 Hidrojen	26
3.1.1.3 pH ve alkalinite.....	26
3.1.1.4 Sülfat	27
3.1.1.5 Nutrientler	27
3.1.1.6 İnhibitörler.....	28
3.1.1.7 Nem muhtevası.....	28
3.1.1.8 Sıcaklık.....	29
3.1.1.9 Dane boyutu	29
3.2 Depo Gazı Oluşumu.....	29
3.2.1 Depo gazı oluşum evreleri	30
3.2.2 Depo gazı bileşenleri	32
3.3 Atıkların Aerobik Ayrışması	33
3.3.1 Aerobik ayrışmayı etkileyen faktörler	34

3.3.1.1	Havalandırma oranı.....	34
3.3.1.2	Su muhtevası	35
3.3.1.3	Karbon/azot (C/N) oranı	36
3.3.1.4	Sıcaklık.....	37
3.3.1.5	pH	37
3.3.1.6	Mikroorganizmalar	37
3.4	Depo Alanlarında Sızıntı Suyu Oluşumu ve Özellikleri.....	38
4.	DEPO ALANLARINDA STABİLİZASYONUN HIZLANDIRILMASI	43
4.1	Sızıntı Suyu Geri Devri.....	44
4.1.1	Sızıntı suyu geri devri ile ilgili yapılan çalışmalar	46
4.2	Aerobik Depolama.....	51
4.2.1	Aerobik depolamanın anaerobik depolamaya göre avantajları	52
4.2.2	Aerobik depolama çeşitleri.....	52
4.2.2.1	Semi-Aerobik (Fukuoka) depolama	52
4.2.2.2	Hybrid (Fakültatif) depolama.....	55
4.2.2.3	PAF modeli	56
4.2.2.4	Sürdürülebilir (Sustainable) depolama	56
4.2.3	Aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalar.....	57
5.	DENEYSEL ÇALIŞMALAR	66
5.1	Katı Atık Test Hücreleri.....	66
5.2	Hücrelere Depolanan Atıkların Özellikleri	68
5.3	Havalandırma ve Sızıntı Suyu Geri Devir Uygulaması.....	69
5.4	DeneySEL Çalışmalar	69
5.4.1	Depo gövdesinde atık sıcaklığının değişimi.....	70
6.	DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRMELER.....	71
6.1	Sızıntı Suyu Bileşenleri.....	71
6.1.1	pH	71
6.1.2	İletkenlik	73
6.1.3	Alkalinite	74
6.1.4	Klorür	76
6.1.5	Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH ₃ -N).....	77
6.1.6	Sızıntı suyunun organik içeriği.....	80
6.2	Gövde Sıcaklığı	86
6.3	Test Hücrelerinde Yapılan Topografik Ölçümler.....	88
7.	SONUÇLAR VE YORUMLAR	97
	KAYNAKLAR.....	101
	İNTERNET KAYNAKLARI	109
	EKLER.....	110
	Ek 1 Çalışmanın Gerçekleştirildiği Test Hücrelerine Ait Görüntüler	111
	ÖZGEÇMİŞ.....	117

SİMGE LİSTESİ

BOI	Biyolojik oksijen ihtiyacı
C/N	Karbon azot oranı
CH_3COO^-	Asetat
CH_3COOH	Asetik asit
CH_4	Metan
Cl^-	Klorür
CO	Karbonmonoksit
CO_2	Karbondioksit
H_2O	Su
H_2S	Hidrojen Sülfür
KOI	Kimyasal oksijen ihtiyacı
$NH_4^+ -N$	Amonyak azotu
NO	Azotoksit
O_2	Oksijen
PE	Polietilen
SO_2	Kükürtdioksit
SO_4^{2-}	Sülfat
TKN	Toplam Kjeldahl azotu
TN	Toplam azot

KISALTMA LİSTESİ

ABD	Amerika Birleşik Devletleri
EPA	Environmental Protection Agency
UNESCAP	United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific
HDPE	High Density Polyethylene
İSTAÇ	İstanbul Çevre Koruma ve Atık Maddeleri Değerlendirme
METAP	Mediterranean Environmental Technical Assistance Program
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
TÜBİTAK	Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
UNDP	United Nations Development Programme
UNEP	United Nations Environmental Program
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organisation
YTÜ	Yıldız Teknik Üniversitesi

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1 Bazı ülkelerde kişi başına katı atık üretim miktarları	5
Şekil 2.2 İstanbul katı atıklarının özellikleri	7
Şekil 2.3 Farklı ülkelerde kullanılan katı atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı	9
Şekil 2.4 Türkiye genelinde katı atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı.....	9
Şekil 2.5 Çeşitli ülkeler için geri kazanılan atık miktarı.....	12
Şekil 2.6 Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü.....	14
Şekil 2.7 Depo tabanı geçirimsizlik sistemi	16
Şekil 2.8 Depo sahasının kapatılması	18
Şekil 3.1 Atıkların anaerobik ayrışma fazları.....	22
Şekil 3.2 Anaerobik depo alanlarında atıkların bozunma evreleri	24
Şekil 3.3 2007 yılı üretilen depo gazının ülkelere göre dağılımı.....	30
Şekil 3.4 Depo Gazı Bileşenleri.....	32
Şekil 3.5 Düzenli depo alanında su dengesi	39
Şekil 3.6 Sızıntı suyu oluşum basamakları.....	40
Şekil 4.1 Aerobik depolamanın şematik gösterimi.....	51
Şekil 4.2 Semi-Aerobik depolamanın şematik gösterimi.....	53
Şekil 4.3 Semi-aerobik (Fukuoka metodu) sistem.....	54
Şekil 4.4 Hybrid depo alanı.....	55
Şekil 4.5 Sürdürülebilir depolama döngüsü	56
Şekil 5.1 Test hücrelerinin yapı detayları.....	67
Şekil 5.2 Test hücrelerine depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri.....	68
Şekil 6.1 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi	72
Şekil 6.2 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi.....	72
Şekil 6.3 A-1 ve A-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik değişimi.....	73
Şekil 6.4 AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik değişimi	74
Şekil 6.5 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi.....	75
Şekil 6.6 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi	75
Şekil 6.7 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi.....	76
Şekil 6.8 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi	77
Şekil 6.9 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi	78
Şekil 6.10 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında NH ₃ değişimi	78
Şekil 6.11 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi.....	79
Şekil 6.12 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında NH ₃ değişimi.....	79

Şekil 6.13 Aerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi	81
Şekil 6.14 Anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi.....	81
Şekil 6.15 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ/maksimum KOİ oranları	82
Şekil 6.16 Aerobik test hücrelerinde BOİ konsantrasyonlarının değişimi.....	83
Şekil 6.17 Anaerobik test hücrelerinde BOİ konsantrasyonlarının değişimi	84
Şekil 6.18 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi.....	84
Şekil 6.19 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ/Cl ⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi	85
Şekil 6.20 Depo gövdesinde sıcaklık değişimleri.....	87
Şekil 6.21 Kot ölçümü	89
Şekil 6.22 A-1 test hücrelerine ait topografik ölçüm sonuçları	89
Şekil 6.23 A-2 test hücrelerine ait topografik ölçüm sonuçları	90
Şekil 6.24 AN-1 test hücrelerine ait topografik ölçüm sonuçları.....	90
Şekil 6.25 AN-2 test hücrelerine ait topografik ölçüm sonuçları.....	91
Şekil 6.26 Test hücrelerine ait yükseklik eğrileri haritası.....	92

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1 Türkiye’de bazı iller için kişi başı katı atık üretimi	5
Çizelge 2.2 Ükelere göre katı atık bileşiminin dağılımı	6
Çizelge 2.3 Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri.....	8
Çizelge 2.1 Türkiye atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri temel bilgileri.....	10
Çizelge 2.2 Katı atık kompost tesisleri ve kapasiteleri.....	12
Çizelge 3.1 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakterinin gerçekleştirdiği en önemli reaksiyonlar	23
Çizelge 3.2 Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin TN ve C/N değerleri.....	36
Çizelge 4.1 Aerobik depolama ile semi-aerobik depolama tekniklerinin karşılaştırılması	54
Çizelge 5.1 Çalışmada uygulanan depolama alternatifleri.....	67
Çizelge 5.2 Sızıntı suyu analiz yöntemleri.....	70
Çizelge 6.1 Poligon noktaların koordinat ve kot değerleri.....	88
Çizelge 6.2 Semi-aerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları.....	93
Çizelge 6.3 Aerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları.....	94
Çizelge 6.4 Anaerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları	95
Çizelge 6.5 Anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücresinde topografik ölçüm sonuçları...	96

ÖNSÖZ

Günümüzde gelişen teknoloji, yoğunlaşan nüfus ve düzensiz kentleşme ve bunlara bağlı olarak insan aktivitelerinin ve tüketim alışkanlıklarının değişmesi ile bertaraf edilmesi gereken katı atık miktarı ve türü artmıştır. Bu durumda katı atıkların sebep olduğu çevre ve insan sağlığı problemleri de önemli boyutlara ulaşmaktadır. Evsel atıkların bertaraf edilmesinde uygulanacak en çağdaş, en ekonomik, yöntem düzenli depolamadır. Klasik katı atık depolama sahalarında, atıkların anaerobik ayrışması söz konusudur. Atıkların anaerobik ayrışması çok yavaş bir süreçtir. atık stabilizasyonun hızlandırılması için çalışmacıları yeni alternatif yöntem arayışına yönlendirmiştir. Bu amaçla yapılan çalışmaların büyük bir kısmı anaerobik depo sahalarında sızıntı suyu geri devri ile depo sahalarının bir biyoreaktör olarak işletilip depo gövdesinin nem muhtevasının ve böylelikle ayrışma hızının artırılması üzerine yoğunlaşmıştır.

Bu çalışmada katı atıkların depo alanlarındaki aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin araştırılması amacıyla arazi ölçekli dört adet test hücresi; kontrol maksadıyla klasik depolama yöntemine göre, anaerobik sızıntı suyu geri devirli, doğal havalandırmalı (semi-aerobik) ve basınçlı havalandırmalı olarak teşkil edilmiştir ve bu test hücrelerinde atıkların ayrışma hızları, sızıntı suyu miktar ve bileşenleri ve katı atık üzerindeki etkileri incelenmiştir.

Çalışmanın yürütülmesinde ve diğer tüm konularda göstermiş olduğu destek, alaka ve yardımlardan dolayı çok değerli Sayın Yrd. Doç. Dr. M. Sinan Bilgili Hocama sonsuz şükranlarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma TÜBİTAK ÇAYDAG 106Y228 nolu proje kapsamında desteklenmiştir. Ayrıca test hücrelerinin hazırlanması ve işletilmesindeki yardımlarından dolayı İSTAÇ A.Ş: Genel Müdürlüğü'ne ve çalışmaların yürütülmesinde sağladıkları araştırma imkânları nedeniyle İnşaat Fakültesi Dekanı Sayın Hocam Prof. Dr. Ahmet Demir'e ve Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı Sayın Hocam Prof. Dr. Ferruh Ertürk'e teşekkür ederim.

Deneysel çalışmalar süresince desteklerini ve yardımlarını esirgemeyen sevgili arkadaşlarım Arş. Gör. Elif Sekman ve Çevre Mühendisi Remziye Yazıcı'ya, ayrıca bana her konuda yardımcı olan bütün arkadaşlarıma ve hocalarıma teşekkür ederken hiçbir zaman desteklerini benden esirgemeyen ve her daim yanımda olan canım aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Haziran 2009

Çevre Mühendisi

Selin TOP

ÖZET

Bu çalışmada, düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen arazi ölçekli çalışmada, İstanbul'un Anadolu Yakası'nda oluşan katı atıkların depolandığı Kömürcüoda Düzenli Depo alanında bulunan boyutları 20x40x5 m olan 4 adet test hücresi incelenmiştir. Hücreler, kontrol maksadıyla klasik depolama yöntemine göre (AN-1), anaerobik sızıntı suyu geri devirli (AN-2), doğal havalandırmalı (semi-aerobik, A-1) ve basınçlı havalandırmalı (A-2) olarak teşkil edilmiştir. Çalışma kapsamında aerobik ve anaerobik test hücreleri 250 gün boyunca yapılan ölçüm sonuçlarına yer verilmiştir.

Çalışma kapsamında her bir test hücresine oluşan sızıntı suyundan alınan numunelerde pH, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, BOİ₅, Cl⁻, TKN, NH₃-N parametreleri analiz edilmiştir. BOİ/KOİ, KOİ/Cl⁻ oranları hesaplanmıştır. Bunun dışında aerobik ve anaerobik test hücrelerinde atık gövdesinde meydana gelen sıcaklık değişimleri izlenilmiştir ve atık gövdesindeki çökmeleri belirlemek amacıyla topografik ölçümler yapılmıştır.

Aerobik test hücrelerinde 50 gün sonra pH değeri 8 civarındadır ve 120 gün sonra pH değeri 9 seviyesine ulaşmıştır. Çalışma süresince aerobik işletilen test hücrelerinde pH değeri 7,5-9 arasında kalmıştır. Anaerobik test hücrelerinde nötr pH değerlerine ulaşması AN-1 test hücresinde 110 gün, AN-2 test hücresinde 50 gün sonra gerçekleşmiştir. A-1 ve A-2 test hücrelerinde alkalinite konsantrasyonu depolamanın başlangıcında 8000-10000 mg/L CaCO₃ değerlerinde iken 150 gün sonra 4000 mg/L CaCO₃ değerine inmiştir. AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde ise başlangıçta 10000 mg/L CaCO₃ değerinde iken 150 gün sonrasında zamanla azalarak 4000 mg/L CaCO₃ seviyelerine düşmüştür. Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde başlangıçta 3500 mg/L civarlarında tespit edilen Cl⁻ konsantrasyonlarında zamanla büyük bir değişim gözlenmemiş ve aerobik hücrelerde 100 gün sonra 2500 mg/L tespit edilirken anaerobik hücrelerde 160 gün sonra 2800-3000 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Anaerobik ve aerobik test hücrelerinde tespit edilen maksimum amonyak konsantrasyonu 1800 mg/L civarında olup 250 günlük çalışma sonucunda A-1, A-2, AN-1, AN-2 test hücrelerinde ölçülen amonyak konsantrasyonları sırasıyla 280, 390, 880 ve 750 mg/L olarak belirlenmiştir. Aerobik test hücrelerinde depolamadan sonraki ilk 30 gün KOİ değeri 45000 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir ve A-1 test hücresinde 160 gün sonunda 8700 mg/L değerine, A-2 test hücresinde ise 3400 mg/L seviyesine düşmüştür. Bundan sonra her iki hücrede de KOİ konsantrasyonlarında çok yavaş bir azalma gerçekleşmiş ve 250 gün sonunda A-1 test hücresinde 2500 mg/L, A-2 test hücresinde ise 1500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Anaerobik test hücrelerinde depolamanın ilk aşamasında ölçülen KOİ konsantrasyonu 60000 mg/L civarındadır. Depolamadan 250 gün sonra AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde sırasıyla 9000 ve 6000 mg/L seviyelerine düşmüştür. 100 günlük çalışma sonucunda A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde ölçülen KOİ konsantrasyonları sırasıyla 14000, 6000, 45000 ve 32000 mg/L olarak tespit edilmiştir. 250 gün sonunda A-2 test hücresinde KOİ giderimi % 97 olarak tesbit edilirken, aynı süre sonunda A-1, AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde KOİ giderimleri sırasıyla % 95, 89 ve 85 olarak gerçekleşmiştir. Aerobik test hücrelerinde başlangıçta BOİ konsantrasyonları yaklaşık 30000 mg/L, AN-1 test hücresinde 44000 mg/L AN-2 test hücresinde ise 36000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra test hücrelerindeki BOİ konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 için sırasıyla 3650, 1800, 21500 ve 13600 mg/L olarak ölçülmüştür. Ortalama sıcaklık semi-aerobik hücrede 40-45 °C, aerobik hücrede ise 45-55 °C arasında belirlenmiştir. Anaerobik test hücrelerinde ise gövde sıcaklığı zamanla azalarak 2 aydan sonra 25 ile 35 °C arasında değişen sıcaklık değerlerinde sabit kalmıştır.

Anahtar Kelimeler: Depolama, Aerobik depolama, sızıntı suyu geri devri

ABSTRACT

In this paper, leachate recirculation and aerobic landfilling of solid wastes investigated as alternative methods for enhancing solid waste stabilization in landfills. Four field scale landfill test cells which were constructed. Landfill with the dimensions of 20x40x5 m were used to determine the aerobic and anaerobic waste degradation processes. The landfilling options which were used in this study are conventional landfill (AN-1), anaerobic with leachate recirculation (AN-2), semi-aerobic landfill (A-1), and aerobic landfill (A-2). The results obtained during 250 days test cells are given.

After the filling of solid wastes to test cells, the effects of these various methods on leachate quality, and temperature distributions in landfill body were determined. pH, conductivity, chloride (Cl^-), total alkalinity, chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammoniac nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$) parameters were conducted in leachate phase. In addition to these parameters, the temperature of the landfill body is also monitored.

The pH of leachate reached to 8 value after 50 days of operation for A-1 and A-2 test cells and the pH value increased to 9 after 120 days of operation for aerobic test cells. On the other hand the pH of leachate reached to neutral values after 110 and 50 days for AN-1 and AN-2 test cells. Total alkalinity concentration were 8000-10000 mg/L CaCO_3 for aerobic and anaerobic test cells at the beginning of the experiment. Then concentrations were decreased to about 4000 mg/L CaCO_3 on day 150 for all of test cells. Cl^- concentrations were about 3500 mg/L approximately in test cells during the beginning of the operation. There is no considerable change in Cl^- concentrations in aerobic and anaerobic test cells during the operation period which decreased to 2500 and 2800-3000 mg/L for aerobic and anaerobic test cells on day 160. The maximum $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration was obtained about 1800 mg/L. Afterwards, $\text{NH}_3\text{-N}$ concentrations were decreased and determined as 280, 390, 880 and 750 mg/L on day 250 for A-1, A-2, AN-1 and AN-2 test cells, respectively. The concentrations of COD were about 45000 mg/L during the first 30 days of the experiment period in Aerobic test cells. Then COD concentrations were decreased to 8700 and 3400 mg/L for A-1 and A-2 test cells after 160 days. Afterwards, both of them decreased slowly and determined 2500 and 1500 mg/L on day 250 for A-1 and A-2 test cells. During the beginning the operation, COD concentration were determined 60000 mg/L in anaerobic test cells after that decreased 9000 and 6000 mg/L on day 250 for AN-1 and AN-2 test cells. After day 100, COD concentration were determined as 14000, 6000, 45000 and 32000 mg/L for A-1, A-2, AN-1 and AN-2 test cells, respectively. The maximum COD removal efficiency were determined % 97 for A-2 test cell. During this period, COD removal efficiencies were determined % 95, 89 and 85 for A-1, AN-1 and AN-2 test cells, respectively. The BOD concentrations were about 30000 mg/L for A-1 and A-2 test cells in the beginning of the experiment while BOD concentrations were determined 44000 and 36000 mg/L AN-1 and AN-2 test cells. After day 100 BOD concentrations were 3650, 1800, 21500 and 13600 mg/L for A-1, A-2, AN-1 and AN-2 test cells, respectively. Approximately temperature values of the landfill body were obtained 40-45 °C and 45-55 °C for A-1 and A-2 test cells. On the other hand the temperature of the landfill body were decreased in time for anaerobic test cells and after two months, the temperature were 25-35 °C and state stable this range.

Keywords: Landfill, Aerobic landfill, Leachate recirculation.

1. GİRİŞ

1.1 Konunun Anlam ve Önemi

Gelişen teknoloji, artan nüfus, değişen sosyal ve ekonomik yapı toplumların tüketim alışkanlıklarını değiştirmiştir ve insanların ürettiği katı atık türünü ve miktarını artırmıştır. Bu durum birçok problemi de beraberinde getirmiştir. Çeşitlenen ve artan bu katı atıkların insan ve çevre sağlığına zarar vermeden bertaraf edilmesi gereklidir. Bu amaçla kullanılan mevcut yöntemlerden bazıları yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolamadır. Ancak katı atık bertarafı için kullanılan düzenli depolama diğer yöntemlerle kıyaslandığında daha ekonomik olduğundan çok yaygın olarak kullanılır. Ayrıca düzenli depolama uygulandığında atıklar kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşebilmektedirler.

Ekonomik olması sebebiyle en çok tercih edilen klasik düzenli depolama alanlarında atıkların anaerobik ayrışması söz konusudur. Atıkların anaerobik ayrışması çok yavaş bir süreçtir ve ayrışma hızı depolanmış atığın yaşı ve bileşenleri, nem muhtevası, sahanın jeolojik yapısı, depo gövdesindeki sıcaklık, üst örtü tabakasının etkinliği ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Klasik depolama alanlarında, kendi hallerine bırakıldıklarında mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışan organik maddeler, daha sonra anaerobik olarak ayrışır ve önemli miktarda CO₂ ve CH₄ içeren bir gaz oluşur. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanmaktadır.

Klasik depo alanları bazı dezavantajlara sahiptir. Bunların en önemlileri; oluşan depo gazı ve yüksek konsantrasyonlarda organik kirleticileri ve patojenleri içeren sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ile atıkların çok yavaş bir şekilde ayrışmasına bağlı olarak sahanın uzun yıllar boyunca kontrol edilme gerekliliğinin ortaya çıkmasıdır. Bu durum atık stabilizasyonunun hızlandırılması için araştırmacıları yeni alternatif yöntemler aramaya yönlendirmiştir. Bu amaçla yapılan çalışmaların büyük bir kısmı anaerobik depo alanlarında sızıntı suyu geri devri ile depo alanlarının bir biyoreaktör olarak işletilip depo gövdesinin nem muhtevasının ve böylelikle ayrışma hızının arttırılması üzerine yoğunlaşmıştır.

Atık stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla uygulanan yöntemler arasında üzerinde en çok durulan yöntem sızıntı suyu geri devir uygulamasıdır. Bunun başlıca nedeni, nem muhtevasının tüm biyolojik sistemlerde olduğu gibi anaerobik ayrışma proseslerinde de

ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri olduğunun bilinmesidir. Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile yüksek kirletici potansiyeline sahip bu suların ucuz bir yolla arıtılması da sağlanmış olmaktadır. Sızıntı suyu geri devir işleminin diğer avantajları sızıntı suyu özelliklerinin iyileştirilmesi, biyokimyasal metotlarla arıtılacak sızıntı suyu miktarının azaltılması, gaz oluşumunun hızlandırılması olarak sayılabilir.

Son yıllarda depo alanlarının aerobik biyoreaktör olarak işletilmesi gündeme gelmiş, özellikle depolama alanı sıkıntısının yaşandığı büyük yerleşim birimlerinde bu yönde çeşitli araştırmalar gerçekleştirilmiştir. Kompostlaştırma gibi aktif aerobik ayrışma prosesleri, katı atıkların organik kısmının aerobik şartlar altında ortamda yeterli miktarda oksijen ve nem muhtevası olması durumunda anaerobik ortamlardaki ayrışma süresinden çok daha kısa bir sürede ayrıştığını göstermiştir. Mevcut depo sahalarına kolayca ve düşük maliyetle uygulanabilen aerobik depolama yöntemi ile depo alanlarında meydana gelen anaerobik ayrışma kolaylıkla aerobik ayrışmaya dönüştürülebilir.

Türkiye’de oluşan ortalama 25 milyon ton atığın tamamına yakını depolanmakta, bu miktarın da sadece % 37’si düzenli depo alanlarında bertaraf edilmektedir. Bu oranın yasal düzenlemelerle önümüzdeki yıllarda artacağı öngörülmektedir. Düzenli depolama alanlarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması büyük önem taşımaktadır. Depo alanlarının işletilmesi sırasında ve kapatıldıktan sonra yıllarca süren sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunun kontrol edilmesi çevresel açıdan büyük önem taşımaktadır. Düzenli depo alanlarında oluşan sızıntı suyu miktarlarının azaltılması, ayrışmanın hızlandırılması, depo gazı oluşumunun azaltılması veya engellenmesi maksatlarıyla uygulanabilecek yöntemlerin ve bu yöntemlerin uygulanması sırasında tercih edilecek optimum işletme şartlarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

1.2 Tezin Amacı ve İçeriği

Bu çalışmanın amacı düzenli depo alanlarında stabilizasyonun hızlandırılması için geliştirilen yöntemlerden; sızıntı suyu geri devri ve aerobik depolama seçeneklerinin araştırılması ve depo alanlarında atıkların anaerobik ve aerobik ayrışma proseslerinin belirlenmesidir. Bu amaçla klasik anaerobik depolama, anaerobik sızıntı suyu geri devirli depolama, semi-aerobik depolama ve aerobik depolama yöntemlerinin arazi ölçekli test hücrelerinde uygulanması ile özellikle yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı sularının miktar ve özellikleri

üzerindeki etkisinin incelenmesi, depo gazı miktar ve bileşenlerinde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi, ayrışma süresince katı atık depo gövdesinde meydana gelen değişimlerin belirlenmesi hedeflenmiştir.

Çalışma kapsamında her biri farklı işletme şartları altında, 20 m x 40 m x 5 m ebadında 4 adet arazi ölçekli test hücresi kullanılmıştır. Bu test hücrelerinde incelenen depolama alternatifleri;

- Klasik anaerobik depolama, AN1
- Anaerobik sızıntı suyu geri devirli depolama, AN2
- Semi-aerobik depolama, A1
- Aerobik depolama, A2

yöntemleridir.

Çalışma kapsamında her bir test hücresinde oluşan sızıntı suyundan alınan numunelerde pH, iletkenlik, toplam alkalinite, $KOİ$, $BOİ_5$, Cl^- , TKN, NH_3-N parametrelerinin analizleri yapılmış ve $BOİ/KOİ$, $KOİ/Cl^-$ oranları hesaplanmıştır. Ayrıca aerobik ve anaerobik test hücrelerinde atık gövdesinde meydana gelen sıcaklık değişimleri izlenilmiş ve atık gövdesindeki çökmeleri belirlemek amacıyla topografik ölçümler yapılmıştır.

Bu çalışmada yer alan her bölümün içeriği aşağıda özetlenmiştir.

Bölüm 1: Girişe ayrılmış ve çalışma hakkında özet bilgilere yer verilmiştir.

Bölüm 2: Katı atıkların miktar ve özellikleri ile dünyada uygulanan katı atık bertaraf yöntemleri hakkında bilgiler verilmiştir.

Bölüm 3: Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma prosesleri ile bu prosesleri etkileyen faktörler açıklanmıştır. Ayrıca, düzenli depolama alanlarında depo gazı ve sızıntı suyu oluşumu açıklanmıştır.

Bölüm 4: Katı atık düzenli depo sahalarında atık stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla uygulanan ve araştırılan yöntemler hakkında bilgi verilmiştir.

Bölüm 5: Deneysel çalışmalarda kullanılan test hücreleri, materyal ve metod, analiz yöntemleri ile ilgili bilgiler verilmiştir.

Bölüm 6: Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar değerlendirilmiş ve elde edilen bulgular diğer araştırmacıların çalışmaları ile karşılaştırılmıştır.

Bölüm 7: Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ve yorumlara yer verilmiştir.

2. KATI ATIKLAR

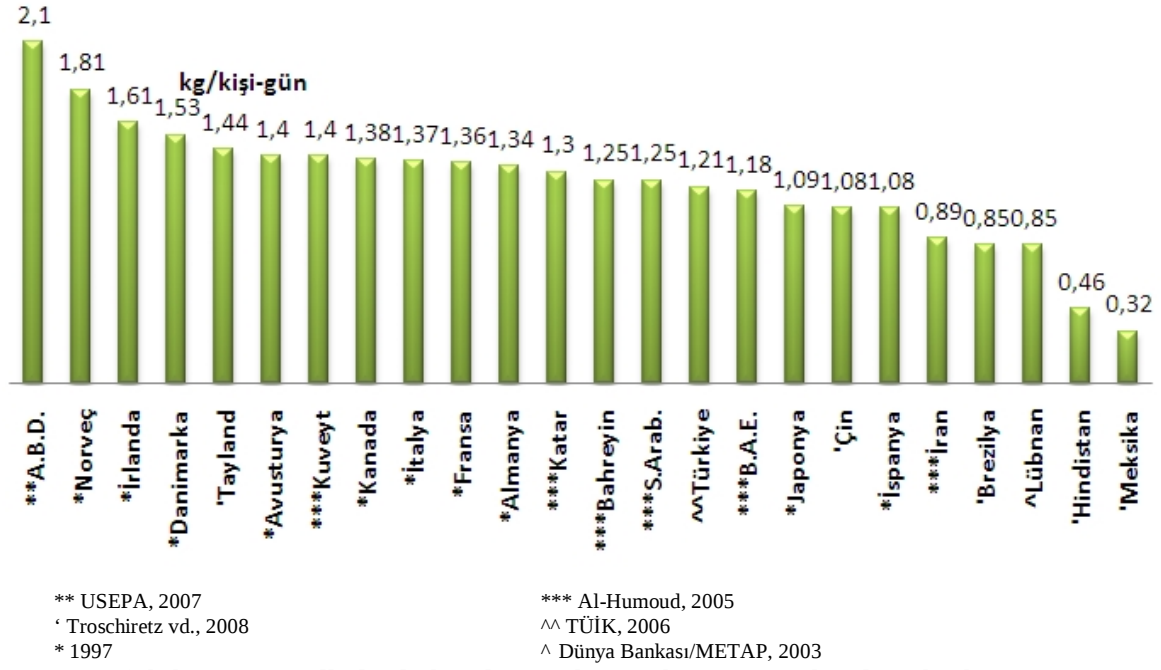
İnsanların ihtiyaç duymadıkları ve uzaklaştırmak istedikleri sıvı olmayan tüm maddeler katı atık olarak tanımlanmaktadır. 1991 yılında yürürlüğe giren ve son olarak 2002 yılında revize edilen Katı Atık Kontrol Yönetmeliği'ne göre ise, üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeler ve arıtma çamuru katı atık olarak ifade edilir. Başka bir tanımlamada ise, insanların ekonomik ve sosyal faaliyetleri sonucunda işe yaramaz hale gelen ve akıcı olacak kadar sıvı içermeyen her tür madde ve malzeme katı atık olarak adlandırılmaktadır (Tankut, 2001). Katı atıklar ev, okul, hastane, endüstriyel tesisler gibi birçok alanda oluşabilmekte ve oluştukları yere göre adlandırılmaktadırlar.

Katı atıklarla ilgili tüm değerlendirmeler ve geri kazanma yöntemlerinin tespiti için katı atıkların sınıflandırılması gereklidir. Bu amaçla farklı sınıflandırma şekilleri geliştirilmiştir. Katı atıklar kaynaklarına göre evsel, kurumsal atıklar, cadde süprüntüleri, moloz ve hafriyat atıkları, endüstriyel, tarımsal, tehlikeli ve tıbbi atıklar ile arıtma tesisi çamurları olarak; bileşimlerine göre ise organikler, inorganikler ve küller olarak sınıflandırılırlar.

2.1 Katı Atık Miktarı ve Özellikleri

Katı atıkların miktarı ve içeriği ekonomik, sosyal, mevsimsel şartlarla beraber tüketim alışkanlıklarına ve kültüre bağlı olarak değişebilmektedir. Bu nedenle katı atık miktarı ülkeler arasında ve aynı ülkenin şehirleri arasında bile farklılık göstermektedir. Şekil 2.1'de Türkiye, A.B.D. ve diğer bazı ülkelerde kişi başına günlük üretilen katı atık miktarları verilmiştir. Çizelge 2.1 'de ise Türkiye'de bazı illerdeki kişi başına katı atık üretimi verilmiştir. Ülkemizde kişi başına çöp üretim miktarı ortalama 1,21 kg/kişi-gün (TÜİK, 2006) iken bu değer ABD'de 2,1 kg/kişi-gün (USEPA, 2007), Çin'de 1,08 ve Hindistan'da 0,46 kg/kişi-gün'dür (Troschinetz, vd., 2008).

Gelişen teknoloji ve artan nüfusla birlikte katı atık miktarı ve bileşenleri de zamana bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Tüketim alışkanlıklarında meydana gelen değişiklikler sonucu katı atıkların yapısında oluşan değişimlerin sürekli olarak izlenmesi ve bunun için de sürekli örneklem yapılması gerekmektedir (Buenrostro, vd., 2001). Katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi Çizelge 2.2'de verilmiştir.



Şekil 2.1 Bazı ülkelerde kişi başına katı atık üretim miktarları (kg/kişi-gün)

Çizelge 2.1 Türkiye’de bazı iller için kişi başı katı atık üretimi (TÜİK, 2006)

Şehir	Yaz (kg/kişi-gün)	Kış (kg/kişi-gün)
Amasya	2.26	2.51
Ankara	1.33	1.52
Bursa	1.01	1.99
Çorum	1.23	1.86
Diyarbakır	0.89	0.79
Edirne	1.24	2.00
Erzurum	1.07	1.20
Hakkâri	0.66	0.61
İzmir	1.06	1.07
Kırşehir	2.30	2.45
Kocaeli	0.92	0.92
Muğla	3.20	1.62
Niğde	1.61	1.64
Şırnak	0.60	0.61
Ordu	1.08	1.02
Yalova	2.40	1.32

Ülkemizde katı atık bileşimiyle ilgili genel bir çalışma yapılmamıştır ancak katı atıkların önemli bir problem oluşturduğu büyük şehirlerde farklı yıllarda atık karakterizasyon çalışmaları gerçekleştirilmiştir. İstanbul'da farklı yıllarda yapılan atık karakterizasyon çalışmalarının sonuçları Şekil 2.2'de verilmiştir.

Çizelge 2.2 Ükelere göre katı atık bileşiminin dağılımı

Ülke	Kağıt	Organik	Cam	Plastik	Metal	Tekstil	Diğer
A.B.D. ¹	32.7	30.9	5.3	12.1	8.2	7.6	3.2
Almanya ²	24	30	10	13	1.4	4	17.6
Avustralya ³	12	59	4	5	2	----	18
Belçika ⁴	17	21	3	6	4	----	49
Burma ¹⁵	2	75	----	4	----	----	21
Çin ⁵	19	59	8	3	4	2.5	4.5
Fransa ⁴	25	29	12.5	9	4	----	20.5
Galler ⁶	34.2	22	4	14.7	4.6	3.2	17.3
İspanya ⁴	21	49	----	12	----	----	18
İsviçre ⁷	17	36	4	23	3	3	14
Japonya ⁸	38	37	4	10	3	----	8
Kanada ⁹	26	40	3	9	4	----	18
Küba ¹⁰	9	69	----	8	----	----	14
Macaristan ⁴	15	42	----	11	----	----	32
Meksika ⁴	14	52	6	4	3	----	21
Norveç ⁴	36	30	3	9	4	----	18
Portekiz ¹¹	17-27	33-41,5	3.5-6,5	10-14	2	3-5,5	0.7
Singapur ¹²	24.5	21.5	0.7	10.9	24.5	1.9	17
Tayland ¹³	10	59	5	14	3	3	6
Yeni Zellanda ¹⁴	15	37	2	9	6	4	27
Yunanistan ⁴	20	47	5	8	5	----	15

1 USEPA, 2007

2 Almanya Katı Atık Raporu, 2006

3 NSW Department of Environment and Conservation, 2004

4 OECD, 2002

5 Tian, vd., 2006

6 Environmental Agency Wales, 2007

7 Swiss Agency For The Environment, Forests and Landscape, 2002

8 Kohei Watanabe, 2005

9 Kanada Yıllık İstatistikleri, 2005

10 Corrales, vd., 2005

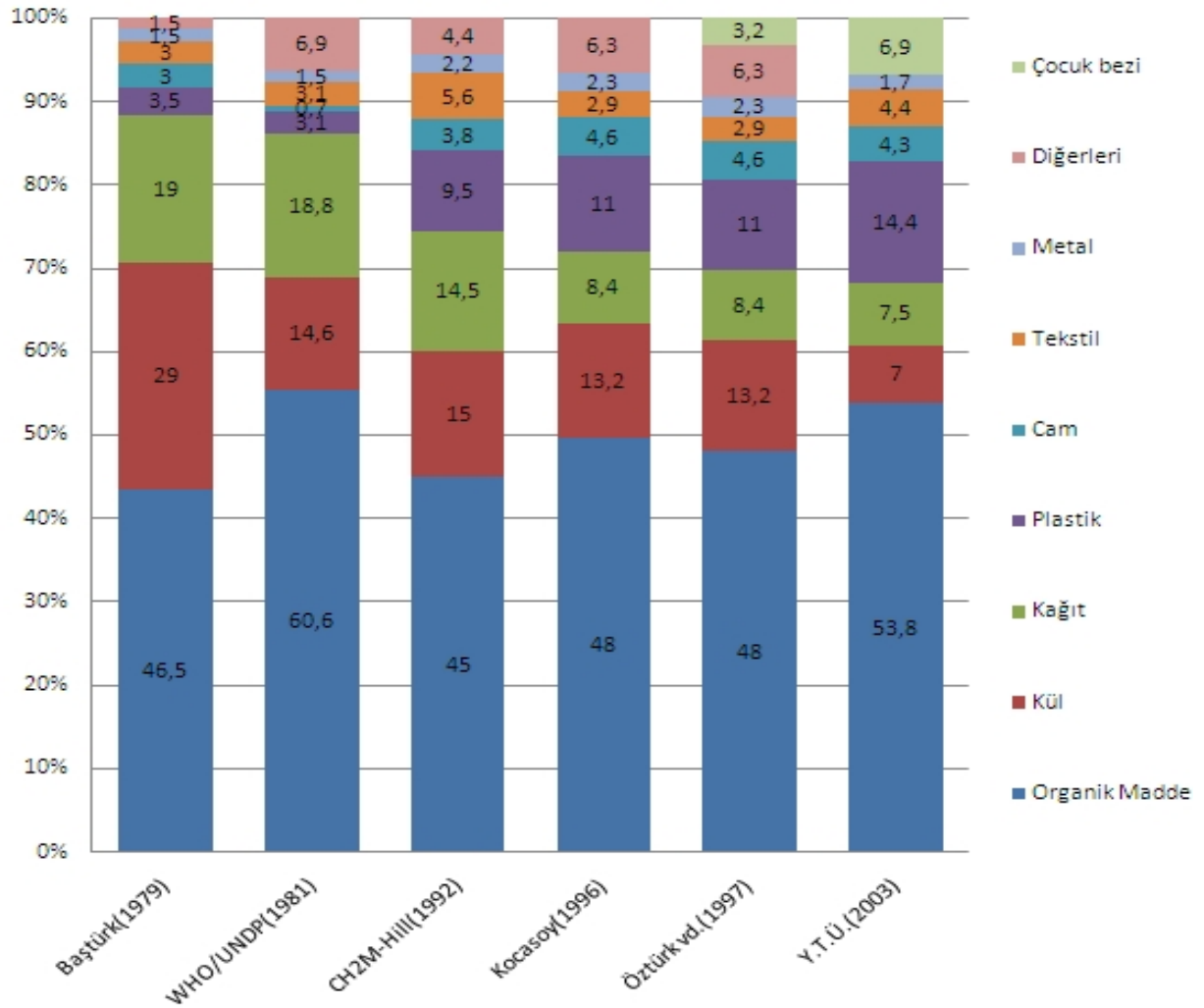
11 Magrinho, vd., 2006

12 UNEP, 2001

13 Nguyen, vd., 2005

14 Waste Comp. and Const.Data Report, 2006

15-UN/ESCAP, 2002



Şekil 2.2 İstanbul katı atıklarının özellikleri

Kentsel katı atıklar, endüstriyel ve tarımsal faaliyetler sonucunda ortaya çıkan atıklarla kıyaslandığında daha karmaşık bir katı atık türüdür (Wang, vd., 2001). Katı atıklar heterojen bir yapıya sahiptir ve yaklaşık olarak % 75'i ayrışabilir organik maddelerden oluşmaktadır. Bu organik kısım yiyecek ve bahçe atıkları gibi kolay ayrışabilen maddeler, kâğıt ve tekstil gibi yavaş ayrışabilen maddeler ve plastik gibi zor ayrışabilen maddelerden oluşmaktadır (Gendebien vd., 1992).

Kentsel katı atıkların kimyasal özellikleri, su muhtevası, uçucu katı madde, inorganik karbon içeriği, atığın kül muhtevası ve atığın kalorifik değeridir. Kentsel katı atıklar kuru ağırlık bazında , % 30-50 selüloz, % 10-15 lignin, % 10-12 hemiselüloz, % 10-15 yağlar ve organikler % 5-10 civarında da proteinlerden oluşmakta ve metan potansiyelinin % 90'ı selüloz ve hemiselülozun ayrışmasından ileri gelmektedir (Barlaz, 1989).

Katı atıkların fiziksel özellikleri; yoğunluk, hacimsel su muhtevası, alan kapasitesi, özgül ağırlık ve boşluk oranıdır. Çizelge 2.3’de bu özelliklerin değer aralıkları verilmiştir.

Çizelge 2.3 Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri (Bilgili, 2006)

Parametre	Aralık
Yoğunluk, kg/m ³	475-830
Hacimsel su muhtevası, %	15-50
Arazi Kapasitesi, % ağırlık cinsinden	50-60 (Sıkıştırılmış atık için)
Özgül ağırlık, t/m ³	1,7-2,5
Boşluk oranı, %	40-60

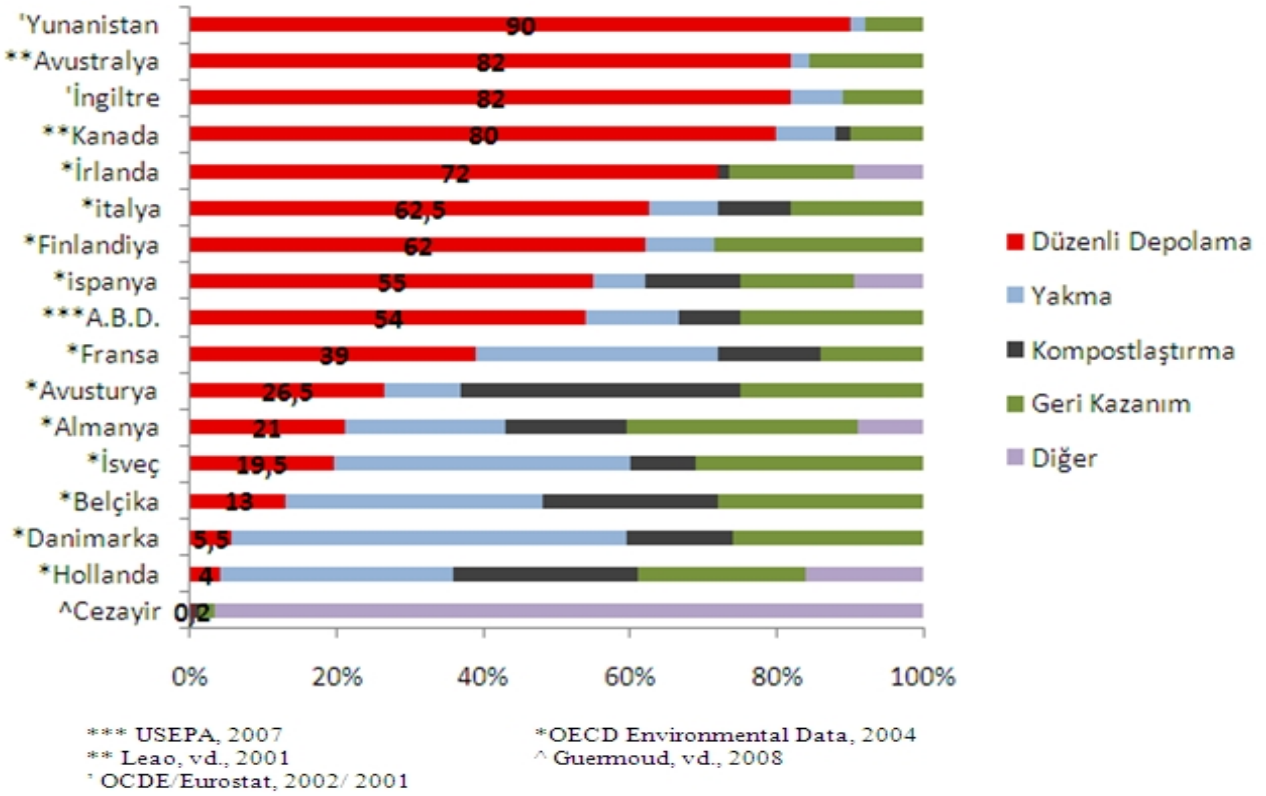
2.2 Katı Atık Bertaraf Yöntemleri

Katı atık yönetiminin amacı, kaynak israfını önlemek ve kaynak yaratmanın dışında eldeki mevcut kaynaklara göre sistemin daha iyi çalışmasını sağlamaktır. Bu nedenle atıkların bertarafı için yapılan çalışmaların çevreyi en az etkileyecek, çağdaş ve en az masrafla yapılması büyük önem taşımaktadır.

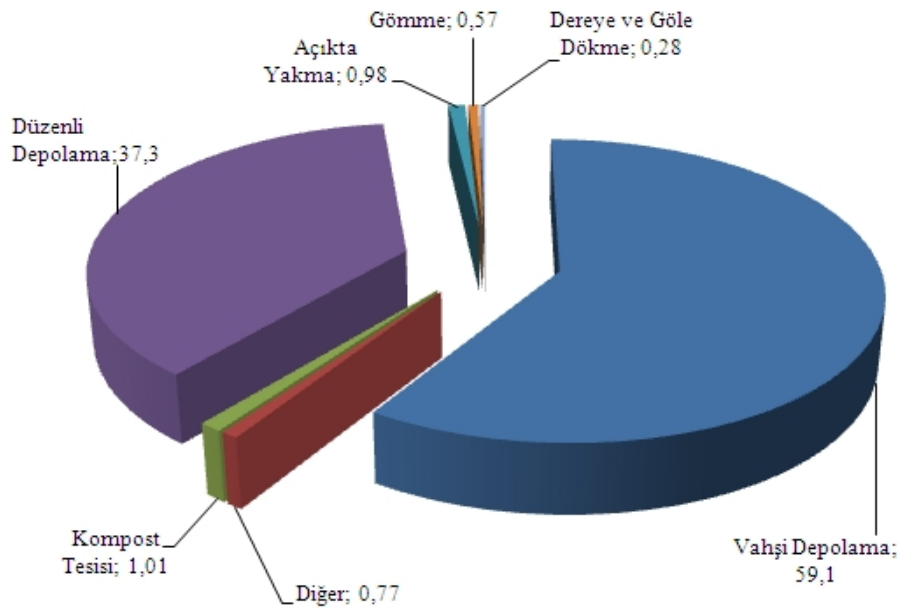
Atıkların çevreye en az zarar verecek şekilde ve en az masrafla bertaraf edilmesi için birçok yöntem geliştirilmiştir ve geliştirilmeye devam etmektedir. Atıkların bileşimindeki farklılıklara rağmen, biyolojik olarak ayrışabilen kısım katı atıkları oluşturan en büyük bileşen durumundadır. Bu organik kısım, aerobik ve anaerobik mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda daha basit bileşenlere dönüştürülebilir. Ayrışma faaliyetlerinin daha etkili bir şekilde gerçekleşmesini, çevre ve insan sağlığının ayrışma sonucu ortaya çıkan nihai ürünlerden mümkün olduğu kadar az etkilenmesini sağlamak ve ekonomik açıdan en uygun prosesi bulmak için çeşitli atık bertaraf yöntemleri geliştirilmiştir. Bu yöntemler içinde en yaygın olarak kullanılanlar ise, geri kazanım, kompostlaştırma, yakma, piroliz ve düzenli depolama yöntemleridir. Farklı ülkelerde kullanılan katı atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı Şekil 2.3’de gösterilmiştir.

Türkiye’de en yaygın kullanılan yöntem vahşi depolamadır. Ancak inşası devam eden ve inşası biten düzenli depo alanlarıyla birlikte, gelecekte düzenli depolamanın katı atık bertaraf yöntemleri arasındaki oranının artarak vahşi depolamanın önüne geçmesi muhtemeldir. Devam eden çalışmalar tamamlandığında düzenli depolama tesislerinden faydalananak nüfusun toplam nüfus içindeki payının % 70 olması beklenmektedir (Çevre ve Orman

Bakanlığı, 2008). Şekil 2.4’de Türkiye’de kullanılan bertaraf yöntemlerinin dağılımı gösterilmiştir.



Şekil 2.3 Farklı ülkelerde kullanılan katı atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı



Şekil 2.4 Türkiye genelinde katı atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı

Türkiye İstatistik Kurumu'nun 2006 yılı verilerine göre, belediyelerde 29 bertaraf ve geri kazanım tesisi bulunmaktadır. 2006 yılında belediyeler tarafından ya da belediyeler adına işletilen bu tesislerin işletme verileri Çizelge 2.4'de özetlenmiştir.

Günümüzde uygulanmakta olan tüm atık bertaraf yöntemlerinde öncelikli gaye, atık miktarının azaltılması ve geri kazanılabilecek maddelerin tekrar ekonomiye kazandırılmasıdır. Geri dönüşüm; atıkların özelliklerinden faydalanarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal ve biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye dönüştürülmesidir. Tekrar kullanımın uygulanması durumunda ürünün kullanım süresi uzatılmış olur (Daskalopoulos, vd., 1997a). Bu nedenle atık içerisindeki geri kazanılabilir maddeler yeterli miktarda ise mutlaka geri kazanım yapılmalıdır.

Çizelge 2.1 Türkiye atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri temel bilgileri

Bertaraf Yöntemi	Sayısı	Kapasite (bin ton)	Gelen Atık (bin ton)	Bertaraf Edilen Atık (bin ton)
Düzenli Depolama Alanı	22	376974	9951	9942
Yakma Tesisi	3	44**	28	28
Kompost Tesisi*	4	606**	268	105

*Üretilen kompost miktarı 29 bin tondur.

** Kapasite bin ton/yıldır

Kompostlama çevresel açıdan düzenli depolamaya tercih edilebilir (Sundberg, 2003). Buna rağmen, kompostlamada birçok çevresel sorun vardır. Amonyak emisyonu yüksek olabilir ve amonyak asidifikasyona ve ötrofikasyona katkıda bulunabilir. Küçük miktarlarda olmalarına rağmen, normalde kompost süresince sera gazları CH₄ ve NO_x oluşur (Beck-Friis, 2001). Kompost ayrıca birçok problem doğurabilen kokuya neden olabilir (Sundberg, 2003).

Yakma, son yıllarda depolama alanlarının azlığı ve arazi fiyatlarının artması sebebiyle birçok ülke tarafından benimsenmiş ve uygulanmaktadır. Geri dönüşümü mümkün maddelerin ayrılmasından sonra, katı atık nem oranı ve kalorifik değerinin uygun olması halinde, gerekli hava kalitesi standartlarının sağlanması şartıyla bu yöntemin uygulanması ekonomik ve çevresel açıdan faydalı olmaktadır. Söz konusu yöntem uygulanmadan önce mutlak surette

katı atıkların yakma işlemi için gerekli şartları sağlayıp sağlamadığı kontrol edilmelidir (Daskalopoulos, vd., 1997b).

Avrupa Birliği ülkelerinde ton başına piroliz maliyeti 34-326 euro, Almanya’da 123-256 euro, İtalya’da 40-90 euro civarındadır (De Gioannis, vd., 2008). Düzenli depolama için ton başına maliyet 30-40 dolar civarındadır. ABD’de 2004 yılında ton başına yakma maliyeti 61.64 dolara yükselirken, ortalama depolama maliyeti de 34.29 dolar olarak belirlenmiştir (NSWMA, 2006).

Katı atık bertaraf yöntemi seçimi sırasında yöntemin uygulanabilirliği, maliyeti ve çevresel etkileri hususlarının yanı sıra katı atık kompozisyonu, yoğunluğu, nem oranı, karbon/azot oranı ve yakıt değeri gibi özelliklerin de mutlaka dikkate alınması gereklidir.

2.2.1 Geri kazanım

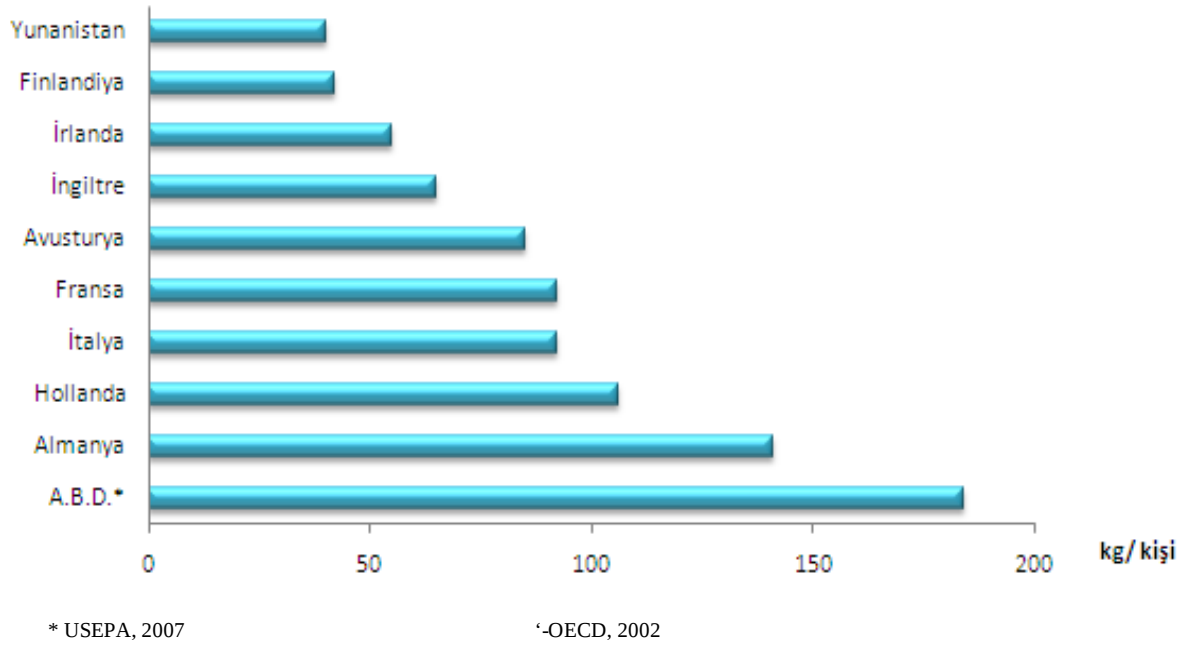
1991 yılında yürürlüğe giren ve son olarak 2002 yılında revize edilen Katı Atık Kontrol Yönetmeliği’ne göre geri kazanım, tekrar kullanım ve geri dönüşüm kavramlarını da kapsayan; atıkların özelliklerinden yararlanılarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal veya biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye çevrilmesini ifade etmektedir.

Geri kazanım tek başına bir bertaraf yöntemi olarak kullanılamasa da bertaraf edilecek atıkların azaltılması ve geri kazanılacak malzemenin ekonomik değeri açısından büyük önem taşımaktadır. Geri kazanıma ile katı atıklardan yakma, kompostlaştırma gibi işlemler sonucu yararlanılabilir ve depo sahasına katı atık miktarı azaltılmaktadır.

Geri kazanıma yöntemi, günümüzde sınırlı hammadde kaynaklarının hızlıca tüketilmesi ve buna bağlı olarak teknolojik gelişmeler sebebiyle dünya endüstrileri arasında ilk sıralarda bulunmaktadır. Birçok ülkede geri kazanıma endüstrileri iyi bir şekilde organize edilmiş, ulusal ve uluslararası pazarlar kurulmuş durumdadır. Şekil 2.5’de çeşitli ülkeler için kişi başına geri kazanılan katı atık miktarları verilmiştir.

Türkiye’de ortaya çıkan yıllık 20 milyon ton evsel katı atığın 2,4 milyon tonu geri kazanılabilir niteliktedir. Türkiye’de pazara sürülen kâğıt-karton miktarının yüzde 36’sı, camın yüzde 23’ü, plastiğin yüzde 33’ü, metalin yüzde 30’u katı atık geri kazanımından elde edilmektedir (Sekman, 2009). Ayrıca ülkemizde atık kâğıt geri kazanımı ve geri dönüşümü için çalışan, orta ve büyük ölçekli 30’un üzerinde işletme mevcuttur. Yılda yaklaşık 600.000 ton kâğıt/karton geri kazanılmaktadır ve yılda yaklaşık 2 milyon ton civarında hurda metal toplanarak geri kazanılmaktadır. Hurda demir/çelik kullanımı bu alandaki en büyük miktarı

oluşturmaktadır.



Şekil 2.5 Çeşitli ülkeler için geri kazanılan atık miktarı

2.2.2 Kompostlaştırma

Kompostlama aerobik veya anaerobik koşullarda organik maddelerin mikroorganizmalarca bozunduğu bir prosestir. Kompostlamada organik maddeler kullanılarak özellikle CO₂ ve H₂O'ya dönüşürken, mikroorganizmalar oksijeni tüketirler. Anaerobik süreçte dönüşüm esnasında yan ürün olarak biyogaz da elde edilmektedir. Atıkların uygun kısımları kompost yapılsa bile, yaklaşık % 30'luk bir kısmının nihai olarak başka bir usulle uzaklaştırılması gerekmektedir (Daskalopoulos, vd., 1997b). Biyolojik atıklardan kompost üretilmesi ülkemizde de gittikçe ilgi görmektedir. Türkiye'deki mevcut katı atık kompost tesisleri ve kapasiteleri Çizelge 2.5'de verilmiştir.

Çizelge 2.2 Katı atık kompost tesisleri ve kapasiteleri (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008)

İller	Kapasite (ton/yıl)	İşlenen Atık Miktarı (ton/yıl)
İzmir	182.000	91.250
İstanbul	360.000	162.000
Antalya (Kemer)	54.750	45.000
Denizli	3.000	1.000

Kompostlama prosesi değişik koşullarda ve birçok madde ile gerçekleşir ve kompostlama hızı ve bitmiş kompostun kalitesi ham maddelerin seçimi ve karışımına bağlıdır. Ayrıca havalandırma, besi maddeleri (C:N oranı), nem, porozite, kıvam, yapı, partikül boyutu, pH, sıcaklık ve süre gibi parametreler kompost üzerinde etkilidir.

2.2.3 Yakma

Katı atıkların hijyenik olarak bertaraf edilmesi, hacimde azaltma ve enerji üretme gibi amaçlarla atıklar yakılmaktadır. Katı atıkların yakılması sonucu gaz, kül ve cüruf oluşmaktadır. Tam bir yanmanın gerçekleşmesi için katı atıkların yanma odasında yeterli bir süre, uygun sıcaklıkta tutulmaları ve iyice karıştırılmaları gereklidir.

Yakma yönteminin kullanılmasıyla çok hızlı bir bertaraf sağlanırken atık hacimce ve ağırlıkça yüksek oranda azalır ve oluşan ısı enerjisinden yararlanılabilir. Bunun yanı sıra ortaya bazı problemler çıkar, bunların en önemlilerinden biri hava kirliliğidir. Yanma sonucu ortaya çıkan çok küçük partiküllerin ve toksik gazların (dioksin gibi) kontrol edilmesi gerekmektedir (Tchobanoglous, vd., 1993). Diğer önemli problemler ise diğer yöntemlere göre ilk yatırım ve işletme maliyetlerinin pahalı olması ve yanma sonucu oluşan yüksek ağır metal içerikli kül ve cürufun yer altı suyuna sızması olarak sıralanabilir.

2.2.4 Piroliz

Piroliz, organik maddelerin oksijensiz ortamda ısıtılarak gaz, katı veya sıvı ürünlere ayrılması (bozundurulması) işlemidir. Piroliz işlemi çok eskilerden beri kullanılan bir yöntem olmasına rağmen katı atıklar için daha yeni kullanılmaya başlamıştır.

Yanma olayı ile piroliz kıyaslandığında yanma yüksek başlangıç sıcaklığında ve oksijenli ortamda gerçekleşirken piroliz daha düşük başlangıç sıcaklığında ve oksijensiz ortamda gerçekleşir. Ayrıca oluşan ürünler açısından da farklılık göstermektedir; yanmada oksitlenmiş cüruf, su, CO₂, SO_x, NO_x, vs. oluşurken pirolizde kömür, indirgenmiş katı kalıntılar, su, sıvı hidrokarbonlar, H₂, CO₂, CO, CH₄, Etan, Propan, H₂S, NH₃, vs. oluşmaktadır.

2.2.5 Düzenli depolama

Katı atıkların çevre sağlığına uygun bir şekilde, tabanı kil ve geomembranla geçirimsiz hale getirilmiş bir araziye dökölüp sıkıştırılması ve üzerinin toprakla örtülmesi, oluşacak metan gazının bacalar aracılığı ile toplanması düzenli depolama olarak ifade edilir.

Atıkların öncelikle geri kazanılması esastır, geri kazılması uygun olmayan atıkların, çevrenin korunması açısından enerji üretimi veya kompost elde edilmesi için ısıl veya biyolojik işlemler uygulanmalıdır. Fakat bu işlemlere uygun olmayan atıklar ve bu işlemler sonucu yan ürün olarak ortaya çıkan atıkların depolanması zorunludur. Ayrıca tüm bertaraf yöntemlerinin sonucunda nihai olarak depolanması gereken bir atık oluşmaktadır.

Katı atık yönetiminde arazide depolama kullanılan en yaygın yöntemdir. Arazide depolama düzenli ve vahşi depolama olarak yapılmaktadır. Türkiye’de az sayıdaki belediyede katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf edilmesi yöntemi uygulanmakta, büyük bir çoğunluk tarafından vahşi depolama yöntemi uygulanmaktadır. Katı atık bertarafı üzerine gelişmiş ülkelerde yapılan bir araştırmada, bu ülkelerde katı atıkların % 73’ünün düzenli depolanma yöntemiyle bertaraf edildiği ortaya çıkmıştır (USEPA, 1995; Leao, vd., 2001).

Düzenli depo sahalarında, yapısal faktörlerden ve atıkta oluşan biyokimyasal proseslerden dolayı farklı çevresel olumsuzluklar ortaya çıkmaktadır. Genel olarak depo sahalarındaki üç ana problem, biyogaz, sızıntı suyu oluşumu ve atık stabilizasyon süresinin uzunluğudur (Ayalon, vd., 2005).

2008 yılı itibariyle Türkiye’de 21 ilde 34 adet aktif katı atık düzenli depolama tesisi bulunmaktadır. 26 ilde düzenli depolama tesisleri inşaat aşamasındadır. 22 ile ise depolama tesisi yapılması proje aşamasındadır (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008).

Düzenli depolama, atığın tekrar geri dönüşü olmayan nihai bir bertaraf yöntemidir. Katı atık düzenli depo sahaları, atıkların sıkışması, iklim, su muhtevası gibi şartlarla kontrol edilen biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonların meydana geldiği bir reaktör olarak düşünülebilir. Böyle bir reaktörde katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı (biyogaz) olmak üzere 3 faz mevcuttur (Şekil 2.6).



Şekil 2.6 Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü

40-50 yıl öncesine kadar hemen hemen tüm atıklar açık ve kontrolsüz olarak arazilere boşaltılmıştır ve bu dönemlerde hacim azaltmak amacıyla atıkların yakılmasına sıkça rastlanmaktadır. Daha sonraları ise açık alanlara çöp boşaltma uygulamaları daha dikkatlice düzenlenmeye başlamıştır. 2. Dünya Savaşı'ndan sonra 5 m'yi bulan çöp ünitelerinden oluşan sıhhi atık depolama uygulamaları yaygınlaşmıştır. Bu sıhhi atık depo alanlarında günlük çalışma sonrasında her bir üniteye atık 15-20 cm kalınlığında doğal örtü tabakası ile kapatılmıştır. Ayrıca bu depo alanlarında 1970'li yıllara kadar sentetik geçirimsiz tabakalar kullanılırken günümüzde bunun yerini yeni çift tabakalı membranlar almıştır.

2.2.5.1 Düzenli depo alanlarının yer seçimi ve tasarımı

Katı atık depolama için yer seçimi oldukça özen gerektiren bir konudur. İdeal bir katı atık depolama sahasının, atık kaynağına yakın olması, topografik eğiminin az olması ve taşkın havzası içerisinde olmaması, bununla birlikte sahayı taşıyan iskeletin taşıma gücünün yeterli olması ve hidrojeolojik özelliklerinin iyi olması gerekmektedir. Bu ideal ortamları aramak yerine azami uygunluk aranmalı, uygun bulunan özelliklerin yanında yetersiz özelliklerin iyileştirilmesi yoluna gidilmelidir (Demir, 2005).

Yer seçiminde dikkat edilmesi gereken hususlar şunlardır;

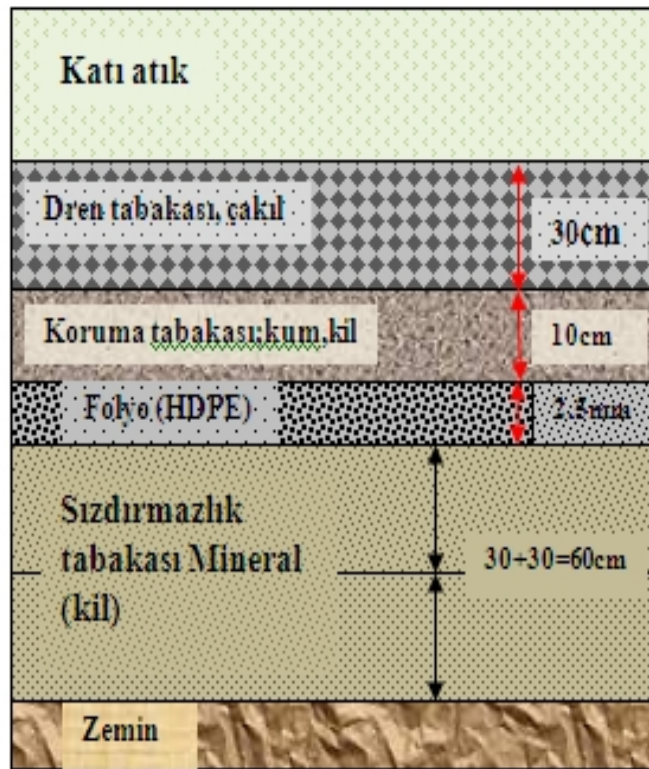
- Yerleşim yerlerine olan mesafe,
- Atık kaynağına yakınlık,
- Atığın taşınması ve nakil uzaklıkları,
- Mevsimsel şartlar,
- Hâkim rüzgâr yönü,
- Havaalanlarına yakınlık,
- Alan ihtiyacı,
- İçme suyu kaynaklarına olan uzaklık,
- Arazinin eğimi,
- Yer altı suyu seviyesine olan uzaklık,
- Arazinin jeolojik ve hidrojeolojik özellikleri,
- Yüzey hidrolojisi,
- Örtü malzemesinin temin edilebilirliği.

Düzenli depo sahalarının tasarımında dikkate alınacak en önemli hususlar, depo gazı kontrol sistemi ve sızıntı suyu toplama sistemlerinin tasarımıdır. Depo sahalarından üretilen sızıntı suyu ve gaz uygun bir şekilde yönetilmediği takdirde çevreyi kirletebilir (Hao, vd., 2007).

Her türlü kirletici ihtiva eden sızıntı suyu eğer önlem alınmazsa yüzeysel ve yer altı sularının kirlenmesine neden olur. Bu yüzden düzenli depo sahasının tasarımı yapılırken büyük kirlilik yükü taşıyan sızıntı suyunun çevreye vereceği olumsuz etkileri önlemek için depo sahasının

tabanı geçirimsiz hale getirilmelidir. Katı atıkların depolanması sırasında saha tabanında geçirimsizliği sağlamak için sızdırabilirliği en düşük malzemeler kullanılmaktadır. Mineral tabaka (kil, bentonit, vs.) kullanılması halinde kalınlığı minimum 0.60 m ve sıkıştırılmış zeminin permeabilitesi en az 1×10^{-8} m/sn olmalıdır. Derinliği en az 10 m ve az çatlaklı kaya zeminlerde bu değer 1×10^{-7} m/sn alınabilir. Bu tabakanın üzerine 0.30 m kalınlığında dren tabaka ve bunun üzerine de en az 1.0 m kalınlığında koruma tabakası konulmalıdır. Sızıntı suyu ve gaz uygun bir şekilde yönetilmediği takdirde çevreyi kirletebilir (Demir, 2005). Şekil 2.7’de depo alanı taban geçirimsizlik sistemi şematik çizimi verilmiştir.

Bir depolama alanının en önemli unsurlarından birisi sızıntı suyu toplama sistemidir. Depo sahası içinde ve depo alanının çevresinde olmak üzere iki sistem kurmak gerekebilir. Alttan drenaj sistemi düzenli depolama alanının içinde bulunur ve sızıntı suyunu depo alanının tabanından toplar. Çevresel toplama sistemi alanın çevresine inşa edilir ve depolama alanına yüzeysel akışın (yağmur, kar suyu) girişini kontrol etmek amacı ile kullanılır (Demir, 2005).



Şekil 2.7 Depo tabanı geçirimsizlik sistemi

Kentsel katı atıkların birçoğu uygun olmayan depo sahalarına dökülmekte ve kentsel katı atıkların depolanmasının bir yan ürünü olan metan gazı atmosfere yayılmaktadır. Bazı modern

atık sahalarında depo gazı yenilenebilir bir enerji kaynağı olarak, elektrik veya ısı üretmek için toplanıp kullanılmaktadır. 2001 yılı itibariyle dünya genelinde depo biyogazını biriktiren yaklaşık 1000 adet depo alanı vardı. Teorik ve deneysel çalışmalar kentsel katı atıkların tam anaerobik bozunması sonucu kuru biyokütlenin tonu başına yaklaşık 200 Nm³ metan üretildiğini göstermektedir. Dünya çapında bir yılda depolanan yaklaşık 1.5 milyar ton kentsel katı atık için, depo alanlarındaki metan üretiminin tahmini miktarı 75 milyar Nm³'tür. Şu anda bu miktarın % 10'undan daha azı düzenli bir şekilde toplanıp değerlendirilmektedir (Themelis ve Ulloa, 2005).

Gaz toplama sistemleri düşey ve yatay olmak üzere iki türlü tasarlanabilir. Düşey gaz alma bacaları, katı atık yığını ile birlikte yükseldiğinden daha yaygın olarak kullanılmaktadır. Depo yüksekliği küçük olan tesislerde genellikle baca içerisine çakıl doldurulmaktadır. Orta büyüklükteki bacalarda ise dâhili beton boru kullanılmaktadır. Bacalara sızıntı suyu girişi ihtimaline karşın baca altları sızıntı suyu şebekesine bağlanır. Bacalarda biriken gazın atmosfere yayılarak koku gibi sorunlar oluşturmamasını önlemek amacıyla bacaların ağızları kapaklarla kapatılır.

2.2.5.2 Düzenli depo alanlarının işletilmesi ve kapatılması

Çevreye zarar vermeyen sağlıklı bir çöp dolgusu elde etmek ve depo sahası kapasitesinin planlanan süreden önce doldurulmasını önlemek için işletmenin tekniğine uygun olarak çalıştırılması gerekmektedir. Bunun için;

- Çöpler sahaya kontrol edilerek ve tartılarak alınmalıdır,
- Tehlikeli ve zararlı maddeler evsel atık depolarına depolanmamalıdır,
- Sıvı atıklar depolanmamalıdır,
- Çöpler döküldükten sonra tabakalar halinde sıkıştırılarak depolanmalıdır,
- Gün sonunda, depolanan çöplerin üstü 10-15 cm'lik toprak örtüyle kapatılmalıdır,
- Depolamaya başlandığında ilk katı atık tabakası yüksekliği 2 metre olmadan sıkıştırma araçları sahaya sokulmamalıdır (Depo tabanının ve dren borularının zarar görmesini engellemek için),
- Sahaya düşen yağış suları kontrol edilerek depo sahası gövdesine girişler önlenmelidir,
- Çöp dökümü kontrollü olarak yapılmalı ve gaz bacalarının zarar görmeleri önlenmelidir,
- Depo sahasına yakın yer altı ve yüzeysel sulardan düzenli olarak numune alınmalıdır,
- Çıkan gaz ve sızıntı suyu miktar ve özellikleri sürekli incelenmelidir,
- Saha içi yolların, yüzeysel su kanallarının bakımı ve kontrolü rutin olarak yapılmalıdır.

Depolama işleminin tamamlanmasından sonra, atık dökümüne kapatılacak olan alanlar, tekniğe uygun olarak kapatılmalıdır. Bunun için önce depo sahası üst yüzeyi geçirimsiz hale getirilerek yağmur sularının depo sahası içine girmesi önlenmelidir. Depo sahasının

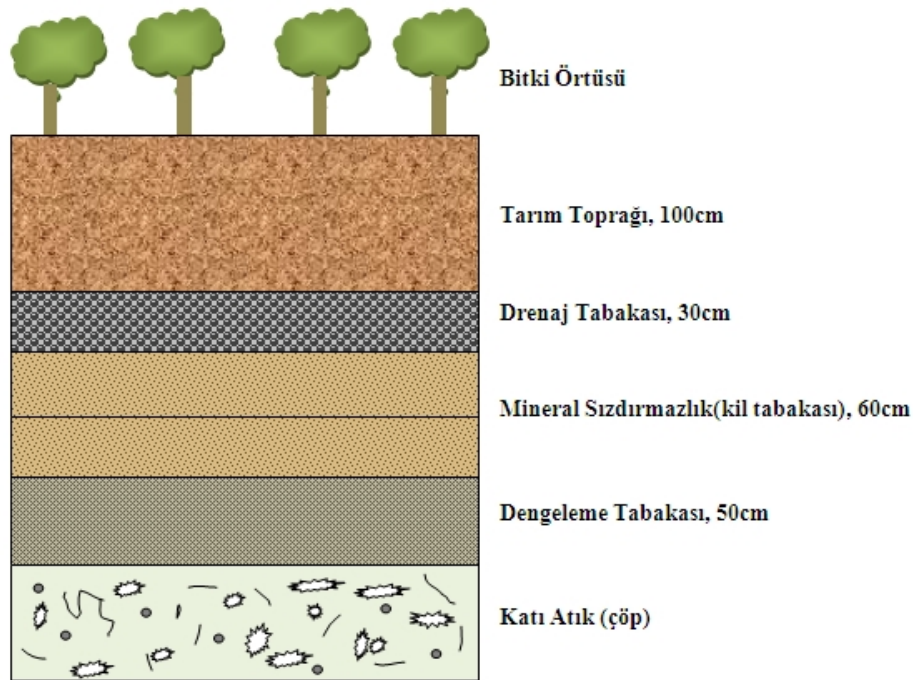
kapatılmasında şu sıra takip edilir:

- Sıkıştırılmış ve düzeltilmiş çöpün üzerine 50 cm kalınlığında dengeleme tabakası serilir. Kullanılan toprağın türü önemli olmamakla birlikte, homojen olmasına dikkat edilmelidir,
- Dengeleme tabakası üzerine her biri 30 cm'lik iki tabaka şeklinde toplam 60 cm sıkıştırılmış mineral (kil) tabakası serilir. Bu mineral tabakası yerine veya birlikte 2.5 mm kalınlığında HDPE kullanılabilir. Bu tabakanın permeabilitesi 1×10^{-8} m/sn'dir.
- Geçirimsiz tabakanın üzerine 30 cm kalınlığında drenaj tabakası yapılır. Malzeme olarak genelde kireç oranı düşük kum ve çakıl kullanılır. Bu tabaka sayesinde, yağış ve sulama suları deponun gövdesine geçmeden toplanarak tahliye edilir. Bu tabakanın permeabilitesi 1×10^{-3} m/sn'dir.
- Drenaj tabakasının üzerine ekilecek ve dikilecek bitkilerin kök derinliğine göre minimum 1m derinliğinde tarım toprağı serilir. Depo kütlesine düşen yağmurun kısa sürede sahayı terk etmesi için bu tabakanın eğiminin % 3'den büyük olması gerekir.

Kapatılmış bir depo sahasının şematik gösterimi Şekil 2.8'de verilmiştir.

2.2.5.3 Düzenli depo alanlarının çevreye etkisi

Depo alanları eskiden uygulanan yöntemlerinin dezavantajlarını ortadan kaldırmış olmasına rağmen depo gazı ve sızıntı suyu oluşumu gibi yeni problemlerle karşılaşmıştır. Bu problemlerin sağlığa zararlarının yanı sıra yangınlar ve patlamalar, bitki örtüsüne zararlar, istenmeyen kokular, sahada meydana gelen çökmeler, yeraltı suyu kirlenmesi, hava kirlenmesi ve global ısınma gibi olumsuz etkileri de görülmektedir (El-Fadel, vd., 1997, Cossu, 1989).



Şekil 2.8 Depo sahasının kapatılması (Demir, 2005)

Metan muhtevası bakımından zengin olan depo gazı, enerji kazanımı için elverişli olmasına rağmen, uçuculuğu, havayla birlikte patlayıcı özelliğe sahip olması gibi olumsuz etkilere sahiptir. Sahadan ayrılan gaz, depo sahasına yakın binalara ve yer altı tesislerine girer. Toprağın karakteristiklerine bağlı olarak depo gazı, depo sahasından çok uzaklara ulaşabilir (Gendebien, 1992). Depo gövdesine havanın girmesiyle metan ve oksijen karışımı belli bir değere ulaşarak yangın riskleri meydana gelebilir. Metanın oksidasyonu sırasında, topraktaki oksijenin azalması ve açığa çıkan ısıнын toprak sıcaklığını artırması örtü toprağı üzerindeki bitkinin havasız kalmasına neden olur ve bu esnada açığa çıkan yüksek konsantrasyonlardaki (% 30-45) karbondioksit de bitki gelişimine zarar verebilir.

Kokular, genellikle atmosfere yayılan depo gazı içerisinde, düşük konsantrasyonlarda kokuya yol açan bileşenlerin (esterler, hidrojen sülfid, organosülfürler, alkilbenzenler, limonen ve diğer hidrokarbonlar) bulunmasından kaynaklanmaktadır. Atık kompozisyonu, depo yaşı, ayrışma safhası, gaz oluşum hızı ve depo sahasındaki mikrobiyal popülasyonların yapısı gibi faktörlere bağlı olarak depo gazlarından kaynaklanan kokunun derecesi değişmektedir. Kokuya sebep olan eser miktardaki bileşenlerin çoğu toksik özelliktedir.

Yüksek konsantrasyonlarda karbondioksit içeren depo gazları, bu gazın yüksek çözünürlüğe sahip olmasından dolayı yeraltı suyunu önemli derecede kirletme potansiyeline sahiptir. Ayrıca depo gazındaki eser miktardaki toksik gazların da hava ve yeraltı suyu kaynaklarına ciddi zararlar verebileceğı belirlenmiştir. Literatürde düzenli depo sahalarından uzak mesafelerdeki yeraltı sularında vinil klorid ve diğer uçucu hidrokarbonların belirlendiğine dair çalışmalar mevcuttur (Gendebien, vd., 1992). Ayrıca depo gazındaki eser miktardaki toksik gazların da hava ve doymamış gözenekli ortamdaki hareketi ciddi zararlar verebilmektedir (El-Fadel, vd., 1997).

Depo sahalarından çıkan metan ve karbondioksit emisyonları küresel ısınmaya veya sera etkisine katkıda bulunurlar. Metan moleküler ölçekte global ısınmaya karbon dioksitten 20-25 kat daha fazla etki yapmakta ve diğer gazlara nazaran atmosferde kalma süresi daha uzun olmaktadır (Gardner, vd.,1993). Metan ve karbon dioksit, depo sahalarında oluşan gazların en büyük iki bileşeni olmasına rağmen, insan ve çevre sağlığına olumsuz etki yapabilecek eser miktarda bileşenler ihtiva ettiği değişik çalışmalarda ifade edilmiştir. Depo sahalarından çıkan uçucu organik bileşiklerin (VOC) emisyonları 4.10^{-4} - 1.10^{-3} kg/m²/gün arasında değişebilir (El-Fadel, vd., 1997). Depo gazında bu kimyasallar evsel katı atıklarla birlikte endüstriyel atıkların da depolanması veya kaçak depolama sonucu meydana gelmektedir. Eser gaz emisyonlarından kaynaklanan en önemli tehlikeler hava kirliliğı ve halk sağlığı üzerine

etkileridir. VOC emisyonlarının kanser riskini arttırdığı ve ozon tabakasına zarar verdiği bilinmektedir. Bunun yanında eser gazlar, metanojenlerin büyümesini inhibe ederek metan oluşumunu etkileyebilir. Ayrıca bu gazlar, gaz toplama sistemlerinde korozyona sebep olabilirler (Gendebien, vd., 1992).

3. DÜZENLİ DEPO ALANLARINDA ATIKLARIN AYRIŞMASI

Düzenli depo sahalarında atığın ayrışması ve stabilize olması sırasında gerçekleşen proseslerin anlaşılabilmesi için, öncelikle atığın depolandıktan sonra maruz kaldığı parçalanma proseslerinin bilinmesi gerekmektedir. Bu prosesler eş zamanlı olarak gerçekleşmelerine ve birbirleriyle yakından ilişkili olmalarına rağmen, genel olarak kimyasal, biyolojik ve fiziksel prosesler olmak üzere 3 gruba ayrılırlar. Gaz, sızıntı suyu, artık madde ve biyolojik olarak stabil hale gelmiş nihai ürünler, bu üç prosesin gerçekleşmesiyle meydana gelir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996).

Düzenli depo sahalarında atıkların ayrışması oldukça karmaşık bir prosestir. Fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanabilir. Kimyasal ayrışma, atık içerisindeki maddelerin sızıntı suyuyla çözünmesiyle gerçekleşir. Çökeltme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları da kimyasal ayrışma sırasında meydana gelir. Biyolojik ayrışma ise, depo sahasında atıkların maruz kaldığı en önemli prosestir. Biyolojik ayrışma, pH ve redoks potansiyelleri gibi değişkenler üzerindeki etkisinden dolayı fiziksel ve kimyasal ayrışmayı da kontrol eden prosestir (Bilgili, 2006).

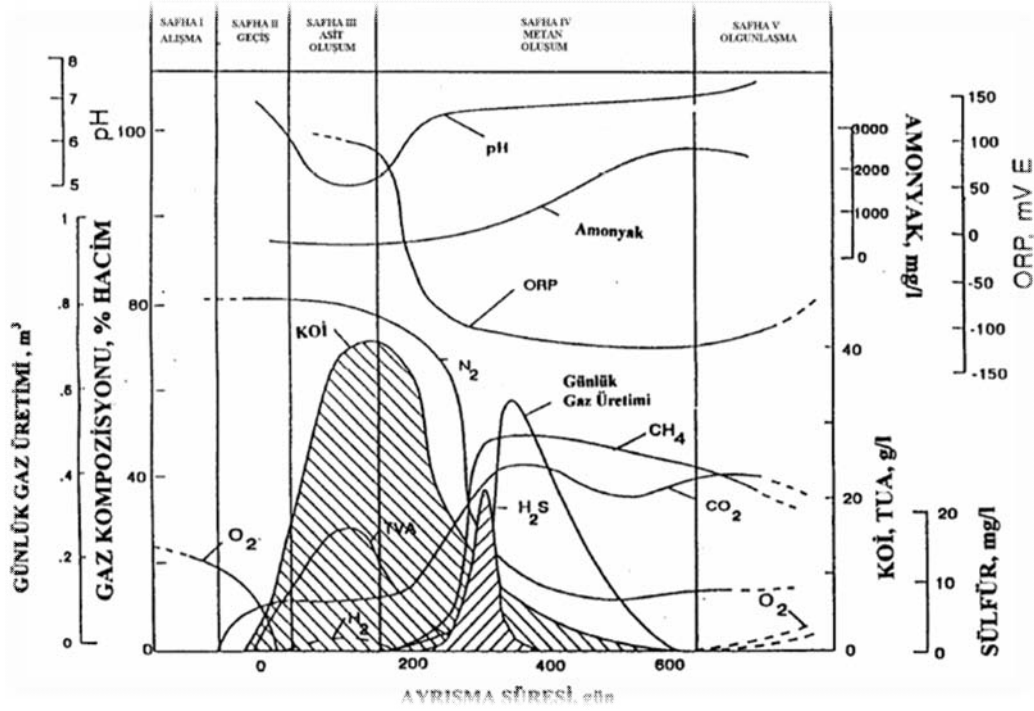
3.1 Atıkların Anaerobik Ayrışması

Klasik depolama alanlarında, kendi hallerine bırakıldıklarında mikroorganizma faaliyetleri sonucunda oksijen tükenene kadar aerobik olarak ayrışan organik maddeler, daha sonra anaerobik olarak ayrışır ve önemli miktarda CO₂ ve CH₄ içeren bir gaz oluşur. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Bu artık organik madde stabilize olmuştur. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanır (Şekil 3.1).

Klasik anaerobik depo alanlarında atıkların ayrışması beş evrede incelenebilir (Şekil 3.2). Sızıntı suyu ve depo gazı özellikleri her evrede meydana gelen farklı mikrobiyolojik aktivitelerin sonucu olarak değişim göstermektedir (Çizelge 3.1).

1.Evre, Hidroliz: Atık, depo alanındaki yerini aldıktan çok kısa bir süre sonra kentsel katı artıktaki biyolojik olarak parçalanabilen bileşikler oksijenin varlığıyla mikrobiyal bir bozunmanın etkisine girerler (Warith, 2002). Bu evrede basit şekerler hızla parçalanırken, lignin, tannin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş gerçekleşir. Ayrıca önemli miktarda kimyasal ara ürünlerle birlikte büyük çoğunluğu CO₂ ve amonyak (NH₃)

olan ve içerisinde önemli miktarda su bulunan bir gaz karışımı oluşur. Atıklar depolandıktan hemen sonra ısı açığa çıkmaya başlar ve sıcaklık hızla artar. Daha sonra, atık içerisindeki O_2 hızla tükenir ve atıkların ayrışması anaerobik şartlar altında devam eder. Organik maddelerin daha küçük, kolayca çözünebilir hale gelmesinden sonra, hidroliz prosesinin depo sahası gövdesinde sınırlayıcı proses olduğu söylenebilir (Christensen ve Kjeldsen, 1989).



Şekil 3.1 Atıkların anaerobik ayrışma fazları (Bilgili,2006)

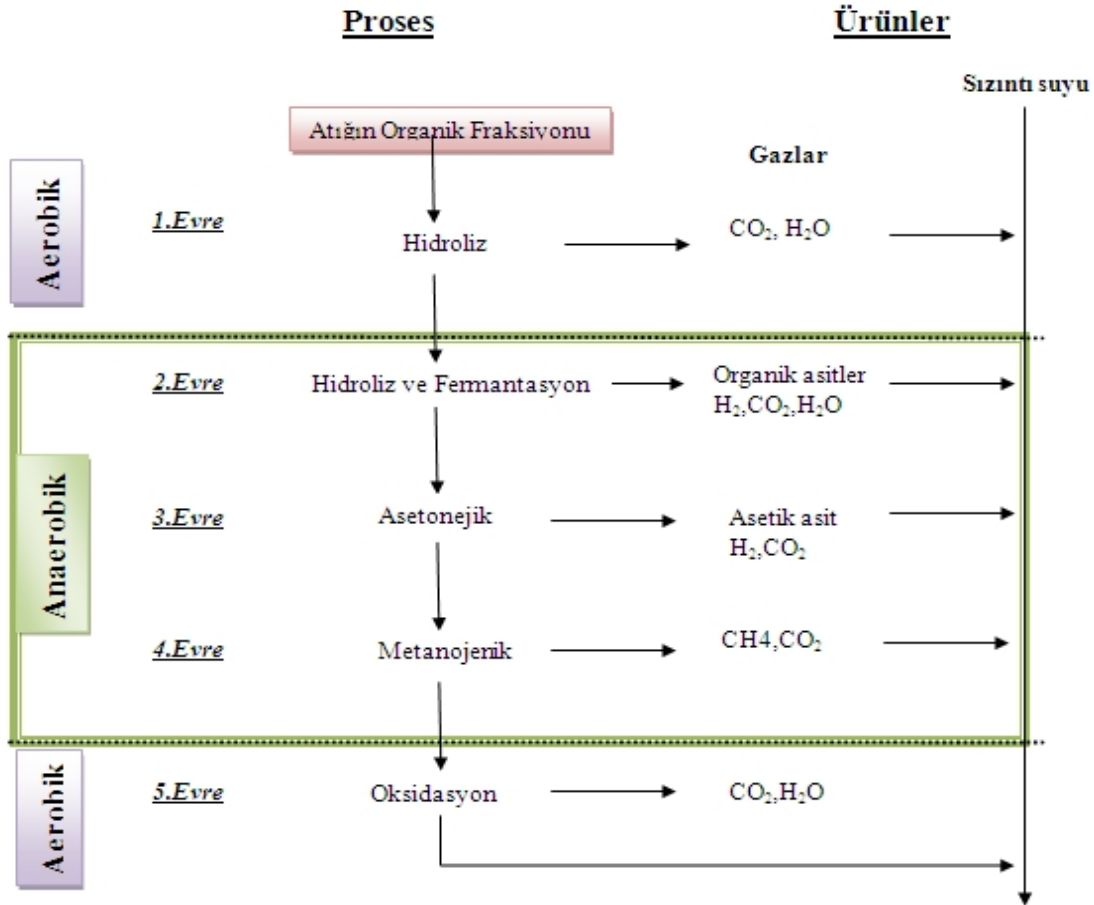
2.Evre, Fermantasyon (Geçiş Fazı): Oksijen tükenmek üzeredir ve anaerobik şartlar gelişmeye başlamıştır. Oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu ilk olarak uçucu yağ asitleri, alkoller, CO_2 ve H_2 oluşur. Geçiş fazı boyunca, yüksek konsantrasyonlardaki karbondioksit ve organik asitlerin varlığından dolayı oluşan sızıntı suyunun pH'ı düşmeye başlar ($pH=5-6$) (Warith, 2002).

Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500-2000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda NH_4^+-N içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermantasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düşükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür.

Çizelge 3.1 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakterinin gerçekleştirdiği en önemli reaksiyonlar (Christensen ve Kjeldsen, 1989)

Fermantatif Proses			
$C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$2 CH_3COOH + H_2 + 2 CO_2$	
$C_6H_{12}O_6$	$\longrightarrow$	$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2 + 2 CO_2$	
$C_6H_{12}O_6$	$\longrightarrow$	$2 CH_3CH_2OH + 2 CO_2$	
Asetojenik Proses			
$CH_3CH_2COOH + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + 3 H_2O + CO_2$	
$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$2 CH_3COOH + 2 H_2$	
$CH_3CH_2OH + H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + 2 H_2$	
$C_6H_5COOH + 4 H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + H_2$	
Metanojenik Proses			
$4 H_2 + CO_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$	
CH_3COOH	$\longrightarrow$	$CH_4 + CO_2$	
$HCOOH + 3 H_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$	
$CH_3OH + H_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + H_2O$	
Sülfat İndirgeme Prosesi			
$4 H_2 + SO_4^{2-} + H^+$	$\longrightarrow$	$HS^- + 4 H_2O$	
$CH_3COOH + SO_4^{2-}$	$\longrightarrow$	$CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$	
$CH_3C_2H_4COOH + SO_4^{2-} + H^+$	$\longrightarrow$	$4 CH_3COOH + HS^-$	
HCOOH: Formik Asit $C_6H_{12}O_6$: Glukoz CH_4 : Metan HS ⁻ : Hidrojen Sülfid	CH ₃ COOH: Asetik Asit CH ₃ OH: Metanol CO ₂ : Karbondioksit HCO ₃ ⁻ : Hidrojen Karbonat	CH ₃ CH ₂ COOH: Propiyonik Asit CH ₃ CH ₂ OH: Etanol H ₂ : Hidrojen H ⁺ : Proton	CH ₃ C ₂ H ₄ COOH: Bütirik asit C ₆ H ₅ COOH: Benzoik asit SO ₄ ²⁻ : Sülfat H ₂ O: Su

3.Evre, Asit oluşumu: Bu evrede metanojenik olmayan bakteriler, daha karmaşık bir yapıya sahip olan alkoller ve daha uzun zincirli organik asitleri (yağ asitleri) asetik asit, H₂ ve CO₂'e dönüştürürler. Çok miktarda H₂ üretildiğinden, ortamda H₂ tüketen bakterilerin de (sülfat indirgeyen bakteriler, metanojenler) bulunması gerekmektedir. Böylelikle, sistem içerisinde H₂'nin kısmi basıncı çok düşük değerlerde tutulmuş olur. Uçucu yağ asidi konsantrasyonu azalmaya başlar. pH ve alkalinite de artış, kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır.



Şekil 3.2 Anaerobik depo alanlarında atıkların bozunma evreleri (Rich vd., 2007)

Bu fazda gerçekleşen iki ana reaksiyon vardır. Birinci reaksiyon, daha yüksek moleküler kütle bileşiklerinin (lipitler, polisakkaritler, proteinler ve nükleik asitler) mikroorganizmalar tarafından enerji kaynağı olarak kullanılabilen bileşiklere dönüşümüdür (hidroliz). Asitojen, ilk reaksiyon sonucu oluşan mikrobiyal bileşiklerin asetik asit (CH₃COOH) bileşikleri gibi daha düşük moleküler kütle bileşiklerine dönüşümünü içeren, bu fazın ikinci reaksiyonudur. Bu dönüşüme dâhil olan mikroorganizmalar daha çok metanojenik olmayan veya asitojenler olarak bilinmektedirler. Karbondioksit, bu faz boyunca küçük miktarda hidrojen gazıyla birlikte üretilen asıl gazdır. Üretilen sızıntı suyunun pH'ı depo sahasının içerisinde artan CO₂ konsantrasyonundan dolayı 5 veya daha aza düşer. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve iletkenlik, sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesinden dolayı artacaktır (Warith, 2002).

4.Evre, Metan oluşumu: Bu evrede, bir grup mikroorganizma asetik asitleri ve hidrojen gazını metana ve karbondioksite dönüştürür. Biyogazın hacimce % 50-65'i metandır. Bu

reaksiyondan sorumlu olan bakteriler, metanojenik veya metanojenler olarak adlandırılır (Warith, 2002). Metanojenler, hücre şekli ve yapısı bakımından çok az farklılık gösteren ve çok değişik türleri olan bir bakteri grubudur. Metanojenik bakteriler zorunlu anaerobiktirler ve çok düşük redoks potansiyeline sahiptirler. Metanojenler genel olarak 6 gruba ayrılmışlardır; *Methanobacterium*, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanobrevibacter*, *Methanospirillum*, ve *Methanogenium*. Yaşadıkları ortamın sıcaklığına göre ise metanojenler 3 gruba ayrılabilir. Termofilik grup 44°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda, mezofilik bakteriler 20-44°C arasında, psikrofilik bakteriler ise 20°C'nin altında faaliyetlerini sürdürürler. Ancak her üç grup bakterinin de faaliyetlerini gerçekleştirebilmesi için tamamen anaerobik bir ortam (çok düşük oranlarda O₂ de bu bakteriler için toksik olabilir) ve hemen hemen nötr pH değerleri gerekli olan temel şartlardır (Bilgili, 2006). Metan bakterileri, metabolizmaları için besi maddesi ve enerji kaynağı olarak çok sınırlı sayıda substrat kullanırlar.

Bu evrede metanojenik faaliyetlerden dolayı uçucu yağ asitleri ve H₂ konsantrasyonları düşmektedir. Ayrıca organik madde konsantrasyonundaki ani düşüşe bağlı olarak KOI ve BOI₅ değerlerinde de düşüş gözlenmektedir.

5.Evre, Oksidasyon (Olgunlaşma Fazı): Biyolojik olarak ayrışabilir maddelerin karbondioksit ve metana dönüştürülmesinden sonra başlar. Depo gazı üretim oranı kayda değer şekilde azalır, çünkü mevcut nütrientlerin çoğu metanojenik faz boyunca sızıntı suyuyla birlikte uzaklaştırılmıştır ve kalan substratlar biyolojik olarak yavaşça bozunabilenlerdir. Olgunlaşma fazı boyunca, sızıntı suyu biyolojik olarak işletilmesi zor olan hümik ve fulvik asitleri içermektedir (Warith, 2002). Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir.

3.1.1 Anaerobik ayrışmayı etkileyen faktörler

Anaerobik depo sahasında ayrışmayı etkileyen temel faktörler oksijen, hidrojen, pH ve alkalinite, sülfat, nütrientler, inhibitörler, nem muhtevası, sıcaklık ve atığın dane boyutudur (Bilgili, 2006). Bu faktörler ve anaerobik ayrışım üzerindeki etkileri aşağıda kısaca açıklanmıştır.

3.1.1.1 Oksijen

Ortamda serbest oksijenin bulunmaması, anaerobik bakterilerin ayrışma proseslerini gerçekleştirmesi için gerekli ve zorunlu bir şarttır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile anaerobik arıtma sürecini olumsuz yönde etkilemektedir. Bu yüzden NO³⁻, H₂O₂, SO₄²⁻, vb.

maddeler bakteri yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Metanojenik bakteriler, O_2 'e en duyarlı bakterilerdir. Oksijen depo sahalarında atık içerisine atmosferden difüzyon yolu ile girer. Ancak depo sahası yüzeyindeki aerobik bakteriler oksijeni tüketirler.

Oksijen depo sahalarında atık içerisine atmosferden difüzyon ile girer. Bu oksijen depo sahalarının üst bölgelerinde bulunan aerobik bakteriler tarafından hızlı bir şekilde tüketilir. Metan bakterileri, oksijen girişiyle tamamen yok olmaz (Demir, 2005). Aerobik çamurun ve aerobik toprağın anaerobik inkübasyonu CH_4 oluşumuyla sonuçlanır (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

3.1.1.2 Hidrojen

Hidroliz safhasında suda çözünür hale gelen organik maddeler, asit oluşumu safhasıyla asit üreten bakteriler tarafından asidik maddelere (propiyonik, bütirik ve asetik asitler) dönüştürülür. Bir sonraki safhada meydana gelen asidik maddeler fermentatif ve asetojen bakterileri tarafından asetat (CH_3COO^-) ve hidrojene dönüştürülür. Üretilen hidrojenin basıncı biyokimyasal dönüşümleri etkiler. Etanol, bütirik asit ve propiyonik asit gibi organik bileşikler H_2 basıncı çok yüksek değilse asetojenik bakteriler tarafından da oluşturulabilir. Propiyonik asidin oluşabilmesi için H_2 basıncının 9×10^{-5} atm.'in altında olması gerekmektedir. Yani H_2 basıncı yüksek ise propiyonik (ve bütirik) asit oluşacak fakat bu bileşikler daha fazla ayrılmayacaktır. Hidrojen basıncının artmasıyla uçucu yağ asidi miktarı artarken pH düşer ve metan üretimi durur. Hidrojenin kısmi basıncının H_2 ve CO_2 'den metan oluşması için 10^{-5} atm'in altında olması gerekmektedir (Christensen ve Kjeldsen, 1989).

3.1.1.3 pH ve alkalinite

Anaerobik ayrışma sırasında, bakteriyel faaliyetler için gerekli olan uygun pH değerlerinin sağlanması oldukça önemlidir. Çoğu bakteri türü hidrojen (H^+) ve hidroksil (OH^-) iyonlarına karşı oldukça hassastır. Aşırı organik asit üretiminden kaynaklanan düşük pH değerleri, metan bakterilerinin faaliyetlerinin durmasına sebep olabilmektedir. Metan bakterileri pH 6-8 aralığında faaliyet gösterirler. pH değerinin 6'nın altına düşmesi metan bakterileri üzerinde toksik etki gösterebilir. pH değerlerinin nötr olması durumunda atık ayrışma proseslerinin daha hızlı gerçekleştiği gözlenmiştir (Bilgili, 2006).

Alkalinite eklenmesinin katı atıkların stabilizasyonu üzerinde olumlu etkileri vardır. Bu durum, sızıntı suyundaki kirleticilerin giderimini ve katı atık stabilizasyonunu hızlandırmaktadır. Eklenen alkaliniteden tamponlama kapasitesi en yüksek olan CO_3^{2-} , sonra

sırasıyla HCO_3^- ve OH^- alkalinitesidir. Alkalinite eklenmesi kirletici oranlarını azaltmayı hızlandırabilir. Alkalinite eklenmesinin NH_4^+-N , NO_3^--N ve NO_2^--N giderimi üzerinde açık bir etkisi yoktur ancak nitrojenin dönüşümü ve toplam azotun giderimi üzerinde pozitif etkileri mevcuttur (Jun, vd., 2008).

3.1.1.4 Sülfat

Sülfat (SO_4^{2-}), anaerobik şartlar altında elektron kabul eden bir maddedir. Hem sülfat indirgeyen bakteriler hem de metan bakterileri asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullandığından bu iki bakteri türü arasında rekabetin doğmasına neden olur. Sülfat indirgeyen bakteriler elektronları metan bakterileri etrafından uzaklaştırarak kendilerine doğru çekerler. Böylece daha düşük metan üretimi gerçekleşirken yüksek miktarda H_2S oluşur. Meydana gelen H_2S , metan bakterileri üzerinde olumsuz etki yapar. Sülfat konsantrasyonunun azalmasıyla metan oluşumu büyük oranda artar (Demir, 2005).

Sülfatın indirgenmesi sonucu oluşan H_2S , metan bakterileri için toksik olabilir. Pratikte $\text{KOİ}/\text{SO}_4^{2-}$ oranının 7-10'dan düşük değerlerinde önemli miktarda inhibisyon gerçekleşebilir. Nötr pH aralığında çözünmüş sülfürlerin yaklaşık % 50'si uçucu haldedir. pH 6'da sülfürlerin büyük bölümü H_2S şeklindedir. Koku problemi olan anaerobik tesisler hafif bazik şartlarda işletilerek H_2S 'in çözünmesini sağlamak suretiyle bu sorun giderilebilir. Sülfür tek başına anaerobik prosesler için toksik olmasına rağmen, ağır metallerle birlikte çözünmeyen tuzlar oluşturduğu için zararlı etki göstermez (Bilgili, 2006).

Metan oluşumunun sülfatla ilişkisi, sülfatın metanojenik bakteriler üzerindeki herhangi bir toksik etkisiyle bağdaştırılmamış, sadece substrat rekabetiyle ilişkilendirilmiştir. Metan bakterilerinin az olduğu kültürlerde sülfat, metan oluşumunu etkilemez, ancak eğer ortamda *Desulfovibrio* gibi sülfat indirgeyen gruplar varsa, sülfatın indirgenmesi çok fazla enerji gerektiren bir reaksiyon olduğundan bir sınırlandırma söz konusudur (Nastev, 1998).

3.1.1.5 Nütrientler

Anaerobik mikroorganizmalar için gerekli mikronütrientler sülfür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, demir, nikel, çinko, bakır, kobalt, molibden ve selenyum depo sahalarında bulunmaktadır. Bu iz elementlerin ortamda düşük miktarlarda mevcut olması, anaerobik ayrışma prosesini hızlandırırken, belirli eşik seviyelerin üzerinde inhibisyon etkisi göstermektedirler. Anaerobik sistemler için organik madde (KOİ olarak), azot ve fosfor arasındaki optimum oran 100:0,44:0,08'dir (Cossu, 1989). Bu oranda en düşük değere sahip

olan fosfor anaerobik ayrışma prosesinde kısıtlayıcı bes maddesidir.

3.1.1.6 İnhibitörler

Katı atıklar içerisinde belirli konsantrasyonlarda, metanojenik bakteriler başta olmak üzere bakteri aktivitesini yavaşlatan maddeler bulunmaktadır. Ancak toksik etki gösteren bu maddeler için sınır değerleri konusunda farklı veriler mevcuttur. Sınır değerlerle ilgili bu farklılığın sebebi, bu maddelerin inhibisyon etkisinin yalnızca konsantrasyona değil pH, sıcaklık, diğer maddelerin konsantrasyonları gibi çevresel koşullara da bağlı olmasından kaynaklanmaktadır.

Sülfat, uçucu yağ asitleri, ağır metaller, kalsiyum, sodyum, potasyum, amonyak ve klorlu organik bileşenler yüksek konsantrasyonlarda bulundukları takdirde anaerobik ayrışma için toksik etki yapabilirler. Önemli miktarlarda endüstriyel kimyasallar içeren katı atık düzenli depo sahalarında asetaldehit, akrilik asit, katekol, dietil amin, etil asetat, etil benzen, formaldehit, kloroform, nitrobenzen, fenol, propanol, vinil klorür gibi özel organik maddeler metan oluşumunu engelleyebilir (Alkalay, vd., 1998).

Asetik, propiyonik ve bütirik asitlerin toplam konsantrasyonlarının 6000 mg/L'den az olması gerekmektedir ve karbondioksitin kısmi basıncının 0,5 atmosferden fazla olması durumunda asetik asitten metan oluşumu inhibisyona uğrar. Ayrıca pH'ın artmasıyla amonyumda inhibisyon etkisi meydana gelmektedir (Sekman, 2009).

3.1.1.7 Nem muhtevası

Katı atıklar depo sahalarına ilk depolandıklarında % 30-40 arasında nem muhtevasına sahiptirler. Suya doygun olmayan atıklardan daha çok H₂ üretilirken, suya doygun atıklar daha çok CH₄ ve CO₂ oluştururlar. Birim katı atık başına oluşan biyogaz üretimi ile nem oranı arasında logaritmik bir ilişki vardır. Depo sahasında metan üretiminin optimize edilebilmesi için atıkların suya doygun olması gerekir (Bilgili, 2006).

Nem muhtevası (ağırlıkça) atığın içerisindeki suyun kütesinin miktarını tanımlar. Nem muhtevası üç farklı yolla tanımlanır: (a) suyun kütesinin atığın kuru kütesine oranı, (b) suyun kütesinin atığın ıslak kütesine oranı veya (c) suyun hacminin atığın hacmine oranı. Önceden yapılan deneyler ve araştırmalar atığın nem muhtevasının kontrolünün tek başına depo sahalarında atık bozunmasını geliştirmedeki en önemli faktör olduğunu göstermektedir. Metan fazının gelişmesi, nütrient transferi ve mikrobiyal bozunma atığın nem muhtevasının artmasıyla önemli oranda artmaktadır. Sızıntı suyu geri devri nem muhtevasının kontrolünde

en pratik yoldur (Reddy ve Bogner, 2003).

3.1.1.8 Sıcaklık

Diğer bütün mikrobiyolojik proseslerde olduğu gibi anaerobik ayrışma da sıcaklıktan çok fazla etkilenmektedir. Metan bakterileri 40°C civarında yaşayan bir mezofilik grup ve maksimum 70°C civarında yaşayan termofilik bir gruptan oluşurlar. Metan üretimi sıcaklık arttıkça artarak 35°C de birinci pik değerine ulaşır. Ancak 45°C ve üzerinde termofilik kademe başlar ve metan üretimi 55°C de maksimum değerine ulaşınca kadar yeniden artar. Sıcaklığın yükselmesi, genellikle gaz üretiminin de arttığının bir göstergesi olarak kabul edilir. Hartz, vd., (1982), biyolojik ayrışma ile sıcaklık arasındaki ilişkiyi ampirik bir ifadeyle belirtmiş ve depo sahalarında metan oluşumu için optimum sıcaklığın 41°C olduğunu belirlemiştir.

Depo gövdesinin sıcaklığı yoğunluk, yüzey alanı, nem muhtevası gibi faktörlerden etkilenir. Anaerobik biyolojik ayrışmanın ilk safhasında 70°C gibi yüksek sıcaklıklara ulaşılabilir. Anaerobik ayrışma safhası başladığında ise sıcaklık düşer ve 30-35°C civarında sabit kalır. Bu sıcaklık değerleri mezofilik metan bakterileri için optimum sıcaklıklardır (Sekman, 2009).

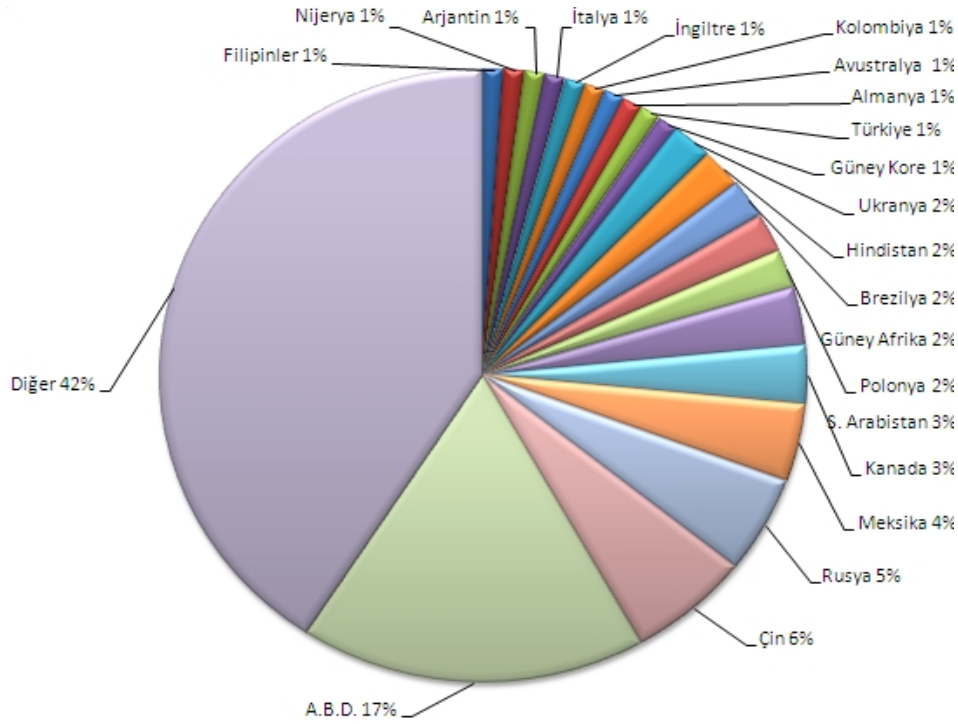
3.1.1.9 Dane boyutu

Dane boyutlarının azalması gaz üretimini arttırmaktadır. Dane çapının küçültülmesi ile mikroorganizmaların organik maddeleri tüketmek için kullandığı yüzey alanı artmaktadır. Senior ve Balba, (1987) tarafından yapılan çalışmada partikül çapının 250 mm. den 10 mm. ye düşürülmesi ile gaz üretiminin 4,4 kat arttığı belirtilmiştir (Nastev, 1998).

3.2 Depo Gazı Oluşumu

Katı atıklar içerisinde önemli bir paya sahip olan organik maddelerin anaerobik şartlar altında ayrışması sonucu depo gazı oluşur. Depo gazı temel olarak çeşitli oranlardaki metan, karbon dioksit, karbon monoksit, hidrojen, oksijen, nitrojen ve hidrojen sülfür karışımlarından meydana gelmektedir. Depo gazlarının içinde metan ve karbon dioksit % 40'la % 60 arasında konsantrasyonlarda değişen baskın gazlardır (Nagendran, vd., 2006). Kentsel katı atık araştırmalarındaki ana zorluklardan birisi depolardan çıkacak toplam metan miktarını ve oranını ve böylece atığın uzun vadede stabilitesini tahmin etme zorluğudur. Metan (CH₄) ve karbon dioksit (CO₂) anaerobik bozunma sırasında oluşan biyogazın ana bileşenleridir (Meima, vd., 2007). Metan temiz yenilenebilir bir enerji kaynağı olarak kullanılabilir (Carneiro, vd., 2007).

Şekil 3.3’de 2007 yılında oluşan toplam depo gazının ülkelere göre üretim yüzdeleri gösterilmiştir.



Şekil 3.3 2007 yılı üretilen depo gazının ülkelere göre dağılımı (G.E.M., 2007)

Depo sahalarından oluşan gaz fazının bileşimi zamana bağlı olarak önemli değişiklikler gösterir ve atık içerisindeki organik maddelerin biyolojik ayrışması sırasında meydana gelen stabilizasyon proseslerinin bir fonksiyonu olarak ortaya çıkar. Biyolojik ayrışma evresinin karakteristik özellikleri CO_2 ve CH_4 oluşumudur. Başlangıçta, gazın O_2 fraksiyonu aerobik mikroorganizmalar tarafından tamamen tüketilir ve CO_2 oluşmaya başlamasıyla birlikte azot (N_2) miktarı azalmaya başlar. Bunu takiben CH_4 miktarında artış görülmeye başlar. CH_4 ve CO_2 üretimini tarif eden iki parametre vardır. Bunlar oluşum potansiyeli ve oluşum hızıdır. Oluşum potansiyeli atığın biyolojik ayrışma için uygun olan organik kısmına bağlıdır. Gaz oluşum potansiyeli su muhtevası, yoğunluk, sıcaklık, pH vb. gibi çevresel faktörlerden oldukça fazla etkilenir (Nopharatana, vd., 1998). Ayrıca metan oluşumu sülfat indirgeyici maddeler tarafından tüketilen hidrojenin eksikliğiyle sınırlandırılır.

3.2.1 Depo gazı oluşum evreleri

Gaz bileşiminde zamanla meydana gelen değişimler 5 evrede sınıflandırılmıştır. Bunlar,

aerobik evresi, anaerobik metanojenik olmayan evre, anaerobik metanojenik kararsız evre, metanojenik kararlı evre ve aerobik şartlara geçiş evre olarak sayılabilir (Reinhart, ve Grosh, 1997; Pohland ve Kim, 2000;). Ancak atıkların biyolojik ayrışması her zaman burada belirtilen sırayla gerçekleşmeyebilir. Bazı evreler gerçekleşmezken bazıları da aynı anda meydana gelebilir. Ayrıca, çevresel şartlara bağlı olarak bir veya iki faz baskın hale gelebilir. Bunun yanında, atıkların heterojen yapısına bağlı olarak, aynı anda depo alanının farklı bölgelerinde farklı prosesler de meydana gelebilir (Bilgili, 2006).

1.Evre, Aerobik Faz (Hidroliz): Katı atıklar depolandıktan hemen sonra biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddelerin aerobik olarak ayrıştığı kısa süreli bir evredir. Bu evrede önemli miktarda ısı açığa çıkar ve deponun sıcaklığı çevre sıcaklığının üzerindedir.

2.Evre, Anaerobik Metajonik Olmayan Faz: Depo ortamındaki oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu uçucu yağ asidi, CO_2 ve H_2 üretimi gerçekleşir. Depo alanında oluşan biyogazın başlıca bileşeni CO_2 olup CH_4 ve H_2 'nin oranı daha düşüktür. Bu evrede oluşan sızıntı suyu 10 g/l'den yüksek BOİ değerlerine sahip olabilir ve biyolojik olarak parçalanabilirliğin göstergesi olan BOİ/KOİ oranı da 0.7'den yüksek değerler alabilir. Sızıntı suyu asidik özelihtedir ve pH değeri 5-6 civarındadır.

Kirlilik yükünün fazla olduğu durumlarda oksijen tükendiğinde ortam anoksik olur. Oksitlendiğinde en fazla enerji açığa çıkan bileşikler öncelikle kullanılmak üzere, anoksik şartlarda farklı elektron alıcıları kullanılabilir. Öncelikle NO_3^- kullanılır (denitrifikasyon), NO_3^- tüketildiğinde Fe^{+3} kullanılır (demir indirgenmesi). Fe^{+3} ortamda yok ise ya da tüketildiğinde SO_4^{2-} kullanılır (sülfat indirgenmesi). Son olarak sülfatın tamamı tüketildiğinde CO_2 elektron alıcısı olarak kullanılır ve metana indirgenir (Speece, 1996; Radehaus, 1998). Buradan, elektron alıcısına bağlı olarak bakteriyel popülasyonun değiştiği söylenebilir.

3.Evre, Anaerobik Metajonik Kararsız Faz: Metan bakterilerinin yavaşça gelişmesiyle birlikte ikinci anaerobik evre başlar. Biyogazın hidrojen ve karbondioksit bileşimi düşerken, metan bileşimi artar. Uçucu yağ asidi konsantrasyonu azalmaya başlar. Sülfat indirgenmesi sebebiyle SO_4^{2-} konsantrasyonu düşer. Uçucu yağ asidi kullanımı ile birlikte pH ve alkalinitedeki artış; kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır. Sülfür ağır metalleri çöktürür. Amonyum anaerobik şartlarda herhangi bir değişime uğramaz ve sızıntı suyuna karışır. Bu ilk üç safha 8-16 ay kadar bir sürede tamamlanır (Lisk, 1991).

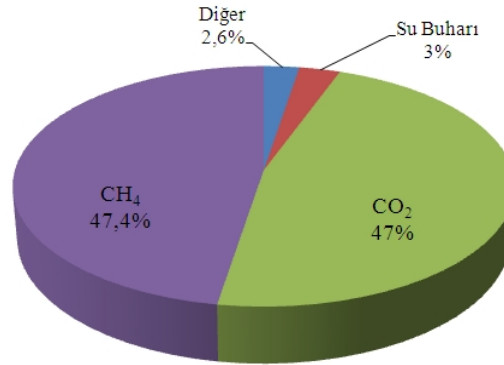
4.Evre, Metajonik Kararlı Faz: Bu fazda gaz üretimi ve bileşenleri hemen hemen sabit olup

% 40-70 CH_4 ve % 30-60 CO_2 'den oluşur. En yüksek CH_4 konsantrasyonun görülmesi sebebiyle bu evre oldukça önemlidir. Yapılan saha çalışmalarında CH_4 'ın molar fraksiyonu % 50'nin altında ise ve aynı zamanda gaz içerisinde H_2 de mevcut ise CH_4 üretiminin yavaş gerçekleştiği gözlenmiştir. Bu evrede gaz bileşimi sabit olmakla birlikte, gaz oluşum hızı zamanla düşer. Ancak, yinede depo gazı basıncı atmosferik havanın atık kütlesi içerisine girmesini engelleyecek seviyelerdedir ve gaz miktarının yavaş yavaş azalmasıyla ortalama 10-20 yılda tamamlanır (Gendebien, vd., 1992).

5.Evre, Aerobik Şartlara Geçiş Fazı: Substrat yokluğu sebebiyle bakteriyel bozunma hızı azalır. Depo içerisinde sadece refrakter organik karbon kalmıştır. Metan üretimi azalır ve atmosferik azotun depo içerisine difüzyonu sonucu gazın N_2 bileşimi artmaya başlar. Depo alanın üst bölgeleri aerobiktir.

3.2.2 Depo gazı bileşenleri

Katı atık düzenli depo sahalarından oluşan gazların büyük çoğunluğunu CH_4 ve CO_2 oluştursa da, yapılan çalışmalarda gaz içerisinde 170'den fazla bileşiğin olduğu belirlenmiştir (Gendebien, vd., 1992). Çoğu eser miktarda olan bu gazlar, insan ve çevre sağlığı açısından önemli problemler ortaya çıkarabilir. Bu nedenle, depo gazlarının kontrol edilmesi ve eğer mümkünse değerlendirilmesi gerekmektedir. Depo gazı bileşenleri yüzdesel oranı Şekil 3.4'de verilmiştir



Şekil 3.4 Depo Gazı Bileşenleri (Bilgili, 2006)

Düzenli depo sahalarının gerek tasarımı ve gerekse işletilmesi sırasında alınan tüm önlemlere ve çıkarılan tüm yönetmeliklere rağmen, depo sahalarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkileri tam olarak önlenememektedir. Depo gazlarının en önemli bileşenleri ve bunların sebep olduğu çevresel etkiler şu şekilde özetlenebilir;

- Metan (CH_4), renksiz ve kokusuz bir hidrokarbondur. Metan gazı depo gazının hacimce

ortalama % 55'ini oluşturur. Yoğunluğu, depo sahasındaki sıcaklık aralıklarında 0.6-0.7 kg/m³ arasında değişir. Gaz toplama sistemiyle tutulmayan CH₄'ın büyük bir kısmı atmosfere yayılır. CH₄, % 5-15 arasında molar konsantrasyonlarda ve O₂'nin mevcut olduğu durumlarda patlayıcı bir gazdır. Ayrıca CH₄'ın global ısınmaya etkisi de göz önünde bulundurulmalıdır. CO₂ ve su buharından sonra infrared ışınlarını tutan üçüncü önemli gaz CH₄'dır. Öte yandan, depo sahalarından oluşan CH₄'ın bir enerji kaynağı olarak kullanılması düşüncesi, son yıllarda ortaya çıkmıştır. CH₄ konsantrasyonu hacimce % 35 olduğunda gazın bu amaçla kullanılması ekonomiktir.

- Karbon dioksit (CO₂), atmosferde % 0.036 konsantrasyonunda mevcuttur. Depo sahalarındaki sıcaklıklarda yoğunluğu yaklaşık 1.8 kg/m³ civarındadır. Bu değer atmosferik havanın yoğunluğunun 1.5, CH₄'ın yoğunluğunun ise yaklaşık 2.8 katına eşittir. Bu sebeple, CO₂ depo sahasının alt kısımlarında hareket halindedir. Depo gazının diğer önemli bileşeni olan CO₂ patlayıcı veya zehirli olmamasına rağmen atmosferdeki CO₂ konsantrasyonları özellikle son yıllarda büyük ölçülerde artış gösterdiğinden önem kazanmış ve çevresel açıdan dikkate alınmaya başlanmıştır. CO₂ konsantrasyonundaki bu dengesiz artış CO₂'in sera etkisinden dolayı global ısınmaya yol açabilecek seviyelerdedir. CO₂'in yol açtığı ikinci büyük tehlike asidik şartların oluşmasına yol açmasıdır. CO₂, suda çözünür özellikte olduğundan, su ile temas halindeki CO₂'in büyük bir kısmı sıvı faza geçecektir. Çözünmüş CO₂, bikarbonat (HCO₃⁻) iyonları ve/veya karbonik asit (H₂CO₃) oluşturarak sıvının pH'ını düşürür. Bunun sonucunda sızıntı suyunun sertliği ve mineral madde muhtevası artabilir.

3.3 Atıkların Aerobik Ayrışması

Tüm dünyada en yaygın olarak kullanılan atık bertaraf yöntemi olan klasik düzenli depolama yönteminde atıkların depo gövdesinde anaerobik olarak ayrışması gerçekleşmektedir. Bu atık bertaraf yönteminde ayrışmanın uzun yıllar sürdüğü, ayrışma sonucu oluşan sızıntı suyu ve depo gazlarının insan ve çevre sağlığı üzerinde büyük bir risk oluşturduğu yapılan çok sayıda çalışma ile tespit edilmiştir. Klasik düzenli depolama yöntemlerinin bu dezavantajlarını bertaraf etme ve atık depolama alanlarında daha hızlı ve daha verimli bir ayrışmanın gerçekleşmesini sağlama düşüncesi, bir çözüm önerisi olarak depo gövdesinde aerobik ayrışmanın gerçekleşmesinin sağlanması fikrini ortaya çıkarmıştır (Purcell, 2000).

Aerobik şartlar oluştuğunda, mevcut atık bileşiklerinin biyolojik olarak bozunması hızlanmaya başlar. Yerinde havalandırma süresince karbon dönüşümündeki artış organik maddelerin daha hızlı bir şekilde stabilizasyonunu sağlar ve ayrışma prosesinin bir sonucu olarak artan sıcaklık, depo gövdesindeki suyu buharlaştırır. Stabilizasyon prosesinin sonunda, organik bileşikler sadece çok düşük artık gaz potansiyeli olan çok zor bozunabilen veya bozunamayan bileşiklerden oluşur (Heyer, vd., 2003). Ayrıca metan emisyonlarının azalmasına ve depo gövdesinde çökmelerin artmasına neden olmaktadır.

Stessel ve Murphy (1992), tarafından yürütülen laboratuvar çalışmalarının sonuçlarına göre, aerobik ortamlarda mevcut mikroorganizmalar, atıkların ayrışabilen kısmını CO₂ ve suya

dönüştürmekte, artık madde olarak da humus benzeri bir ürün ortaya çıkmaktadır. Özellikle son yıllarda bazı Avrupa ve Asya ülkelerinde bu yaklaşım değerlendirilmekte ve aerobik depolama alanları teşkil edilmektedir (Read ve Hudgins, 2000; Hudgins, 2000).

Atıkların aerobik ayrışması sırasında meydana gelen biyokimyasal ayrışma işlemi üç fazda gerçekleşmektedir (Bilgili, 2006).

1. Şeker, glikoz ve nişasta gibi kolay ayrışabilen organik maddeler kısa bir sürede parçalanırlar. Bu parçalanma sırasında yüksek miktarda ısı açığa çıkar.
2. Katı atık içerisinde hemiselüloz, lignin, yağlar, reçine, vs. gibi zor ayrışan bileşiklerin ayrışması nispeten daha uzun sürede gerçekleşir ve bu ayrışma aerobik ayrışmanın ikinci kademesini oluşturur.
3. Aerobik ayrışma sonucu oluşan humus benzeri malzemenin (kompostun) değerlendirilmesi isteniyorsa, mineralizasyon işleminden kaçınılmalıdır.

Havalandırma sistemi blowerlardan veya kompresörler ile havalandırma için teşkil edilmiş borulardan meydana gelmektedir. Atık içerisinde dikey enjeksiyon kuyuları teşkil edilerek gerekli olan oksijenin buradan dağıtılması sağlanmaktadır. Sızıntı suyu toplama sistemi mevcut olan depo sahalarında havalandırma işlemi bu toplama boruları vasıtasıyla da gerçekleştirilebilmektedir. Sızıntı suyu toplama borularının kullanılarak depo gövdesinin havalandırılması ile ilgili yapılan bir çalışmada, havalandırma işlemi sırasında da sızıntı suyunun toplanabildiği belirtilmiştir (Read, vd., 2001a). Sızıntı suyu toplama sistemleri olmayan depo sahalarında ise yatay veya düşey havalandırma sistemleri oluşturulabilir.

Aerobik depolama işleminin etkili bir şekilde gerçekleşebilmesi için sıcaklık ve nem muhtevasının aerobik ayrışma için gerekli olan optimum değerlerde tutulması gerekmektedir. Bunun sağlanabilmesi için atık içerisinde hava akışı ve sızıntı suyu geri devrinin dengeli bir şekilde uygulanması gerekmektedir (Read, vd. 2001a).

3.3.1 Aerobik ayrışmayı etkileyen faktörler

Katı atıkların aerobik ayrışmasında etkili olan havalandırma oranı, su muhtevası, C/N oranı, sıcaklık, pH, mikroorganizma parametreleri aşağıda açıklanmıştır.

3.3.1.1 Havalandırma oranı

Depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşebilmesi için ortamda mikroorganizma faaliyetleri için yeterli miktarda oksijen bulunması gerekmektedir. Ortamda yetersiz miktarda oksijen bulunması ayrışmanın anaerobik şartlarda gerçekleşmesine yol açmaktadır. Diğer

tarafından, ortama gereğinden fazla hava verilmesi de atık sıcaklığını düşürmektedir. Bu gibi sakıncaların ortaya çıkmasını engellemek için ortama optimum miktarda hava vermek gereklidir. Aerobik mikroorganizmalar % 5 oksijene kadar faaliyetlerini devam ettirebilirler. Ancak optimum oksijen konsantrasyonunun % 10'dan daha büyük olması gerekmektedir (Tosun, 2003).

Aerobik depo sahalarında ortama verilecek hava miktarının, çıkış gazında oksijen konsantrasyonunun % 2-10 arasında olmasını sağlayacak düzeyde olması gerekir. Keener ve Hansen (1997) ve Keener, vd., (1997) aerobik ayrışma için gerekli işletme şartlarını özetlediği çalışmada atık gövdesine 0.35-0.97 L/dk/kg atık hava verilmesinin uygun olacağını belirtmişlerdir. Yapılan bir diğer çalışmada ise depo sahasına uygulanacak optimum hava miktarı 0.5 L/dk/kg atık olarak tespit edilmiştir (Bernreuter ve Stessel, 2000). Eğer havalandırma depo gövdesine bir pompa yardımıyla verilecekse, ekonomik açıdan optimum havalandırma oranı büyük önem taşımaktadır. Bilgili vd. (2006) tarafından gerçekleştirilen çalışmada aerobik reaktörlerin işletimi boyunca, çıkış gazındaki O₂ konsantrasyonu % 8'in altına düştüğü zaman, metan üretiminin gözlemlendiği ve bu sebeple havalandırma oranının çıkış gazındaki O₂ oranını % 8 ile % 14 arasında olacak şekilde ayarlandığı belirtilmiştir.

Ortama verilen havanın atık içerisinde tüm bölgelere dağılmasını sağlamak gerekmektedir. Atıkların havalandırılması depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşmesini sağlamak için gerekli oksijenin temin edilmesi ve depo gövdesinde sıcaklığın kontrol edilmesi maksatlarıyla kullanılabilir.

3.3.1.2 Su muhtevası

Katı atık depo sahası ortamında atıkların aerobik ayrışmasını sağlayacak oranda suyun mevcut olması gerekmektedir. Depo sahasında oluşan sızıntı suyunun nem muhtevasını arttırmak için tekrar sahaya geri devrettirilmesi tercih edilir. Böylelikle sahada oluşan sızıntı suyu sürekli geri devrettirilerek sızıntı suyu miktar ve kalitesinde önemli bir iyileşme elde edilebilir (Read, vd., 2001b). Hızlı bir aerobik bozunma için genellikle % 40 su muhtevası gereklidir. Atık içerisinde % 40'dan az su bulunması durumunda mikrobiyal aktivite yavaşlar (Giannis, vd., 2007).

Atık içerisindeki su ve hava birbiri ile ters orantılıdır. Su miktarının fazla olması halinde boşluklar su ile dolacağından ortamdaki hava döngüsü engellenmiş olur. Bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi, aerobik düzenli depolama işleminde de ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri ortamın su muhtevasıdır. Biyokimyasal ayrışmayı sağlayan

mikroorganizmaların bileşiminin % 80'i sudur ve besinlerini suda çözünmüş olarak alırlar. Yapılan çalışmalarda su muhtevasının % 25-30'un altına düşmesi halinde ayrışmanın yavaşladığı, % 8 ile % 12 arasında ise mikrobiyal aktivitenin tamamen durduğu tespit edilmiştir (Bilgili, 2006).

Depo gövdesinde nem muhtevasının ayrışma sırasında direkt ölçümlerle sürekli izlenmesi gerekmektedir. Böylelikle istenen nem derecesini elde etmek için atık içerisine daha ne kadar sızıntı suyu ilave edilmesi gerektiği hesaplanabilir. Depo sahasındaki sızıntı suyu enjeksiyon kuyuları, ilave edilen suyun depo gövdesinde homojen bir şekilde dağılmasını sağlayacak şekilde tasarlanmalıdır.

3.3.1.3 Karbon/azot (C/N) oranı

Mikroorganizmalar yüksek yapılı bitkiler gibi besi maddesi olarak karbon, azot, kükürt, fosfor, kalsiyum, magnezyum, potasyum gibi besi maddelerinden faydalanırlar. Azot dışındaki diğer bütün elementler evsel atıklarda yeteri kadar bulunduğundan aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi için karbon/azot oranı büyük önem taşımaktadır. Karbon/azot oranı aerobik bozunma için en kritik çevresel faktörlerden biridir. C/N oranı atığın kompozisyonuna bağlıdır (Bizukoje ve Ledakowicz, 2003). Çizelge 3.2'de evsel atıkları oluşturan bazı organik maddelerin TN ve C/N değerleri verilmiştir.

Çizelge 3.2 Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin TN ve C/N değerleri (Bilgili, 2006)

Organik Madde	N Miktarı (% Katı Madde)	C/N Oranı
Ham Çamur	3.5	15
Çürütülmüş Çamur	3.5	13
Aktif Çamur	5-6	6-8
Mutfak Artıkları	2.1	25
Hızar Talaşı	0.15	511
Karışık Evsel Katı Atık	1.15	40
Saman	0.3	128

Aerobik ayrışma için C/N oranının 35'den küçük olması istenmektedir. C/N oranının 20-78 arasında değiştirilerek gerçekleştirilen bir çalışmada optimum C/N oranının 30-35 olduğu tespit edilmiştir (Bilgili, 2006). Hudgins (2000), aerobik depo sahalarında tercih edilen C/N oranlarının 20:1-50:1 arasında değiştiğini belirtmiştir.

3.3.1.4 Sıcaklık

Katı atıkların aerobik ayrışması çeşitli mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Sıcaklık doğrudan biyolojik aktiviteyle ilgisi olan bir parametredir (Ponsá, vd., 2007). Ayrışma sırasında ortamda düşük ve yüksek sıcaklıkların uzun süre devam etmesi mikroorganizma faaliyetleri üzerinde olumsuz etki yapmaktadır. Sıcaklık bakteriyel büyümeyi, depo sahası içerisindeki kimyasal reaksiyonları, oksijen içeriğini ve nem muhtevasını etkiler (Nagendran, vd., 2006).

Depo sahasında sıcaklıktaki en hızlı artış ilk 8 haftada meydana gelir (Huang, vd., 2007). Yapılan arazi çalışmalarında aerobik depo sahalarında sıcaklığın 60°C'nin üzerine çıkabildiği belirlenmiştir (Borglin, vd., 2004). Aerobik ayrışma sonucu meydana gelen yüksek sıcaklık değerleri çoğu patojenik bakterinin dezenfeksiyonunu sağlamaktadır. Genel olarak depo gövdesinde sıcaklık 70-75° C'nin altındadır ancak biyolojik inhibisyonundan kaçınmak için genellikle 50-65°C civarında olması istenir (Di-Maria, vd., 2007).

3.3.1.5 pH

pH kontrolü, mikrobiyal faaliyetlerin atık stabilizasyonunun değerlendirilmesinde önemli bir parametredir. Başlangıçta CO₂ ve organik asitlerin oluşumu nedeniyle pH değeri yaklaşık 5-6 seviyesine düşerken, proses ilerledikçe 8.0-8.5 seviyesine kadar ulaşabilir. Bu durum çoğunlukla, CO₂ eliminasyonundan olduğu kadar proteinlerin ayrışmasından da ileri gelmektedir. pH ayrıca bazı durumlarda depo sahalarında nitrifikasyon prosesi boyunca komplikasyona sebep olabilmektedir (Rich, vd. 2007).

pH'nin kontrol edilme gerekliliği sadece mikrobiyal faaliyetlerden ötürü değildir. Değişen pH aralığıyla birlikte depo sahasından çıkan sızıntı suyunun bileşimi de değişmektedir. Örnek vermek gerekirse; pH'daki artışın bir sonucu olarak, klorürün çözünmesi artmaktave böylece sızıntı suyundaki klorür konsantrasyonu da artmaktadır (Bilgili, vd., 2006).

3.3.1.6 Mikroorganizmalar

Depo alanı farklı türlerdeki mikroorganizmaların var olduğu kompleks heterojen bir sistemdir.

Bu mikrobiyal topluluklar, hakim çevresel koşullara ve organizmaların substrat özelliklerine bağlı olarak çok çeşitli reaksiyonları gerçekleştirebilirler (Jun, vd., 2006). Katı atıkların aerobik ayrışması işlemi her bir mikrobiyal grup için ortamın sınırlı sürelerde uygun olduğu, zincirleme gerçekleşen dinamik bir prosestir.

Aerobik ayrışmanın başlangıcında çoğunluğunu bakterilerin oluşturduğu mikroorganizmaların çoğalması sırasında ısı, CO₂ ve su buharı açığa çıkar. İlk aşamada mezofilik bakterilerle beraber aktinomisetler, maya ve diğer mantarlar yağları, proteinleri ve karbonhidratları ayrıştırırlar. Sıcaklık 40-50°C'ye ulaştığında başlangıçta mevcut olan organizmaların hemen hemen tamamı ölür ve bunların yerini 70°C sıcaklığa kadar dayanabilen ve ısı üretebilen termofilik bakteriler alır. Termofilik bakteriler kendileri için mevcut besini tükettiklerinde ısı üretmeyi durdururlar ve atıklar soğumaya başlar. Soğuyan atıklarda, geriye kalan besinle beslenen, genellikle mantar ve aktinomisetlerden oluşan yeni bir grup organizma çoğalır.

3.4 Depo Alanlarında Sızıntı Suyu Oluşumu ve Özellikleri

Organik atıkların düzenli depolama alanlarında depolanması esnasında, ayrışma sonucunda ve yağışlarla beraber büyük miktarlarda sızıntı suyu oluşmaktadır. Sızıntı suyunun iki önemli kaynağı vardır. Bunlardan birisi depolanan atığın su muhtevası, diğeri ise dışarıdan depo sahasına giren ve en önemli kaynağı yağış suları olan su miktarıdır (Ölmez ve Yıldız, 2008).

Sızıntı suyu çoğunlukla katı atık dolgu alanının aktif bölümüne yağın ve atık tarafından emilen yağmur sularından kaynaklanır. Atık, doyma kapasitesine (katı atığın, fazla nemi dışarı salmadan önce emdiği maksimum nem miktarına) ulaştığında, su beraberinde çöpün içerisinde mevcut olan organik maddeler, çözünmüş tuzlar, ağır metaller gibi kirletici maddeleri taşıyarak dışarı sızar (Şekil 3.6).

Atıklar ilk depolandıkları anda % 20-30 civarında nem içerirler (ıslak ağırlık). Depo sahasına yüzeysel veya yeraltı sularının girmesi veya yağışların infiltrasyonu sonucunda atığın nem muhtevası doygunluk değerine ulaşır. Doygunluk kapasitesi aşıldığında, su atık içerisinde süzölmeye başlar. Oluşan sızıntı suyu miktarının depo sahasına dışardan giren su miktarıyla orantılı olduğu söylenebilir (Yuen, vd., 1997).

Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumunu etkileyen faktörler;

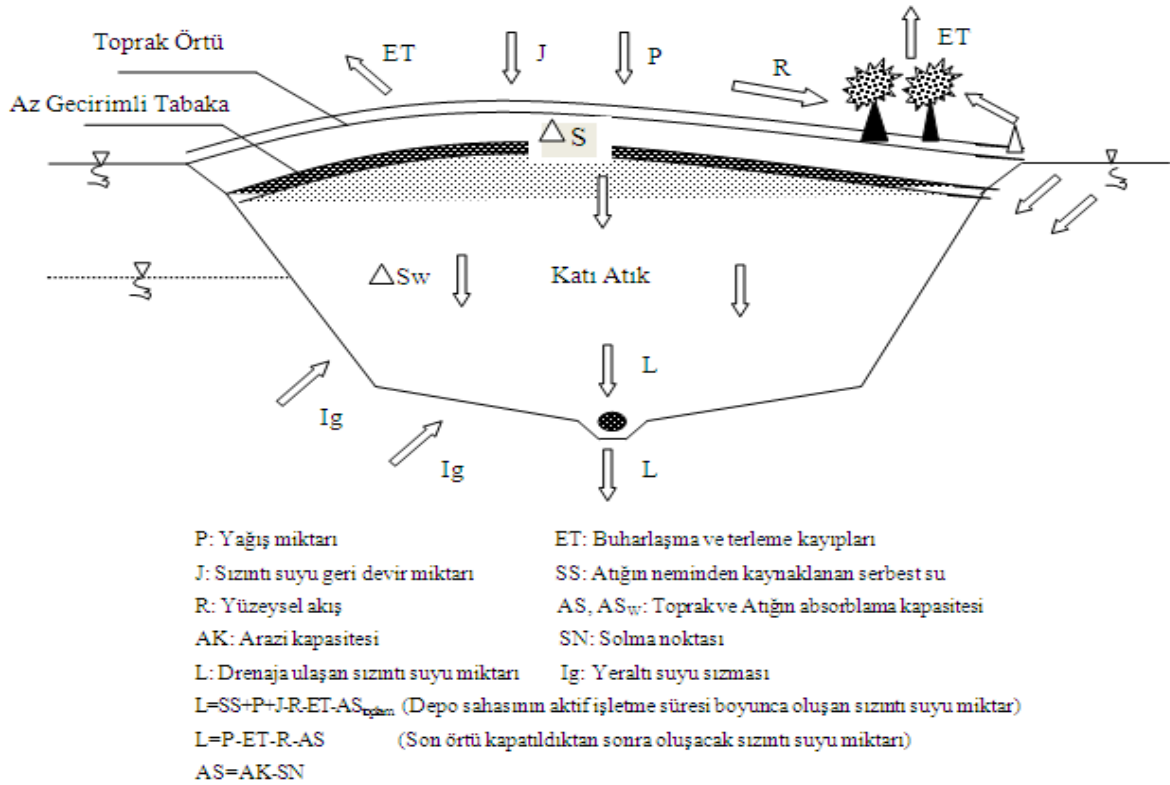
- Mevcut yağış miktarı,
- Yüzey sularının kontrolü,
- Atığın nem içeriği,
- Sızıntı suyu geri devri veya son örtü toprağının sulanması,

- Toprak ve bitki örtüsünün özellikleri,
- Boşaltılan atığın yoğunluğu,
- Boşaltım metotları

şeklinde sıralanabilir.

Depo alanındaki kirlilik potansiyelini ve meteorolojik parametreleri de kullanarak depo alanı içindeki nem miktarını tahmin etmede en iyi sonuç veren metot, su dengesi metodudur. Genellikle depo alan tasarımı yapılırken örtü tabakasının doğal nemi veya sızıntı suyu geri devri ile oluşan nem miktarı göz önüne alınır. Çöpün sıvıyı absorblama kapasitesi oldukça düşüktür. Buna rağmen çöp bünyesi oldukça büyük miktarda sıvı ihtiva eder.

Depo sahalarında oluşacak sızıntı suyu miktarının önceden tahmin edilmesi için basit su dengesi eşitliğinden faydalanılabilir. Bu eşitliğe göre, depo sahasına giren su miktarı çıkan su miktarına eşittir (Şekil 3.5)

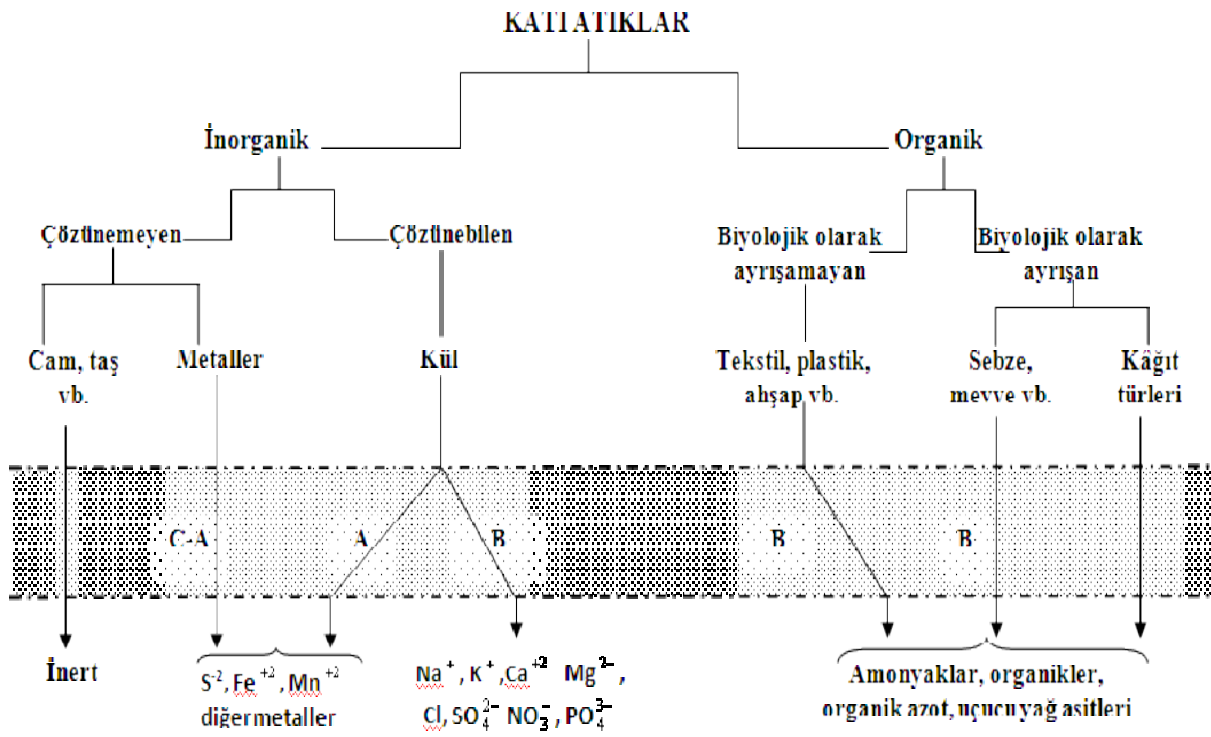


Şekil 3.5 Düzenli depo alanında su dengesi (Demir, 2005)

Sızıntı suyunun kompizosyunu pek çok faktöre bağlı olarak değişir. Sızıntı suları, katı atıkların ana bileşenlerinden kaynaklanan çok sayıdaki element ve bileşiklerden meydana

gelmektedir. Evsel katı atıklardan kaynaklanan sızıntı suları için yapılan karakterizasyonlar bu tür suların arıtılması konusunda yapılan çalışmalara yardımcı olmaktadır.

Depo sahalarında, yüksek konsantrasyonda organik madde içeren önemli miktarlarda sızıntı suyu üretilir. Özellikle kentsel katı atıkların depolandığı depolardan ilk alınan sızıntı suyu $KOİ$ 80.000 mg/L ve $BOİ$ 50.000 mg/L konsantrasyonlarının üzerindedir (Wang, vd., 2005). Kentsel katı atık depo sahalarının çoğundan, kompleks moleküler yapıya sahip yüksek konsantrasyonlu sızıntı suları ortaya çıkar (Pelaez, vd., 2008). Sızıntı suyu kompozisyonu ve karakteristikleri, atık türü, iklim, organik madde içeriği, depo sahasının hidrojeolojik yapısı ve işletme şartları gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Bilgili, vd., 2008). Her türlü kirletici ihtiva eden sızıntı suyu eğer önlem alınmazsa yüzeysel ve yer altı sularının kirlenmesine neden olur. Bu yüzden düzenli depo sahasının dizaynı yapılırken büyük kirlilik yükü taşıyan sızıntı suyunun çevreye vereceği olumsuz etkileri önlemek için depo sahasının tabanı geçirimsiz hale getirilmelidir.



A: Doğrudan Çözünme, B: Biyolojik Ayrışma, C: Kimyasal Çözünme

Şekil 3.6 Sızıntı suyu oluşum basamakları (Bilgili, 2006)

Sızıntı suyu karakterinin bağlı olduğu parametreler;

- Katı atık bileşenleri,
- Depo yaşı,
- Depo alanının hidrojeolojik durumu,
- Depo içindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik aktiviteler,
- Katı atıktaki su miktarı,
- Sıcaklık,
- pH,
- Redox potansiyeli,
- Stabilizasyon derecesi,
- Katı atık depolama yüksekliği,
- Depolama sahasının işletilmesi ve iklim şartları,

şeklinde sıralanabilir.

Genç depo sahalarından sızan atıksuların muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (% 90) organik asitlerden kaynaklanır ve bu organik asitlerin de % 90'a varan kısmı başlıca asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelir (Christensen ve Kjeldsen, 1989). Sızıntı suları aminoasitler, proteinler, karbonhidratlar, AOX (absorplanabilen organik halojenler), fenolik ve hidroksil aromatik bileşikler gibi bir çok spesifik bileşenleri de içerir (Berrueta vd, 1996). Organik atıkların hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde (2.Evre) ortaya çıkan sızıntı suları; yüksek BOİ/KOİ oranı düşük pH ve yüksek ağır metal konsantrasyonu ile karakterize edilir. Jensen ve Christensen (1999), Danimarka'da 4 farklı depo sahasından alınan ham sızıntı sularını 1.2, 0.4 ve 0.001 μm gözenek çaplı filtre kağıtlarından süzmüş ve kolloidlerin önemli bir kısmının 0.001-0.4 μm arasında olduğunu ve kolloidal maddelerin başlıca bileşeninin TOC olduğunu vurgulamışlardır.

Sızıntı suyu bileşimi depo sahasındaki fermentasyon kademesine, atık bileşimine, depo sahasının işletme şekline ve depolanan atık türlerine (evsel, endüstriyel) bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Sızıntı suyu bileşimi depo yaşına bağlı olarak da önemli değişiklikler göstermektedir. Bu nedenle, sızıntı suyunda herhangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz etmek mümkün değildir. Ancak genel olarak bütün kirletici konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak bir azalma eğiliminden söz edilebilir.

Sızıntı suyundaki kirleticiler dört grup altında incelenebilir.

- Çözülmüş organik maddeler; KOİ, TOC, uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler.
- İnorganik makro bileşenler; kalsiyum (Ca^{2+}), magnezyum (Mg^{2+}), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), amonyum (NH_4^+), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), klorür (Cl^-), sülfat (SO_4^{2-}) ve hidrojen karbonat (HCO_3^-)

- Ağır metaller; bakır (Cu), çinko (Zn), kadmiyum (Cd), krom (Cr), kurşun (Pb) ve nikel (Ni)
- Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle 1 mg/L'den daha düşük konsantrasyonlarda mevcut olan ksenobiyotik organik bileşikler (XOC). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitler gibi bileşikleri ihtiva ederler.

4. DEPO ALANLARINDA STABİLİZASYONUN HIZLANDIRILMASI

Düzenli depo alanları tasarlanırken, depo gövdesine giren su miktarının minimize edilerek sızıntı suyu ve depo gazı oluşumu ile çevresel etkilerinin en aza indirilmesi amaçlanmalıdır. Depo alanlarının kullanılmasının yaygınlaşması ve geçen zaman zarfında edinilen deneyimler, bu sistemlerin uzun süreli olumsuz etkilere yol açtığını ve sızıntı suyu ile depo gazı oluşumunun uzun yıllar devam ettiğini göstermektedir. Bu olumsuzluklara bağlı olarak atık stabilizasyonun hızlandırılması için birçok araştırma yapılmıştır. Bu araştırmalardan elde edilen sonuçlara göre çeşitli yöntemler önerilmektedir. Bu yöntemlerden en çok sızıntı suyu geri devri üzerinde durulurken son yıllarda aerobik depolama da öne çıkan bir yöntemdir. Mevcut depo sahalarına kolayca ve düşük maliyetle uygulanabilen bu sistem ile depo sahalarında meydana gelen anaerobik ayrışma kolaylıkla aerobik ayrışmaya dönüştürülebilir. Katı atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması, ayrışma hızını önemli ölçüde arttırmakta, oluşan metan ve sızıntı suyu miktarlarını azaltmakta ve sahanın işletme ömrünü arttırmaktadır. Sızıntı suyu geri devri ve aerobik depolama dışında atıkların öğütülmesi, atıkların sıkıştırılması, aktif çamur, enzim ve tampon ilavesi gibi yöntemler de düzenli depo alanlarının stabilizasyonu için uygulanmaktadır.

Atıkların öğütülmesi ilave depolama hacmi sağlamak ve bu amaçla yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Ayrıca atıkların ayrışmasını hızlandırmak amacıyla da kullanılmaktadır. Atıklar öğütülülerek hacim azaltılması ve karıştırma ile atığın homojenizasyonu ve nem dağılımının homojen hale getirilmesi sağlanmaktadır. Bununla birlikte, atıkların öğütülmesi hidroliz ve asit üretimini destekleyeceğinden organik asitlerden dolayı meydana gelecek pH düşüşü anaerobik ortamın gelişmesini engelleyebilir. Bu olumsuz etki kontrol edilebilirse (pH'nın tamponlanması) hidroliz ve asit üretimi kademelerinin erken gelişmesi atıkların ayrışması üzerinde olumlu etkiler sağlayabilir.

Atıklar depo sahalarında depolama kapasitesini artırmak ve depo sahasının optimum şekilde kullanımını sağlamak amacıyla sıkıştırılır. Atıklar sıkıştırılarak ortamdaki serbest oksijen minimize edilmesi sağlar böylece ilk evredeki aerobik ayrışma süresi kısılır ve anaerobik ayrışma evresinin de daha erken başlaması sağlanmaktadır. Yüksek su muhtevasına sahip atıklar depolandığında, sıkıştırma sonucu, substrat ve bakterilerin teması ve nutrientlerin dağılımı sağlanır (Yuen, 1999).

Bir depo sahasında kentsel katı atıklarla beraber evsel arıtma çamurlarının bertarafı, atıkların nem dağılımı, ayrışma için gerekli nutrient temini ve anaerobik mikoorganizmaların gelişimi

üzerinde olumlu katkılar sağlayabilmektedir. Depo sahalarına ilave edilen septik tank çamurları depo ortamında pH düşüşüne sebep olur ve depo sahasının doğal tamponlama kapasitesini aşabilir (Leuschner, 1989). Jun, vd. (2007) yaptığı çalışmada aerobik şartlarda işletilen reaktörlere aktif çamur ilavesi yaparak atık stabilizasyonunun hızlandırılması amaçlanmıştır ve elde edilen sonuçlara göre aktif çamur ilave edilen reaktörlerde toplam azot ve amonyak konsantrasyonlarında sırasıyla % 88 ve % 84 oranında azalma tespit edilmiştir. Çamur ilavesi stabilizasyonu hızlandırmış ve azot giderimi üzerinde olumlu bir etkisi olduğu belirlenmiştir.

Atıkların ayrışma evrelerinden biri olan hidroliz işlemi fermentatif bakteriler tarafından üretilen enzimler yardımıyla gerçekleştirildiği için, hidroliz prosesini doğal enzim aktivitesine müdahale etmek suretiyle hızlandırmak ve kontrol etmek, atıkların ayrışmasına katkı sağlayabilir. Lagervist ve Chen (1993) anaerobik ayrışmanın asit oluşumu ve metan oluşumu kademelerinde kentsel katı atıklara endüstriyel selülotik enzim ilavesinin etkisini araştırmak için laboratuvar ölçekli reaktörler kullanmışlardır. Çalışmadan elde edilen sonuçlar enzim ilavesinin hem asit oluşumu hem de metan oluşumunu optimize ettiğini göstermiştir.

Henüz dengede olmayan bir katı atık depo ortamında organik asitlerin oluşumu metan üreten bakterilerin gelişimini engelleyebilir. Bu olumsuzluk depo sahasına tampon ilavesi ile giderilebilir. Depo sahasına tampon ilavesi genellikle ayrışma üzerine olumlu etki yapmaktadır. Tamponlayıcı madde olarak genellikle karbonat ve bikarbonat iyonlarını içeren kalsiyum karbonat, kalsiyum bikarbonat gibi maddelerin ilavesi yanında tamponlayıcı olarak kireç de ilave edilebilir (Yuen, 1999).

Jun, vd.(2008) alkalinite ilavesinin sızıntı suyu geri devirli anaerobik depo sahası üzerindeki etkisini araştırmak maksadıyla laboratuvar ölçekli 4 adet reaktör kurmuş ve işletmişlerdir. Bu reaktörlerden 3 tanesine sırayla Na_2CO_3 , NaHCO_3 ve NaOH ilave etmişlerdir ve diğeri de kontrol amaçlı olarak alkalinite ilave edilmeden işletilmiştir. Elde edilen sonuçlar Na_2CO_3 ve NaHCO_3 ilavesinin NaOH ilavesine göre atık KOI ve TN gibi kirleticilerin gideriminde daha etkili olduğunu belirlemiştir. Alkalinite ilavesi hem kirletici parametrelerin kısa sürede belirgin bir şekilde giderilmesi hem de atık stabilizasyonun hızlanması açısından olumlu etkiye sahiptir.

4.1 Sızıntı Suyu Geri Devri

Depo alanlarında atık stabilizasyonunun hızlandırılması için uygulanan yöntemlerden biri

olan sızıntı suyu geri devri üzerinde en çok durulan yöntemdir. Çünkü bu işlemle depo alanındaki nem muhtevası artmakta buna bağlı olarak da atığın biyolojik ayrışması hızlanmakta ve depo alanın biyolojik stabilitesi artmaktadır.

Sızıntı suyu geri devri kentsel katı atık yönetiminde, sızıntı suyunun organik gücünü azaltan, depo alanının stabilizasyonunu hızlandıran, depo alanının aktif ömrünü uzatan ve depo gazı üretimini hızlandıran bir yöntemdir (He, vd., 2006). Sızıntı suyu geri devri ile depo gövdesinde optimum nem muhtevası elde edilerek aktif bir mikrobiyal ayrışma sağlanması, pH'nın tamponlanması, atık içerisinde mikroorganizmaların ve substratların ve nütrientlerin etkili ve homojen bir şekilde dağılması ve depo gövdesindeki inhibe edici bileşenlerin seyrelmesi amaçlanmaktadır.

Ayrıca bu işlem sızıntı suyu yönetiminde de etkilidir. Sızıntı suyunun kontrolsüz yayılımını önlemek için mutlaka etkili bir toplama sistemi ile toplanıp deşarjdan önce arıtılması gereklidir, depo gövdesine geri devir yapılarak arıtılacak sızıntı suyu miktarı ve içerdiği kirletici konsantrasyonu azalacaktır.

Sızıntı suyu geri devir uygulamasının faydaları aşağıdaki gibi özetlenebilir;

- Atık içeriğindeki nemin artmasıyla daha etkili bir ayrışma gerçekleşmesiyle atıkların daha fazla sıkışmasına olanak sağlanması,
- Depo alanında meydana gelen çökmelerin daha hızlı oluşması
- Depo alanında depo gazının oluşumunu hızlandırması,
- Sızıntı suyu miktarının ve içeriğindeki kirletici konsantrasyonlarının azalması,
- Sızıntı suyu toplama ve arıtma maliyetlerinin azalması,
- Depolamanın bitmesinden sonra kontrol edilme süresinin azalması ve buna bağlı olarak takip maliyetinin azalması.

Sızıntı suyu geri devrinin faydalarından yararlanabilmek için sızıntı suyu toplama ve geri devir sistemlerinin kusursuz bir şekilde yönetilmesi gereklidir. Bu amaçla depo alanındaki su dengesinin tam olarak bilinmesi gereklidir. Sızıntı suyunun atıkla temas süresi depo gövdesinde sızıntı suyunun birikmesini önleyecek şekilde seçilmelidir. Geri devir uygulamalarında sızıntı suyunun depo gövdesindeki dağılma verimi ve atığın suyu absorplaması gibi özellikler kullanılan sisteme göre farklılık göstermektedir.

Geri devir uygulamalarında birçok sistem mevcuttur. Bunlardan bazıları spreyleme, yüzeysel havuzlar, dikey enjeksiyon kuyuları ve yatay sızdırma sistemleridir (Tchobanoglous v.d., 1993).

1. Spreyleme: Bu sistem bir yerden başka bir yere taşınabilecek şekilde kurulabilir. Bu sistem tarla sulamada kullanılan sistemle benzerdir, depo alanın büyük bir kısmına sızıntı suyunu

ulaştırılmasını sağlamaktadır ve buharlaşmadan dolayı sızıntı suyu hacmi azalmaktadır.

2. Yüzeysel Havuzlar: Havuzlarda toplanan sızıntı suyu depo gözdesine verilmektedir. Ancak geçirimsiz üst örtü kullanıldığında bu sistem uygulanamaz ve açık havuzlardaki sızıntı suyu kokuya sebep olmakta ve insan sağlığını etkilemektedir. Bu nedenlerden dolayı tercih edilen bir sistem değildir.

3. Dikey Enjeksiyon Kuyuları: Sızıntı suyu geri devir işleminde kullanılan en yaygın sistemdir. Kuyular arasındaki alan 0,16-0,8 hektar arasında değişmektedir. Kuyular arasındaki mesafe çok yakın olursa sıkışma ve depolama sonucu kuyular bozulabilir. Sızıntı suyunun kısa devre yapmaması için kuyunun alt kısmı genellikle kapalı tutulmaktadır.

4. Yatay Sızdırma: Atık içinde yatay hendekler kazılır ve bu hendekler çakıl, lastik parçaları gibi geçirimli malzeme ile doldurulur, sızıntı suyu delikli borularla beslenir. Bu sistem depo alanı aktif durumdayken kullanılabildiği gibi depo sahası kapatıldıktan sonra da örtü sisteminin bir parçası olarak tasarlanıp uygulanabilir. Depo alanında meydana gelen çökmeler bu sistemi olumsuz yönde etkileyebilir.

4.1.1 Sızıntı suyu geri devri ile ilgili yapılan çalışmalar

Atık stabilizasyonun hızlandırılması amacıyla sızıntı suyu geri devir uygulamaları 1970’li yıllarda başlamıştır ve bu süre boyunca laboratuvar ve pilot ölçekli birçok araştırma yapılmıştır. Elde edilen başarılı sonuçlar tam ölçekli olarak çok sayıda ülkede uygulanmıştır. Aşağıda literatürde yer alan bazı çalışmalar verilmiştir.

Pohland, (1975)

1975 yılında Georgia Teknoloji Enstitüsü’nde, ilk kez Pohland tarafından evsel katı atıkların ayrışması üzerinde sızıntı suyu geri devrinin etkisi araştırılmıştır. Yapılan bu çalışmada sızıntı suyu geri devir işlemi pH kontrollü, evsel atık çamur ilavesi ile birlikte ve sadece geri devir uygulamasıyla yapılarak atık stabilizasyonunun hızlandırılması amaçlanmıştır. Çalışma sonucunda elde edilen verilere göre sızıntı suyu geri devir uygulaması ile daha faal bir anaerobik sistem oluşmuştur ve kolay ayrışabilen organik maddelerin hızlıca ayrışabildiği tespit edilmiştir. Ayrıca pH kontrolünün yapıldığı durumda ise metanojenik evreye daha kısa sürede geçildiği belirlenmiştir. Çamur ilavesinin uygulandığı şartlar altında ise uçucu yağ asitleri oluşumunun hızlandığı bir ortam oluşmuş ancak metan bakterilerinin faaliyeti için gerekli ortam uygunluğu sağlanamamıştır (Yuen, 1999).

Tittlebaum, (1982)

Bu çalışmada sızıntı suyu geri devriyle birlikte pH kontrolü, atıkların parçalanması ile nutrient ilavesinin atığın ayrışma hızına etkisi araştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar, pH nötr değerlerdeyken anaerobik ayrışmanın etkili bir şekilde gerçekleştiğini göstermiştir. Ancak parçalama ve nutrient ilavesinin stabilizasyon hızı üzerinde önemli bir etkisi olmadığı belirlenmiştir (Yuen, 1999).

Reinhart ve Al-Yousfi, (1996)

Tam ölçekli olarak gerçekleştirilen bu çalışmada sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu, sızıntı suyu arıtımı ve yönetimi, gaz oluşumu, depo sahasının atık depolama kapasitesi ve sahanın uzun süreli çevresel etkileri üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Sızıntı suyu geri devri yapılan depo sahalarında asit oluşumu, metan oluşumu ve olgunlaşma evresinde değişimler gözlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, bu depo sahaları için atık stabilizasyonunun birbirini izleyen ayrışma evreleri esnasında sızıntı suyu bileşenlerinin oldukça farklı olduğunu göstermiştir. Asit oluşumu evresinde sızıntı suyu geri devirli depo sahalarında suyun temas süresinin artmasından dolayı sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarının klasik depo sahalarından daha yüksek konsantrasyonlara ulaştığı belirlenmiştir. Ancak daha sonra sızıntı suyu geri devri biyolojik dönüşümü hızlandırmış ve buna bağlı olarak da sızıntı suyu stabilizasyonunun hızlandığı görülmüştür. Ayrıca gaz üretimi önemli miktarlarda artmış ve ilave edilen sızıntı suyunun biyoreaktör depo sahası içerisinde ayrışması da gaz oluşumunu artırmıştır. Stabilizasyonun hızlanması ile meydana gelen çökmelerin atık depolamak için ilave hacimler oluşturabileceği ve sızıntı sularının uzun süreli çevresel etkilerinin minimuma indirilebileceği tespit edilmiştir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996).

Townsend, vd., (1996)

Yapılan bu çalışmada geri devrin atık stabilizasyonuna etkisinin tespiti için Florida depo sahasında bir geri devir sistemi kurulmuştur. Sızıntı suyu, depo gazı ve katı atık numuneleri 4 yıl boyunca takip edilerek numuneler analiz edilmiştir. Ayrıca geri devir uygulanan ve uygulanmayan bölgelerdeki çökmeler araştırılmıştır. Çalışma sonucunda sızıntı suyu özelliklerinin geri devirle çok fazla değişmediği tespit edilmiştir. Atıkların biyokimyasal metan potansiyelleri ise geri devirli bölgede ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiğini göstermiştir (Townsend, 1996).

Knox vd., (1999)

1999 yılında İngiltere'de yapılan bu çalışmada 36×23×5 m. Boyutlarında, biri geri devirli diğeri geri devirsiz, evsel katı atıklarla doldurulmuş, iki adet test hücresinde CH₄/CO₂ oranı esas alınarak geri devrin atık stabilizasyonuna etkisi araştırılmıştır. 30 ay süren çalışma sonucunda geri devrin evsel katı atıkların ayrışmasını hızlandırdığı ve deney süresince geri devirli hücrede geri devirsiz hücreye nazaran CH₄/CO₂ oranının %30 daha büyük olduğu görülmüştür (Knox, vd., 1999).

Bilgili, (2002)

İstanbul'un Avrupa yakasında oluşan katı atıkların bertaraf edildiği Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Tesisinde gerçekleştirilen bu çalışmada teşkil edilen kontrollü test hücreleriyle, katı atık düzenli depo sahalarında meydana gelen ayrışma prosesleri ve nem muhtevasının artırılmasıyla bu proseslerde meydana gelen değişiklikler tespit edilmiştir. çalışma kapsamında test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH, KOİ ve SO₄²⁻ analizleri gerçekleştirilmiştir. Depo gövdesinden alınan katı atık numunelerinin metan potansiyelleri tespit edilerek ayrışma hızları incelenmiş, ayrıca depo gazı bileşiminin zamanla değişimi tespit edilmiştir. Ayrıca yapılan laboratuvar çalışmalarıyla İstanbul'un Avrupa yakasında oluşan katı atıkların metan potansiyeli belirlenerek, geri devir uygulamasının metan potansiyeli ve dolayısıyla ayrışma hızı üzerine etkisi belirlenmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlar, depo sahalarında anaerobik ayrışma proseslerinin nem muhtevasından oldukça fazla etkilendiğini ve sızıntı suyu geri devri ile gerek sızıntı suyu karakterinde ve gerekse atıkların ayrışma hızlarında önemli bir iyileşme olduğu tespit edilmiştir (Bilgili, 2002).

Mehta, vd., (2002)

Çalışmada iki adet 8000 ton kapasiteli test hücresi kullanılarak sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışma hızları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. 3 yıl boyunca yapılan deneysel çalışmalarda geri devrin atıkların nem muhtevasını arttırdığı ancak bu artışın üniform olmadığı, yapılan biyokimyasal metan potansiyeli çalışmaları ile de atıkların ayrışmasının daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği belirlenmiştir (Mehta, vd., 2002).

Youcai vd., (2002)

Şangay depo sahasında gerçekleştirilen bu çalışmada laboratuvar ve arazi ölçekli depolama tesislerinde ayrışmanın kontrolü gerçekleştirilmiştir. Çalışma süresince sızıntı suyu özellikleri

(pH, KOİ, BOİ ve NH₃-N), atık bileşimi (ayrışabilir organik madde ve uçucu katı madde) ve yüzeysel çökme parametreleri kontrol edilmiş, elde edilen sonuçlarla, laboratuvar ölçekli çalışmaların arazi ölçekli çalışmalarla elde edilen sonuçlara uygunluk gösterdiği ve karşılaştırma yapılabilmesi bakımından bu ölçekte çalışmaların yapılmasının uygun olduğu tespit edilmiştir (Youcai, vd., 2002).

Demir, vd., (2003)

Sızıntı suyu geri devrinin depo sahalarının fiziksel ve biyolojik özellikleri üzerindeki etkisinin incelendiği bu tam ölçekli çalışmada 14 aylık test çalışması süresince depo gazı miktarı ve metan muhtevası ile sahadaki topografik değişimler izlenmiştir. Elde edilen sonuçlar geri devir uygulaması ile depo gazı miktarının ve metan muhtevasının arttığını ve ayrışmanın daha kısa sürede gerçekleştiğini göstermiştir. Topografik ölçüm sonuçlarına göre geri devrin uygulandığı bölgede % 5-10 arasında daha fazla çökmenin meydana geldiği tespit edilmiştir (Demir, vd., 2003).

Özkaya, (2004)

Çalışma için İstanbul Büyükşehir Belediyesi katı atık depo sahalarından birisi olan Odayeri Düzenli Depo Sahasının 2500 m²'lik alanında sızıntı suyu geri devirli (H2) ve geri devirsiz (H1) test hücreleri kurulmuştur. Sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi 950 gün boyunca izlenmiştir. Sızıntı suyunun pH, Alkalinite, İletkenlik, KOİ, BOİ, SO₄⁼, Cl⁻, Ağır Metal değişimleri ile sızıntı suyu KOİ'sinin biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş kısmı belirlenmiştir. Hücrelerin 2m derinliğinden alınan numuneler üzerinde, Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP) izlenerek atıkların ayrışma hızı tespit edilmiştir. Hücrelerden oluşan depo gazının CH₄, CO₂, O₂ ve H₂S bileşenleri belirlenmiştir. Ayrıca hücrelerin gövdesindeki sıcaklık değişimleri izlenmiş ve yüzeysel çökme miktarının belirlenmesi amacıyla topografik ölçümler de yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlar, H2 test hücresinde sızıntı suyu geri devir işlemiyle, anaerobik ortamın gelişmesi, depolama için ilave hacim kazandırılması, sızıntı suyu miktar ve kirletici bileşenlerinin azaltılması, substrat ve nutrientlerin dağılımı, alkalinite ilavesi ve atık stabilizasyonunun hızlandırılmasına bağlı olarak depo sahalarının uzun süreli etkilerinin minimuma indirilmesi gibi birçok avantaj sağlandığını göstermiştir (Özkaya, 2004).

Benson, vd., (2006)

Sızıntı suyu geri devrinin ve biyoreaktörlerin klasik depo sahalarındaki sağladıkları olumlu

etkileri araştırmak amacıyla Kuzey Amerika'daki beş adet klasik depo sahası incelenmiştir. Depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarı sırasıyla 84, 56, 163, 143, 106 l/m² iken sızıntı suyu geri devir miktarı 84, 21, 163, 60, 100 l/m²'dir. Çalışmadan elde edilen verilere göre sızıntı suyu geri devri yapılan ve biyoreaktör olarak işletilen depo sahalarında atık gövdesindeki çökmeler daha hızlı ve fazladır. Ayrıca depo gazı üretimi de sızıntı suyu geri devri yapılmasıyla artmıştır. Geri devrin yapıldığı ilk 2-3 yıl oluşan sızıntı suyu özellikleri hepsinde birbirine yakındır daha sonraki yıllarda içeriğindeki kirletici konsantrasyonları azalmıştır (Benson, vd., 2006).

Li, vd., (2006)

Klasik anaerobik ve semi-aerobik depolama tekniklerinin stabilizasyon hızlarını kıyaslamak için laboratuvar ölçekli yapılan bu çalışmada, anaerobik işletilen reaktörlere 71. günden itibaren sızıntı suyu geri devri uygulanmıştır. Reaktörlerden birine günlük sızıntı suyu geri devri yapılırken diğeri iki haftada bir uygulanmıştır. Günlük geri devir yaptırılan reaktörde KOI konsantrasyonu 705 mg/l'den 135 mg/l'ye, diğeri ise 669 mg/l'den 178 mg/l'ye düşmüştür. Sızıntı suyunun geri devir ettirilmesi stabilizasyonu hızlandırmıştır ve sık uygulanması daha etkili olmuştur (Li, vd., 2006).

Francois, vd., (2007)

Bu çalışmada sızıntı suyu geri devrinin kentsel katı atıkların ayrışması üzerindeki etkisinin araştırılması hedeflenmiştir. Bu amaçla laboratuvar ölçekli reaktörler 3 farklı tipte 50 kg katı atık ile doldurulmuştur. Reaktörlerden birincisi taze standart kentsel katı atıkla, ikincisi kompostlaşabilir özellikte taze atıkla, diğeri ise 8 yıllık eski atıkla doldurulmuştur.

Sızıntı suyu geri devri ile her 3 reaktörde de biyogaz üretimi artmıştır. Birinci ayrışma fazından ikincisine geçme süresi taze atıkla doldurulan reaktörlerde çok kısalımıştır ve kirletici konsantrasyonlarının giderim hızı artmıştır.

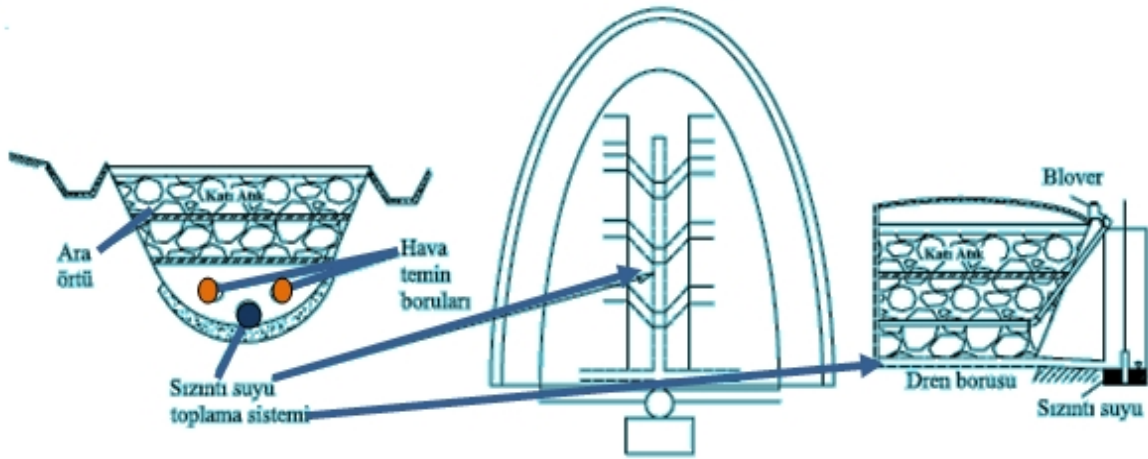
Rendra, vd., (2007)

Bu çalışmada laboratuvar ölçekli simüle edilmiş biyoreaktörler sızıntı suyu geri devri yapılarak işletilmiştir. Ayrıca aktif çamur ilavesi yapılarak stabilizasyonu hızlandırmak hedeflenmiştir. 47 hafta boyunca üretilen sızıntı suyu haftada 5-15 litre geri devrettirilmiştir ve haftalık olarak oluşan sızıntı suyundan numune alınmıştır. Sızıntı suyu numunelerinde pH, KOI, BOI, TKN parametreleri takip edilmiş ve günlük olarak atık sıcaklığı izlenilmiştir. 27 hafta sonunda atık stabilizasyonu sağlanmış ve KOI konsantrasyonunda belirgin bir düşüş gözlenmiştir. Sızıntı

suyu geri devir oranı azaltıldığında atık stabilizasyonu 45. haftada gerçekleşmiştir. Sızıntı suyu geri devir oranı atık stabilizasyonu üzerinde önemli bir etkiye sahiptir (Rendra, vd., 2007).

4.2 Aerobik Depolama

Klasik anaerobik depolamada ayrışmanın uzun yıllar devam etmesi ve bu sırada çevreye zararlı depo gazı ve sızıntı suyu oluşumu, bunun yerine ayrışma prosesini hızlandıran ve kirletici konsantrasyonlarını azaltan aerobik ayrışma uygulamasını gündeme getirmiştir. Depo alanlarındaki aerobik ayrışmanın anaerobik ayrışmaya göre birçok avantaja sahip olması bu konuda çalışmaları yoğunlaştırılmıştır. Aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi için yapılan ilk çalışma Amerika, California'da 1962 yılında USEPA tarafından desteklenen bir proje ile gerçekleştirilmiştir (Read, vd., 2000). Ancak bu çalışmada ortama verilen hava miktarının çok düşük olması sebebiyle sonuçları başarılı bulunmamıştır. Başarısızlıkla sonuçlanan bu ilk denemeden sonra 1966 yılında Japonya'da düzenli depolama teknolojileri üzerine başlatılan bir araştırma ile depo gövdesine oksijen verilerek stabilizasyonun hızlandırılması düşüncesi tekrar gündeme gelmiştir. Ancak yöntem depo gövdesine verilmesi gereken hava miktarının yüksek olması sebebiyle ekonomik bulunmamış, daha sonra yapılan deneysel çalışmalarla yeni bir alternatif geliştirilerek havanın depo gövdesine sızıntı suyu toplama borularıyla dağıtılması sağlanmıştır (Bilgili, 2006). Şekil 4.1'de aerobik depolamanın şematik çizimi verilmiştir.



Şekil 4.1 Aerobik depolamanın şematik gösterimi

4.2.1 Aerobik depolamanın anaerobik depolamaya göre avantajları

Aerobik depolama ile atıkların daha kısa sürede stabilizasyonu sağlanmaktadır ve anaerobik şartlar altında ayrışamayan organik maddeler parçalanabilmektedir. Böylece, aerobik depo sahalarında organik atıkların ve amonyağın daha yüksek oranlarda arıtılması sağlanmış olur.

Sızıntı suyunda, KO_2 , BO_5 ve azot (TKN, NH_4-N) parametrelerinin azalmasının hızlanması, organik bileşiklerin aerobik bozunması ve havalandırmanın bir sonucu olarak bunların gaz fazına geçişi (çoğunlukla karbondioksit) gerçekleşir. Sızıntı suyu için depo sahası kapatıldıktan sonraki bakım dönemleri, havalandırma sonucunda en azından birkaç on yıl azaltılmış olur. Havalandırma sırasında büyük ölçüde azaltılan sızıntı suyu miktarıyla, oldukça masraflı olan sızıntı suyu arıtma işlemi önemli ölçüde ortadan kaldırılmış olur.

Aerobik depolamada depo gazında özellikle karbondioksit oluşma oranı, karbon bozunmasının hızlanmasıyla artmaktadır. Metan, aerobik ayrışmanın bir ürünü olmadığından aerobik depo sahalarında metan emisyonlarının azaltılması sağlanmış ve buna bağlı olarak patlama riski azalmış olur. Aynı zamanda, anaerobik şartlar altında ortaya çıkan depo gazı içerisinde kokuya sebep olan diğer kimyasalların da birçoğunun aerobik ayrışma sonucunda azaltılması sağlanmış olur. Havalandırma sonucunda organik maddenin bozunmasıyla karbon deşarjı, anaerobik şartlar altındaki durumdan 1,5 ila 5 kat arasında daha fazladır.

Ayrıca depo alanında meydana gelen çökmeler artmaktadır ve depo gövdesindeki suyun buharlaşmasına olanak sağlamaktadır. Stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlamaktadır.

4.2.2 Aerobik depolama çeşitleri

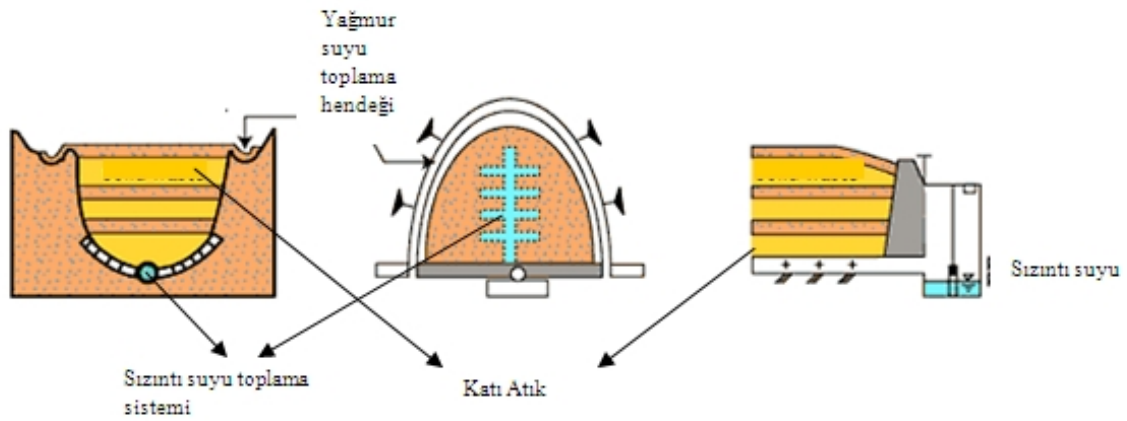
Düzenli depo alanlarında aerobik ayrışmanın önem kazanması ile birlikte aerobik depolama yöntemleri araştırılmaya ve geliştirilmeye başlanılmıştır. Geliştirilen bazı yöntemler aşağıda verilmiştir. Özellikle semi-aerobik depolamanın birçok uygulaması görülmektedir.

4.2.2.1 Semi-Aerobik (Fukuoka) depolama

Aerobik depolama ile ilgili yapılan ilk çalışmalarda maliyetin çok yüksek bulunması araştırmacıları yeni arayışlara yönlendirmiştir. Bu amaçla yapılan çalışmalardan birinde havanın depo gövdesine sızıntı suyu toplama borularıyla dağıtılması sağlanmıştır böylece hem ekonomik hem de uygulanabilir bir yöntem elde edilmiştir. Havalandırmanın bu şekilde

gerçekleştiği depo sahaları semi-aerobik olarak adlandırılmaktadır.

Semi-aerobik depolama yönteminin ilk uygulaması 1975 yılında Japonya'nın Fukuoka kentinde gerçekleştirilmiştir. Elde edilen pozitif sonuçlar sonrasında, daha sonra sisteme adını verecek olan bu ilk uygulamanın (Fukuoka Yöntemi) tüm ülkede uygulanması tavsiye edilmiştir. Şekil 4.2'de semi-aerobik depolama tekniğinin şematik çizimi gösterilmiştir.



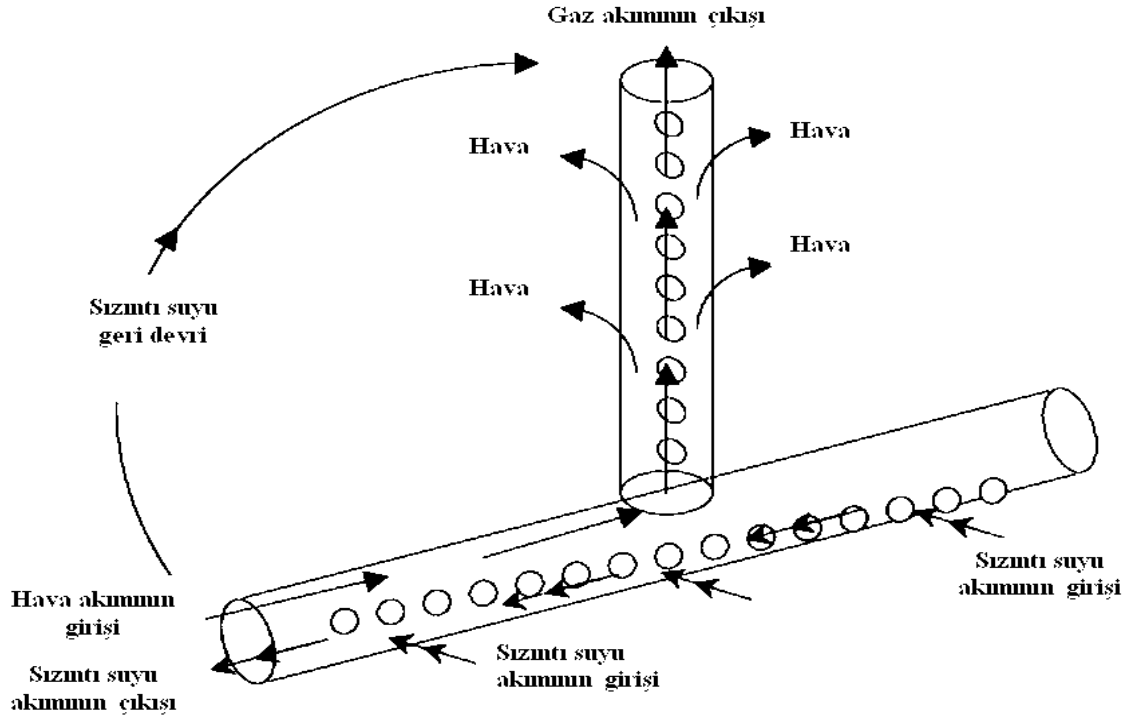
Şekil 4.2 Semi-Aerobik depolamanın şematik gösterimi

Fukuoka metodu (semi-aerobik sistem), Fukuoka Üniversitesi'nde geliştirilmiştir ancak dünya genelindeki birçok ülke tarafından yaygın bir şekilde bilinmemektedir. Bu yöntem, Japonya'nın birçok yerinde ve Malezya, İran ve Çin gibi gelişmekte olan ülkelere pratik olarak test edilip kanıtlanmış bir teknolojidir (Chong, vd., 2005).

Sistemin çalışma prensibi şu şekildedir; Atık kütlelerinin içerisi ve sistemi çevreleyen hava ortamı arasındaki sıcaklık farkı sayesinde, hava sızıntı suyu toplama sistemi boyunca atık kütlelerine girer. Atık kütlelerine doğru hareket eden hava aerobik şartları oluşturur, böylece sıcaklık yükselir. Prosesin pasif doğası enerji maliyetleri açısından faydalıdır (Rich, vd., 2007). Fukuoka metodunun çalışma sistemi Şekil 4.3'de gösterilmiştir.

Sızıntı suyunun kalitesi kayda değer şekilde ve anaerobik şartlardakinden daha hızlı bir şekilde iyileşmekte ve ikinci arıtım gerekmeden önemli oranda maliyet avantajları sağlanmaktadır. Metan üretimi azaltılmakta, böylece küresel ısınmayı önlemede yardımcı olmaktadır. Kapatılmış depo sahalarının kısa sürede farklı amaçlar için kullanılmasını mümkün kılacak şekilde stabilizasyonun hızlanmasını sağlamaktadır. Maliyet açısından uygun, inşa ve işletmesi kolaydır (Read, vd., 2001). Çizelge 4.1'de semi-aerobik ve aerobik

depolama yöntemlerinin karşılaştırılması özetlenmiştir.



Şekil 4.3 Semi-aerobik (Fukuoka metodu) sistem (Chong, vd., 2005)

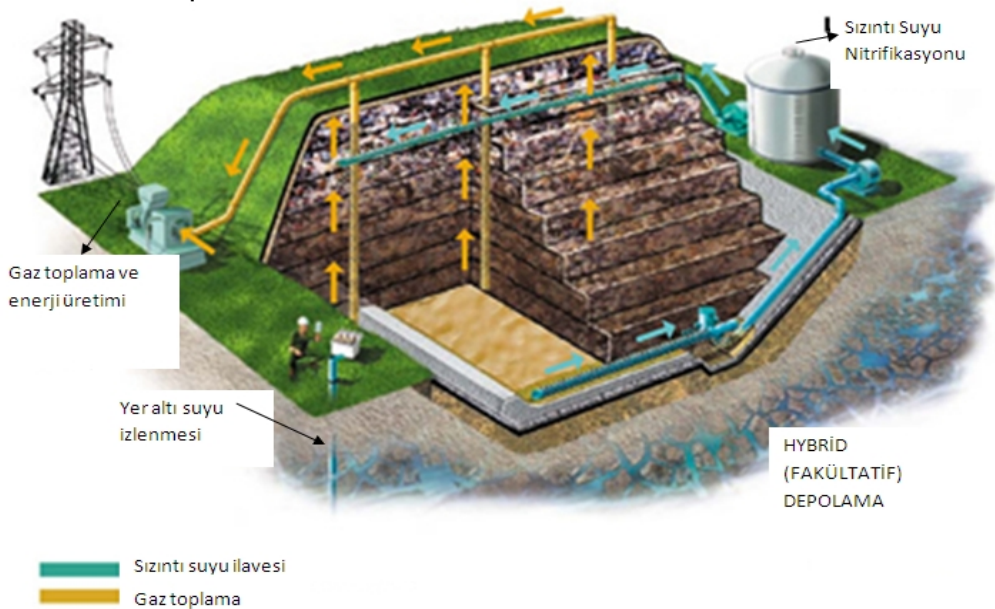
Çizelge 4.1 Aerobik depolama ile semi-aerobik depolama tekniklerinin karşılaştırılması (Rich, vd., 2007)

	Fukuoka metodu	Aerobik
Proses	Sıcaklık farkından dolayı atık kütlesi içerisine havanın pasif girişi	Atık kütlesi içerisine basınçlı hava verilerek aerobik şartların sağlanması
Sıcaklık aralığı	40-50°C	40-70°C, ideali 54-66°C
pH aralığı	İdeali ~8 üzeri	7.5-8.5: anaerobikten daha az asit üretiliyor, çünkü fermantasyon reaksiyonları sınırlı
Zaman ölçüsü	30 yıl	2-5 yıl arası
Emisyonlar	CO ₂ , H ₂ O, iz kirleticiler	CO ₂ , H ₂ O, iz kirleticiler

4.2.2.2 Hybrid (Fakültatif) depolama

Bu tür bir depo sahalarının tasarımı henüz geliştirilme aşamasındadır. Depolama aerobik ve anaerobik şartların ikisinin de kombinasyonunu içermektedir. Bu aerobik/anaerobik sistem, depo sahasına kısa süreli hava enjeksiyonu ve ardından aerobik ve anaerobik şartların meydana gelmesi şeklinde iki aşamada gerçekleşmektedir (Berge, vd., 2005).

Sistemde, aerobik ayrışma ile gerçekleşen atıkların daha hızlı bir şekilde ayrışması sağlanırken anaerobik ayrışma sonucu ortaya çıkan metan gazı üretimi de gerçekleşmektedir. Hava sunî olarak atığın içerisine pompalanmakta, böylece anaerobik depolamada ilk faz olan aerobik faz uzatılmakta ve aerobik bozunmaya müsaade edilmektedir. Bazı hybrid depo sahalarında sızıntı suyu geri devri gibi nem ilavesi sağlayan metotlar da kullanılmaktadır. Depo gövdesinin üst kısmındaki atıklar daha yüksek bir hızda bozunurken, gaz depo gövdesinin daha alt kısımlarından toplanmakta ve metan safhası daha erken başlamaktadır. Depo gazından enerji kazanımı klasik depolamaya göre daha erken başlamaktadır. Hybrid depo sahaları bir depo sahasının ilk yıllarındaki verimsiz geçen süreyi kısaltıp, mümkün olduğunca çabuk depo gazından enerji kazanım amacıyla metan fazının daha erken başlamasını sağlamaktadır (Rich, vd., 2007). Şekil 4.4’de hiybrid depolamaya göre tasarlanmış bir depo alanı örneği gösterilmiştir.



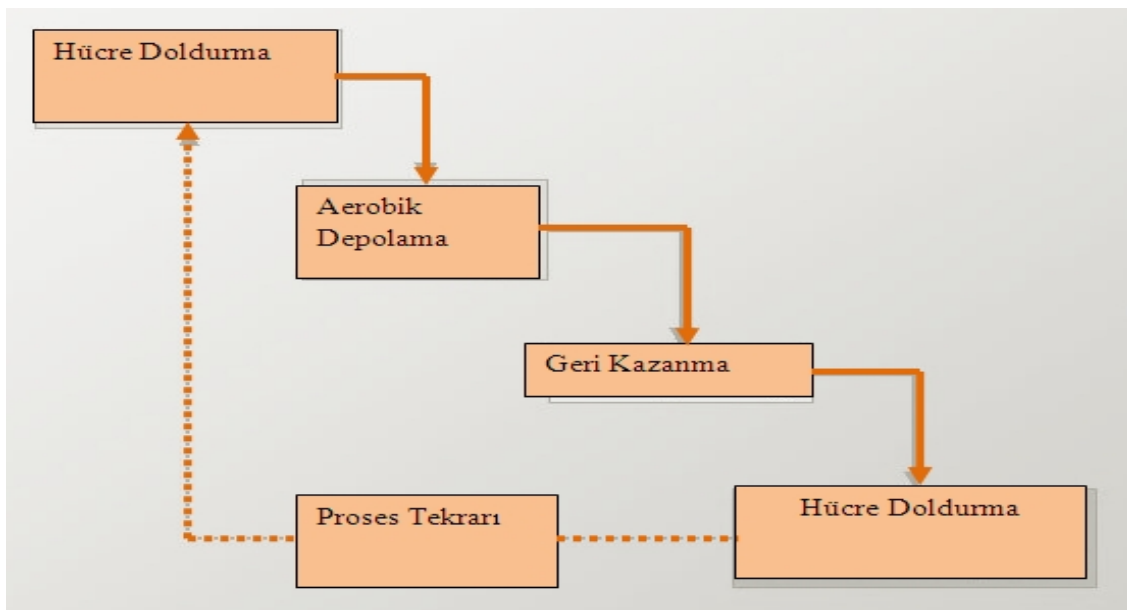
Şekil 4.4 Hybrid depo alanı (Warith, 2002)

4.2.2.3 PAF modeli

Padova Üniversitesi IMAGE Departmanı tarafından geliştirilen yeni bir konsept olan PAF modeli, daha önceden depo sahasına uygulanan üç seçeneğin kombinasyonundan oluşmaktadır (waste Pretreatment, Aerobic degradation, Flushing = PAF Modeli). Cossu ve diğerleri tarafından 2001 ve 2003’de yapılan çalışmalarda, mekanik-biyolojik olarak önceden arıtılmış atıklarla gerçekleştirilen deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar, klasik depo sahalarıyla karşılaştırıldığında, kısa bir süre sonra depo sahasından kaynaklanan emisyonların önemli ölçüde azaltıldığı belirlenmiştir (Cossu, vd., 2005).

4.2.2.4 Sürdürülebilir (Sustainable) depolama

Düzenli depo sahalarına gelen atık miktarının her geçen gün artması, depo sahası bulma sorununu arttırmaktadır. Bu amaçla EPA ve Environmental Control Systems (A.B.D.) firması tarafından “sustainable landfill” adında yeni bir aerobik depolama yaklaşımı geliştirilmiştir. Aerobik depolama yöntemi, atıkların zehirlilik etkilerini giderdiği ve metan ve atıktaki patojenler gibi tehlikeleri ortadan kaldırdığından dolayı, depo sahaları ayrışma tamamlandıktan sonra güvenli bir şekilde kazılabilir ve geri kazanılabilir. Büyük atık dağları inşa etmek yerine, tasarımı yapılmış depo sahası içerisine birkaç küçük atık hücresi oluşturularak atıklar bu hücreler içerisine depolanmaktadır. Saha, atığın karakteristiğine ve atık bozunma zamanına bağlı olarak toplamda dört veya beş hücreden oluşmakta ve hücreler birbirine çok yakın inşa edilmektedir. Şekil 4.5’de hücrelerin kullanımında izlenen döngü gösterilmiştir.



Şekil 4.5 Sürdürülebilir depolama döngüsü (ECS, 2004)

ECS (2004)'nin sürdürülebilir depolama ile ilgili yaptığı örnek düzenlemede önce birinci sürdürülebilir depolama hücresi atıkla doldurulmaktadır. Sonraki hücre atıkla doldurulmakta ve bir aerobik depolama sistemi inşa edilmektedir. Kalan hücrelerdeki atık ya stabilize edilmekte ya da kazılmaktadır ve kazılarak açılan hücre tekrar atıklarla doldurulmaktadır. Her durumda, metan üretimi ya hiç yoktur ya da minimum değerlerde gerçekleşmektedir.

4.2.3 Aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalar

Aerobik depolamayla ilgili ilk araştırmalar 1960'lı yılların başında Amerika Birleşik Devletleri'nde başlamış, daha sonra başta Amerika ve Japonya olmak üzere birçok ülke tarafından çeşitli araştırmalar ve projeler yürütülmüştür. Bu bölümde, aerobik depolama yöntemiyle ilgili olarak yapılmış çalışmalardan bazı örnekler verilmiştir.

Hudgins ve Harper, (1999)

Çalışma kapsamında Amerika Birleşik Devletleri Georgia eyaleti Atlanta şehrinde iki aerobik depo sahası kurulmuş ve işletilmiştir. Aerobik depo sahalarının havalandırılması için blowerlar ve kompresörlerden yararlanılmıştır. Havalandırma işlemi doğrudan atık kütlesi içine konulan dikey hava enjeksiyonu kuyuları ile gerçekleştirilmiştir. Toplam atık hacmi 45.200 m³ ve 49.000 olan depo sahalarına sırasıyla 56 ve 100 m³/dk hava enjekte edilmiştir.

Her iki depo sahasında da, depo gazında uçucu organik bileşikler (VOC), karbondioksit (CO₂), oksijen (O₂) ve metanın (CH₄) direkt ölçümleri yapılmış ve atık kütlesi sıcaklıkları ölçülmüştür. Bunun dışında, sızıntı suyu analizleri ve miktarı belirlenmiştir. Sızıntı suyu analizlerinde pH, KOİ, BOİ, metal ve VOC konsantrasyonları tespit edilmiş, ayrıca nem muhtevasının her bir hücrede % 50'nin (ağırlıkça) üzerinde kalması sağlanmıştır. Çalışma sonucunda CH₄ oluşumunun % 50-90, oluşan sızıntı suyu miktarının % 50-86, ve VOC konsantrasyonlarının % 75-99 oranında azaltıldığı, sızıntı suyunda BOİ₅ konsantrasyonunun 3 ay içerisinde 1,100 ppm'den 300 ppm değerine düştüğü, atıktaki çökme oranının % 4.5-9 arasında olduğu tespit edilmiştir (Hudgins ve Harper, 1999).

Read, vd., (2001)

Amerika Birleşik Devletleri'nin Georgia eyaletinde kapasiteleri 1,6 ve 1,0 hektar, toplam atık hacmi 45,2 ile 49,0 m³ olan iki adet hücrede elde edilen sonuçlar özetlenmiş ve ekonomik analizler yapılmıştır. Hücrelere sırasıyla dakikada 56 ve 100 m³ hava enjekte edilmiştir. Çalışma sonucunda, biyolojik bozunma oranlarında sırasıyla % 50 ve % 110 artış elde edildiği belirlenmiştir. Metan üretiminde her iki hücrede % 50 ila 90 arasında, sızıntı suyunun BOİ'

sinde ise % 70 oranında azalma belirlenmiştir. Sızıntı suyu hacminde ise sırasıyla % 86 ve % 50 azalma olduğu tespit edilmiştir. Sonuç olarak, aerobik depolamanın maliyeti düşük, depo gazı ve sızıntı suyu oluşumunu azaltan, dolayısıyla bunların yönetimini kolaylaştıran ve atık stabilizasyonunu hızlandıran bir yöntem olduğu vurgulanmıştır (Read, vd. 2001).

Das, vd., (2002)

Bu çalışmada tam ölçekli bir sahada bir aerobik biyolojik ayrışma prosesinden elde edilen katı atık kompostu karakterize edilmiştir. Başlangıçta depo sahası gövdesine 18 adet hava enjeksiyon ve 27 adet sızıntı suyu geri devir kuyusu yerleştirilmiştir. Aerobik ayrışmanın başlamasından 5 ve 14 ay sonra depo gövdesinin farklı derinliklerinden atık numuneleri alınmıştır. Havalandırmanın başlamasından 5 ay sonra alınan numunelerde stabilite indeksi 4.6-6.1 m arasındaki derinlikten alınan numunelerde 1.42-2.14 mg/gr-saat, 6.1-7.6 m arasındaki derinliklerden alınan numunelerde ise 0.15-0.67 mg/gr-saat olarak tespit edilmiştir. Biyolojik indirgemedi 14 ay sonra alınan tüm numunelerde stabilite indeksi 0.39-0.55 mg/gr-saat arasında tespit edilmiş ve atıkların stabil olduğu belirlenmiştir. Katı atıklarda yapılan ağır metal analizlerinde de metal konsantrasyonlarının çok düşük olduğu ve EPA tarafından belirlenmiş olan kompost kalite standartlarına uygun olduğu tespit edilmiş, kurşun, nikel, krom ve çinkonun diğer metallerden daha yüksek seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Das, vd., 2002).

Cossu ve Rossetti, (2003)

Mekanik olarak önceden arıtılmış (MBP) atıkların farklı depolama konseptlerinde bertarafının araştırılması için 6 reaktörden oluşan bir laboratuvar kolon testi ve pilot ölçekli bir reaktör kullanılmıştır. Çalışmada atıkların uzun süreli çevresel etkilerinin azaltılması için mekanik-biyolojik ön arıtım, doğal ve basınçlı havalandırma ve sulama olmak üzere üç farklı seçenek kullanılmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmalar anaerobik, aerobik ve semi-aerobik şartlarda, sulanan atığın davranışlarını karşılaştırmak için kurulmuştur. Lizimetre reaktörü bu üç farklı seçeneğin kombinasyonu (PAF) gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar, sızıntı suyu ve gaz emisyonlarında bu kombinasyonun olumlu etkilerinin olduğunu göstermiştir. Ancak yüksek bir sızıntı suyu geri devrinin, depo gövdesine havanın sızmasını düşürecek bir etkide bulunabileceği belirtilmiştir (Cossu ve Rossetti, 2003).

Rendra, v.d., (2003)

Kentsel katı atıkların biyoayrışması aerobik ve anaerobik şartlarda işletilen biyoreaktörlerde araştırılmıştır. Aerobik reaktöre 47 hafta boyunca, anaerobik reaktöre ise 63 hafta boyunca

650 ml/ kg atık oranında sızıntı suyu geri devri yaptırılmıştır. Haftalık sızıntı suyu numunesi alınarak sızıntı suyu karakterindeki değişim ve depo gazı üretimi takip edilmiştir. Sızıntı suyu ve depo gazı takiplerinden elde edilen sonuçlara göre aerobik biyoreaktör 31 haftanın sonunda stabil olmuş ve sızıntı suyundaki KOİ konsantrasyonu 100 mg/l'nin altına düşmüştür. Anaerobik biyoreaktörde ise sızıntı suyu geri devri ile birlikte ancak 51 hafta sonunda stabilite sağlanmıştır (Rendra, v.d., 2003).

Ağdağ ve Sponza, (2004)

Bu çalışmada, evsel katı atıkların anaerobik arıtımı üzerine kesikli havalandırmanın etkileri ve sızıntı suyu karakteristikleri üç biyoreaktörde araştırılmıştır. Bütün reaktörler sızıntı suyu geri devriyle işletilmiş ve sızıntı suyu geri devir oranı 300 mL/gün olarak uygulanmıştır. Birinci reaktör geri devirli olarak işletilmiş (havalandırma yok), ikinci reaktör (R1) haftada üç gün 1 saat boyunca dakikada 0.02 m³ havalandırma debisiyle havalandırılmış ve son reaktör ise (R2) haftada bir gün 0.02 m³ havalandırma debisiyle 1 saat havalandırılmıştır. Sızıntı suyu numunelerinde pH, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), uçucu yağ asitleri (VFA), amonyak azotu (NH₄-N), nitrat azotu (NO₃-N) konsantrasyonları ve toplam gaz ve metan gazı üretimleri düzenli olarak ölçülmüştür.

Kontrol, R1 ve R2 reaktörlerinin 79 günlük inkübasyonundan sonra sızıntı suyu numunelerinde sırasıyla % 96; 85 ve 97 KOİ ve % 86; 77 ve 93 VFA giderimi gerçekleştiği belirlenmiştir. Katı atıklardaki TN, TP ve NH₄-N konsantrasyonları R1 reaktöründe 11.100; 2450; 630 mg/g'dan 4300; 1100 ve 160 mg/g'a düşmüştür. pH değerleri inkübasyondan sonra sırasıyla 6.98; 6.76 ve 7.98 olarak belirlenmiştir. Havalandırmanın depo gazı içerisindeki metan oranını azalttığı gözlenmiştir. 79. günün sonunda kontrol, R1 ve R2 reaktöründe sırasıyla maksimum toplam metan üretimi 11,2; 0,9 ve 3,6 L olarak bulunmuştur. R2 reaktöründe elde edilen BOİ₅/KOİ oranı katı atıkların stabilizasyonunun R1 ve kontrol reaktörüne göre daha yüksek bir oranda gerçekleştiğini göstermektedir (Ağdağ ve Sponza, 2004).

Benson, vd., (2004)

Mevcut yöntemlere bir bakış açısı sağlamak ve biyoreaktör depolamayı geleneksel depolamadan ayıran teknik sonuçları belirlemek amacıyla altı tam ölçekli biyoreaktör projesi gerçekleştirilmiştir. Bu altı biyoreaktörden bir tanesi olan 2,4 hektarlık depo sahasının 0,8 hektarına düzenli olarak üç adet 2,8 m³/dk'luk blowerlarla beslenen kuyular kullanılarak hava enjekte edilmiştir. Sonuçlar biyoreaktör depo sahalarının işletilmesinin ve uygulanabilirliğinin geleneksel depo sahalarıyla oldukça benzer olduğunu göstermiştir. Sızıntı suyu kalitesi

analizleri, geri devrin ilk iki-üç yıl boyunca biyoreaktörlerin genelde geleneksel depo sahalarından daha kuvvetli özelliklere sahip sızıntı suyu ürettiğini göstermiştir. Sahaların ikisinden elde edilen çökme verisi, biyoreaktör olarak işletilen depo sahalarında çökmenin daha çok ve hızlı olarak meydana geldiğini göstermiştir. Toplanan veriler, hava enjeksiyon sisteminin basıncı 28 kPa'ın üzerinde olduğu zaman metan konsantrasyonlarının azaldığını göstermiştir (Benson, vd., 2004).

Borglin, vd., (2004)

Depo gazı kompozisyonunu, solunum ve çökme oranlarını ölçmek için, aerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli 200 litrelik iki reaktör, taze katı atıklarla doldurulup 400 gün boyunca atık ayrışması izlenmiştir. Aerobik tanklara verilen havanın debisi 1,9 L/dk'dır. Aerobik geri devirli reaktörde gerçekleştirilen solunum testleri sonucunda oksijen tüketim oranlarında 20. günde 1,3 mol/gün'den 400. günde 0,1 mol/gün'e doğru sabit bir azalma olduğu gözlenmiştir. Aerobik geri devirli reaktörden 6 mol CO₂/kg-atık üretilmişken, anaerobik geri devirli reaktörde 2,2 mol metan/kg-atık ve 2,0 mol CO₂/kg-metan üretilmiştir. Test süresi boyunca, aerobik reaktörde ortalama % 35, anaerobik reaktörde ortalama % 21,7 çökme olmuştur. Aerobik tanklardan çıkan oksijenin giren gazın yaklaşık % 19-20'si kadar olduğu ölçülmüş ve böylece standart sıcaklık ve basınçta sistem için uygun olan hava debisinin 1.3 L/dk (6.5 L/dk/m³ atık) olduğu belirlenmiştir (Borglin, vd., 2004).

Qi-Wang, vd., (2005)

Her biri dörder adetten oluşan 2 grup reaktörde deneyler yapılmıştır. Birinci grup (C) 0,2 m çap ve 1 m yükseklikte, ikinci grup (A) 0,6 m çap ve 3 m yükseklikte tasarlanmıştır. Grup C'nin deneyleri, deneyleri hızlandırmak için sıcaklık ve nem kontrolü olan bir odada gerçekleştirilmiştir. Deneysel sonuçlar, sızıntı suyu geri devrinin KOİ'yi % 95'den fazla gidererek organik madde konsantrasyonunu azaltabildiğini, bir semi-aerobik proses kullanarak sızıntı suyunun NH₃-N konsantrasyonunun 10 mg/L'nin altında olabileceğini göstermiştir. Sonuç olarak katı atıkların organik konsantrasyonunun büyük miktarda azaldığı belirtilmiştir (Qi-Wang, vd., 2005).

Bilgili, vd., (2006)

Aerobik depo sahalarında sızıntı suyunun miktar ve kalitesi üzerine detaylı bilgi elde etmek için sızıntı suyu geri devirli (A1) ve sızıntı suyu geri devirsiz aerobik (A2) iki pilot ölçekli reaktör kullanılmıştır. Aerobik depolamayla ilgili daha önceden yapılan çalışmalardan çıkış gazındaki O₂ konsantrasyonu % 8'in altına düştüğü zaman metan üretimi görüldüğünden, bu

çalışmada çıkış gazında % 8–14 arasında O₂ olması hedeflenmiştir.

Çalışma kapsamında sızıntı suyu kalitesi pH, Cl⁻, KOİ, BOİ, TKN, NH₃-N ve NO₃⁻-N parametreleri bakımından izlenmiştir. Sızıntı suyunun pH değerleri, A1 reaktöründe 50 gün sonra ve A2 reaktöründe 70 gün sonra 7'ye yükselmiştir. Cl⁻ konsantrasyonları 80 gün sonra hızlı bir şekilde A1 reaktöründe 3000 mg/L'den 6100 mg/L'ye ve A2 reaktöründe ise 2800 mg/L'den 6900 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ ve BOİ değerleri hızlıca azalmış ve bunun organik maddenin hızlı oksidasyonunu gösterdiği belirtilmiştir. BOİ/KOİ oranına göre sızıntı suyu geri devrinin aerobik depo sahalarında katı atığın ayrışma hızını önemli oranda etkilemediği belirlenmiştir. NH₃-N konsantrasyonları nitrifikasyon prosesinin bir sonucu olarak azalmış ve havalandırmanın bir sonucu olarak reaktörün bazı kısımlarında denitrifikasyon meydana gelmiştir. Bu proses NO₃⁻ konsantrasyonlarında azalmaya sebep olmuştur. Geri devredilen sızıntı suyu, deney süresince A1 reaktöründe üretilen sızıntı suyunun % 53,3'üyle gerçekleştirilmiştir. Geri devirsiz aerobik reaktörle karşılaştırıldığında A1 reaktöründeki sızıntı suyu miktarı % 47.3 oranında azalmıştır (Bilgili, vd., 2006).

Ritzkowski, vd., (2006)

Anaerobik şartlar altında işletilen depo sahalarındaki uzun süre devam eden biyolojik bozunmaya bağlı olarak ortaya çıkan etkilerin ve bunların giderilme yöntemlerinin araştırılması amacıyla laboratuvar ölçekli 8 adet reaktör kurulmuş ve bunların 6 tanesi aerobik, 2 tanesi anaerobik şartlar altında işletilmiştir. Ayrıca tüm reaktörlere sızıntı suyu geri devri uygulanmış ve aerobik reaktörler 0,3 ile 0,6 l/kg atık oranında havalandırılmıştır. Oluşan depo gazı ve sızıntı suyundan haftalık numuneler alınmıştır. Aerobik reaktörlerde 50-120 gün süre sonunda amonyak konsantrasyonlarının 5 mg/l'nin altına düştüğü ve BOİ₅ konsantrasyonunun da 10 mg/l'ye kadar azaldığı tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde çok kısa sürede atık stabilizasyonu gerçekleşirken anaerobik reaktörlerde ayrışmanın çok yavaş gerçekleştiği belirlenmiştir (Ritzkowski, vd., 2006).

Bilgili, vd., (2007)

Kentsel katı atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkisi dört adet laboratuvar ölçekli reaktörle belirlenmiştir. Geleneksel anaerobik depolamayla, sızıntı suyu geri devri, havalandırılmalı depolama ve sızıntı suyu geri devriyle havalandırmanın karşılaştırılması yapılmıştır. 250 günlük süre boyunca her bir aerobik reaktöre toplamda 5400 m³ hava verilmiş ve havalandırma oranı iki aerobik reaktörde 0.084 ve 0.086 L/dk kg atık olarak bulunmuştur.

Sızıntı suyu kalitesi pH, alkalinite, toplam çözünmüş katılar, iletkenlik, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli, klorür, KOİ, amonyak ve TKN parametreleri bakımından düzenli olarak izlenmiş, ayrıca üretilen sızıntı suyu miktarı da belirlenmiştir. Çalışma sonucunda organik maddenin ve amonyağın gideriminde en etkili seçeneğin sızıntı suyu geri devirli aerobik depolama olduğu tespit edilmiştir. Geri devirli ve geri devirsiz aerobik depolama arasındaki en belirgin farkın sızıntı suyu miktarında ortaya çıktığı ayrıca geri devrin katı atığın anaerobik ayrışması üzerinde aerobik ayrışmaya nazaran daha etkili olduğu belirtilmiştir (Bilgili, vd., 2007).

Di Maria, vd., (2007)

Bu çalışmada, bir biyohücre tesisinde gerçekleştirilen çalışma ile kentsel katı atıkların organik fraksiyonunun aerobik arıtımı sonucunda ortaya çıkan ısının evsel veya endüstriyel amaçlarla kullanılabilirliği araştırılmış ve sonuçlar termodinamik açıdan değerlendirilmiştir. Çalışmada hem ısı geri kazanım sistemi hem de organik fraksiyonun biyolojik prosesi için teorik bir model önerilmiştir.

Çalışmanın sonucunda, enerji geri kazanım prosesi ile biyolojik çevrim prosesinin birleştirilmesinin mümkün olabileceği belirlenmiştir. Aerobik bakteriyel aktivite sonucunda ortaya çıkan yüksek sıcaklıklardan bir sıcaklık pompası tarafından yararlanılabileceği ve arıtılan organik fraksiyonun kilogramı başına yaklaşık 4000-5000 kJ ısı elde edilebileceği belirtilmiştir. Bu çalışmada, daha iyi bir oksidasyon prosesi ve sıcaklık kontrolü elde etmek için reaktöre daha yüksek miktarlarda hava verilmiştir (Di Maria, vd., 2007).

Erses, vd., (2007)

Çalışma kapsamında 32°C sabit bir sıcaklıkta sıcaklık izolasyonu olan bir odada aerobik ve anaerobik şartlar altında işletilen iki depo sahası biyoreaktörü kullanılmıştır. Reaktörler İstanbul'un belirlenen ortalama atık kompozisyonuna göre hazırlanan 19.5 kg parçalanmış sentetik katı atıkla doldurulmuş ve sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiştir. Reaktördeki aerobik şartlar bir hava kompresörü kullanılarak sağlanmıştır. Aerobik reaktöre günde 5 saat 2.2 L/dk hava verilmiştir. Deneysel sonuçlar, aerobik reaktörün anaerobik reaktörden daha yüksek organik madde, azot, fosfor ve alkali metal giderim verimleri sağladığını göstermiştir. Ayrıca, aynı oranda sızıntı suyu geri devri uygulanan anaerobik sistemle karşılaştırıldığında aerobik proses kullanıldığı zaman stabilizasyon süresinin önemli ölçüde azaldığı belirlenmiştir (Erses, vd., 2007).

Giannis, vd., (2007)

Bir aerobik biyoreaktörde katı atıkların ayrışması 510 günlük bir periyotta zamana bağlı olarak izlenmiştir. Çalışma kapsamında hava taşınımı, sıcaklık ve sızıntı suyu geri devri gibi işletme parametreleri izlenmiştir. Başlangıç aşamasında standart sıcaklıkta aerobik şartlar için uygun hava debisi 10 L/dk olarak belirlenmiştir. Ancak aerobik hücreler bütün deney süresince bu debiyle havalandırılmamışlardır. Çökme meydana geldiği zaman reaktörde uygun havalandırma şartlarını sağlamak için hava debisi arttırılmıştır. Deney boyunca uygulanan ortalama hava debisi 18 L/dk olarak belirlenmiştir.

Oksijen tüketimi ve organik maddenin biyolojik olarak bozunma oranları, aerobik biyolojik ayrışma proseslerinin uygulanabilir bir yöntem olduğunu göstermiştir. Sızıntı suyu analizleri, aerobik biyoreaktörün sızıntı suyundan % 90'nın üzerinde KOİ'yi ve % 100'e yakın BOİ'yi giderebildiğini göstermiştir. Sızıntı suyu numunelerinin NH_4^+ , NO_3^- ve SO_4^{2-} konsantrasyonları düzenli olarak ölçülmüştür. Sonuçlara göre nitrifikasyon ve denitrifikasyonun eş zamanlı olarak ortaya çıktığını ve nitrattaki artışın stokhiyometrik olarak tahmin edilen seviyelere ulaşmadığı belirlenmiştir. Katı atıklarda sorpsiyon, karbonat çökmesi ve hidroksit çökmesi gibi prosesler sebebiyle ağır metallerin çökeldiği ve böylece ağır metal konsantrasyonlarının da azaltıldığı belirlenmiştir. Ayrıca, katı atıkların içerdiği organik maddenin aerobik olarak ayrışması sonucunda elde edilen kompostun tarımsal üretimde toprak iyileştiricisi olarak kullanılabileceği belirtilmiştir. Sonuç olarak, 510 günlük ayrışmada sonucunda, atık gövdesinde meydana gelen çökme miktarı % 26 olarak belirlenmiştir (Giannis, vd., 2007).

Huang, vd., (2007)

Semi-aerobik depo sahasında stabilizasyonun özelliklerinin belirlenmesi amacıyla arazi ölçekli bir depo sahası inşa edilmiştir. Böylece depo sahasındaki sızıntı suyunda KOİ, $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları ve pH değeri ile birlikte depo gazı kompozisyonu (CH_4 , CO_2 ve O_2) düzenli olarak 52 hafta boyunca izlenmiştir. Sonuçlar, KOİ ve amonyak konsantrasyonlarının hızlı bir şekilde düştüğünü ve anaerobik depolamadaki gibi bir birikme göstermediğini ve 48 hafta sonra sırasıyla yaklaşık 300 ve 100 mg/L olarak belirlendiğini göstermiştir. Azalma oranları sırasıyla % 98.8 ve % 96.9 olarak belirlenmiştir. 24 hafta sonra nitrat konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalmış ve 43 hafta sonra 220-280 mg/L arasında tespit edilmiştir. pH değerleri ilk 8 hafta boyunca 7'nin altında ölçülmüş ve hemen sonrasında sızıntı suları alkali olmaya başlamıştır. Depo gazının ana bileşeni karbondioksit olarak

belirlenmiş ve konsantrasyonu bütün stabilizasyon prosesi boyunca yüksek bir seviyede seyretmiştir. Karbondioksit, oksijen ve metanın ortalama içeriği sırasıyla hacimce % 19-28, % 2-8 ve % 5-13 arasında değişiklik göstermiştir. Depo gövdesindeki en yüksek sıcaklık değeri 75.8 °C olarak ölçülmüştür (Huang, vd., 2007).

Jun, vd., (2007)

Yapılan çalışmada, atıkların ayrışması sırasında aerobik ayrışmanın sağlanarak ayrışma hızının arttırılabilirliğin belirlenmesi, atık ayrışma hızının arttırılabilmesi için aktif çamur ilave edilmesi ve sızıntı suyu kirleticilerinin sahada gideriminin sağlanabilirliği araştırılmıştır. Çalışmada biri sızıntı suyu geri devirli (A), diğeri aerobik ve sızıntı suyu geri devirli (B) ve bir diğeri de havalandırmalı, sızıntı suyu geri devirli ve aktif çamur ilave edilmiş (C) olan üç reaktör kullanılmıştır. B ve C reaktörleri yaklaşık 0.5 L/dk havalandırma debisiyle kesikli olarak havalandırılmıştır.

A, B, C reaktörlerinde KOI , BOI_5 , NH_4^+ ve toplam azotun giderim oranları sırasıyla % 80, 81, 75 ve 74'ün üzerinde olduğu belirlenmiştir. Aktif çamur eklenen reaktörde NH_4^+ ve toplam azot giderim verimi sırasıyla % 88 ve 84 olarak tespit edilmiştir. Sonuç olarak, havalandırma stratejisinin katı atık stabilizasyonu üzerinde olumlu etkilerinin olduğu, reaktöre aktif çamur eklenmesinin azotun giderimini sağladığı ve depo sahasının kendisinin sızıntı suyundaki kirleticilerin yerinde arıtımında kullanılabileceği belirtilmiştir (Jun, vd., 2007).

Li-Ming Shao, v.d., (2007)

Katı atıkların depolanması için farklı yöntemler kullanılarak sızıntı suyundaki azot konsantrasyonunun değişimini incelemek için simüle edilmiş 38 cm iç çapa ve 230 cm yüksekliğe sahip 3 adet reaktör kullanılmıştır. Bu reaktörlerin her birine sızıntı suyu ile geri devir uygulaması yapılmıştır. Reaktörler; birincisi anaerobik, ikincisi havalandırmalı, üçüncüsü doğal havalandırmalı olarak dizayn edilmiştir. Reaktörleri ortalama 40 kg katı atık ile doldurulmuş ve kısıtlı havalandırma koşulları altında sızıntı suyundaki azot giderimi araştırılmıştır. Havalandırma ve doğal havalandırma reaktörlerde katı atık bünyesindeki mikrobiyal metabolizmayı anaerobikten aerobik, anoksik ve anaerobik kombinasyonuna dönüştürmüştür. Bu durum da azot ve organik karbonun giderilmesine olanak sağlamıştır. Kesikli havalandırma ve sızıntı suyu geri devrinin birlikte kullanılması karbon ve azot kontrolü için daha uygun bir yöntem olarak belirlenmiştir (Li-Ming Shao, vd., 2007).

Ponsá, vd., (2007)

Karışık kentsel katı atıklar ve ayrı toplanmış katı atıkların işlenmesi amacıyla tasarlanan kompleks bir mekanik-biyolojik atık arıtma tesisinde aerobik ve anaerobik ayrışma için kullanılan stabilite indeksleri araştırılmıştır. Tesisin birçok kademesinde numuneler alınarak atık girişi, mekanik olarak arıtılmış atık, anaerobik olarak parçalanmış materyaller ve kompostlaşmış atıklar üzerinde çalışmalar yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar ilk iki aşamanın atık stabilizasyonunda önemli bir rol oynadığını göstermiştir. Bu iki aşama, aerobik respirasyon indeksi (RI) ve BMP'nin sırasıyla % 40 ve % 60 civarında azaldığı mekanik ayırma ve anaerobik bozunma aşamalarıdır. Üçüncü aşama ise daha az biyolojik bozunmanın gerçekleştiği (% 20-30) bozunmuş materyalin kompostlanmasıdır (Ponsá, vd., 2007).

Charles, vd., (2009)

Bu çalışmada katı atıkların organik kısmının termofilik anaerobik ayrışması için kısa süreli ön havalandırma adımı bir ön arıtma metodu gibi araştırılmıştır. Bunun için 7 litrelik silindirik laboratuvar ölçekli reaktör kullanılmıştır. 48 saatlik ön havalandırma ile katı atık yığınının başka ısı kaynağına ihtiyaç duymadan 60°C'ye çıkmıştır. Ayrıca metan üretimini hızlandırmak ve katı atık hacmini azaltmak için anaerobik sızıntı suyu geri devri uygulanmıştır. Bu çalışma ile sadece 12 günlük kısa bir periyotta maksimum metan üretimi elde edilmiştir (Charles, vd., 2009).

5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

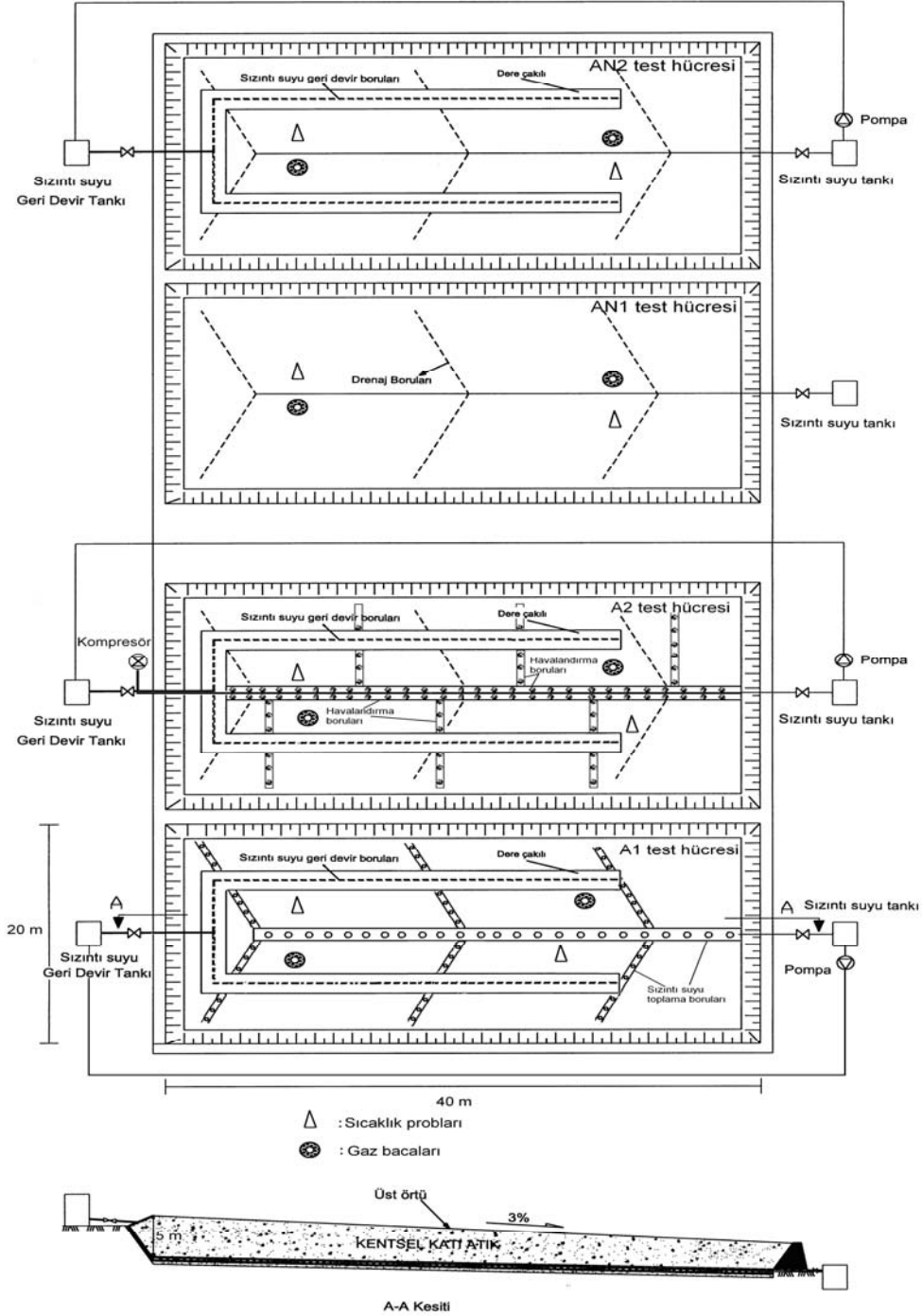
İstanbul Anadolu yakasında oluşan katı atıklar, ilçe belediyelerince Aydınlı, Hekimbaşı ve Küçük Bakkalköy aktarma istasyonlarına taşınmakta, buradan da silolarla Kömürcüoda Katı Atık Düzenli Depo Sahası'na aktarılmaktadır.

5.1 Katı Atık Test Hücreleri

Katı atık düzenli depo sahalarında atık stabilizasyonunun hızlandırılması ve depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerinin minimize edilmesi için son yıllarda araştırmalara konu olan farklı depolama alternatiflerinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisinin belirlenmesi amacıyla, Kömürcüoda katı atık depo sahası içerisinde 20×40×5m (B×L×H) boyutlarında 4 adet test hücresi teşkil edilmiştir. Hücrelerin yapılacağı alanda kazı çalışmaları tamamlanıp tabanı sıkıştırıldıktan sonra üzerine yaklaşık 60 cm kil tabakası serilmiş, kil tabakasının üzeri geçirimsizliği sağlamak üzere 2 mm kalınlığında HDPE (Yüksek Yoğunluklu Polietilen) folye ile kaplanmıştır. Folyenin zarar görmesini önlemek için koruyucu bir tabaka (geotekstil) teşkil edilmiştir. Drenaj tabakası, çakıl ve dren borularından (Ø150 mm HDPE) oluşturulmuştur. Semi-aerobik test hücresinde havalandırmanın sızıntı suyu toplama borusu ve gaz bacalarından sağlanabilmesi için bu boru Ø500 mm HDPE borudan teşkil edilmiştir. Basınçlı havalandırmanın uygulanacağı aerobik (A2) test hücresinde ise tam bir havalandırmanın sağlanabilmesi için ilave olarak havalandırma boruları teşkil edilmiştir. Ayrıca oluşacak depo gazının tahliyesi için her hücrede gaz bacası teşkil edilmiştir. Hücrelerin üzeri 15 cm üst örtü toprağı ve 40 cm kil serilerek sıkıştırılmış ve kapatılmıştır. Oluşan sızıntı sularını toplamak amacıyla her bir hücrenin drenaj borusu çıkışına birer adet sızıntı suyu toplama tankı yerleştirilmiştir. Çalışma kapsamında uygulanan depolama alternatifleri Çizelge 5.1'de, test hücrelerine ait detaylar ise Şekil 5.1'de verilmiştir. Saha tabanının teşkili ve test hücrelerinin işletmeye alınması aşamalarına ait görüntüler EK-1'de verilmiştir. Test hücrelerine doldurulan atık miktarı her bir hücre için yaklaşık olarak birbirine eşit ve 2000 ton olup toplam 8.000 ton katı atık depolanmıştır.

Çizelge 5.1 Çalışmada uygulanan depolama alternatifleri

Test Hücresi	İşletme Şekli
A-1	Semi-aerobik
A-2	Basıncılı Havalandırma
AN-1	Klasik anaerobik Depolama
AN-2	Anaerobik Sızıntı Suyu Geri Devirli



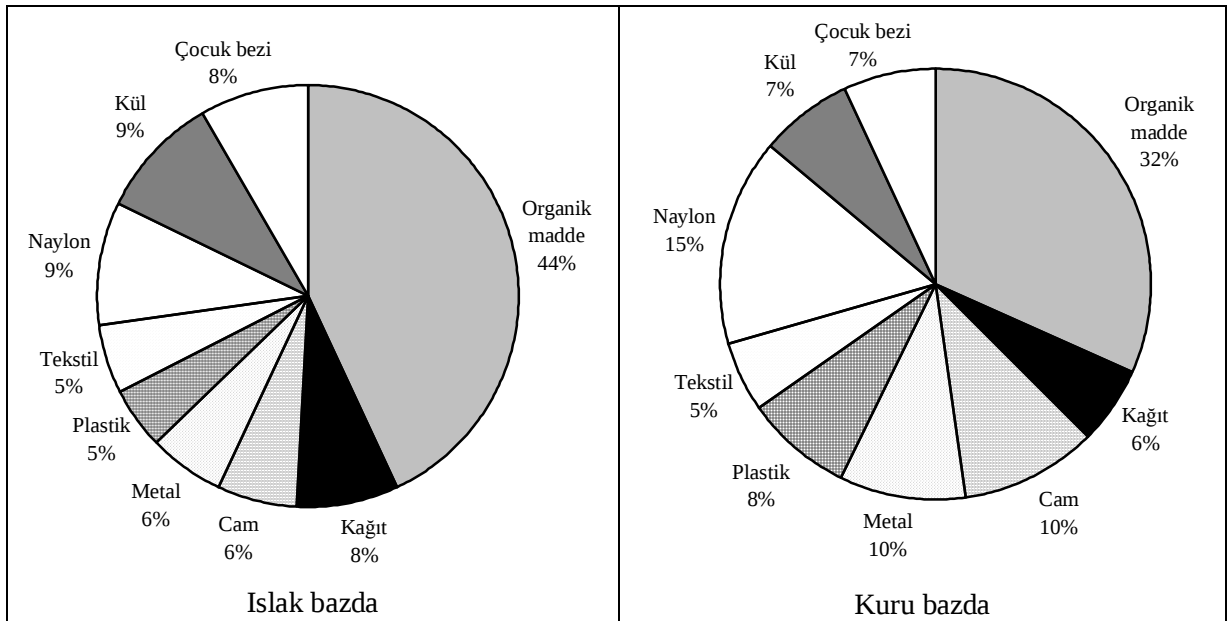
Şekil 5.1 Test hücrelerinin yapı detayları

5.2 Hücrelere Depolanan Atıkların Özellikleri

Katı atıklar bileşenleri bakımından çok büyük farklılıklar gösteren heterojen karışımlardır. Katı atıklar, bileşenlerinde gözlenen büyük farklılıklara rağmen, atıkları oluşturan en büyük bileşenin organik maddeler olduğu söylenebilir. Atıkların bileşenleri katı atık depo sahalarında ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden olup atık stabilizasyon hızı üzerinde de önemli etkileri vardır.

İstanbul'un Anadolu yakasının katı atıklarının bertaraf edildiği Kömürcüoda katı atık depo sahasında 14 ilçenin katı atıkları depolanmaktadır. Bu atıklar ilçe belediyelerince önce Aydınlı, Hekimbaşı ve Küçükbakkalköy'deki aktarma istasyonlarından birisine taşınmakta daha sonra silolara aktarılarak düzenli depolama alanına taşınmaktadır.

Bu çalışmada, test hücrelerine depolama yapılmadan önce katı atıkların özellikleri belirlenmiştir. Bu amaçla 3 adet transfer istasyonundan gelen atıklardan bir miktar karıştırılarak homojen hale getirilmiştir. Bu atıkların 1 m³ lük kısmı 1 cm'lik elekten elenmiş ve her bir madde grubunun toplam atık kütlesi içerisindeki oranı ağırlık olarak belirlenmiştir. Hücrelere depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri Şekil 5.2'de verilmiştir. Buradan atıkların önemli bir yüzdesini organik maddelerin (yemek atıkları, meyve sebze atıkları, vs.) oluşturduğu görülmektedir.



Şekil 5.2 Test hücrelerine depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri

5.3 Havalandırma ve Sızıntı Suyu Geri Devir Uygulaması

Basıncılı kompresör ve blowerla havalandırma A-2 test hücresinde uygulanmıştır. Kompresör, havalandırma amacıyla depo gövdesine yerleştirilen borularda tıkanma ihtimaline karşı ortama basınçlı hava verilerek bu tıkanmaların temizlenmesi için kullanılmıştır. Dolayısıyla depo gövdesinde esas havalandırma Blower sistemi ile sağlanmaktadır. Blower sistemi ve kompresör kontrol paneli ile kontrol edilmekte ve çalışma süreleri buralardan ayarlanmaktadır. Kompresör kullanma sıklığı haftada bir veya iki kez olduğundan kompresörle depo gövdesine verilen hava miktarı ihmal edilmiştir. Blower sistemi ise başlangıçta oksijen ihtiyacının yüksek olması sebebiyle saatte 10 dakika, ilerleyen haftalarda kademeli olarak azaltılarak saatte 5 dakika çalışacak şekilde ayarlanmıştır. Verilen hava miktarının yeterli olup olmadığı depo gazı bileşenleri ve depo gövdesinde sıcaklık ölçümleri ile kontrol edilmekte ve gerektiğinde havalandırma miktarı azaltılıp arttırılmaktadır.

Aerobik ayrışmanın gerçekleştiği A-1 test hücresinde sızıntı suyu geri devir uygulaması, ayrışma sonucu meydana gelen yüksek sıcaklıklardan dolayı atıkların kurumasının önlenmesi ve mikroorganizma faaliyetlerinin optimum düzeyde tutulması için diğer test hücrelerine göre daha erken başlatılmıştır. Anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücresinde (AN-2) metan safhasının inhibisyona uğramasını önlemek için sızıntı suyu geri devir uygulamasına metanojenik kararlı safhanın gerçekleşmesinden sonra başlanmıştır.

5.4 Deneysel Çalışmalar

Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının miktarı, drenaj borularının çıkışına bağlanan tanklarda yapılan ölçümlerle belirlenmiştir. Sızıntı suyu numuneleri üst örtü teşkilinden sonra belirli periyotlarla sızıntı suyu tankından alınmış ve analizleri yapılmak üzere laboratuara getirilmiştir.

Sızıntı suyunun bileşenleri APHA (1995)'de verilen yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir. Bu analizlere ait yöntemler Çizelge 5.2'de verilmiştir.

Çizelge 5.2 Sızıntı suyu analiz yöntemleri

Parametre	Analiz Yöntemi
pH	Jenway 3040 Ion Analyser
Toplam Alkalinite(CaCO_3)	2320 B Titrasyon metodu *
İletkenlik	AGB-1001 μP Conductivity and Temperature meter
BOİ	Seyreltme metodu APHA (1995)-5210 *
KOİ	APHA (1995) 5220-D kapalı-reflux, kolorimetrik yöntem *
TKN	4500- N_{org} Kjeldahl metodu *
$\text{NH}_3\text{-N}$	4500- NH_3 E. Titrimetrik Metod *
Cl^-	4500-Cl B. Argentometrik Metod*

* “Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater” by APHA 1995

5.4.1 Depo gövdesinde atık sıcaklığının değişimi

Depo gövdesinde sıcaklık değişimlerinin izlenmesi maksadıyla her bir hücrenin 1,0; 1,5; 2,0 ve 3,0 m derinliklerine 4 adet olmak üzere toplam 16 adet sıcaklık probu yerleştirilerek vasıtasıyla depo yaşına bağlı olarak gövdedeki sıcaklık değişimleri izlenmiştir.

6. DENEYSEL SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRMELER

6.1 Sızıntı Suyu Bileşenleri

Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının karakterinin geri devirle değişimini incelemek amacıyla hücrelerin tabanından drenaj boruları ile alınan sızıntı suları laboratuara getirilerek pH, alkalinite, toplam çözünmüş katı madde, klorür, iletkenlik, toplam Kjeldahl azotu, amonyak azotu, KOİ ve BOİ ve analizleri gerçekleştirilmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

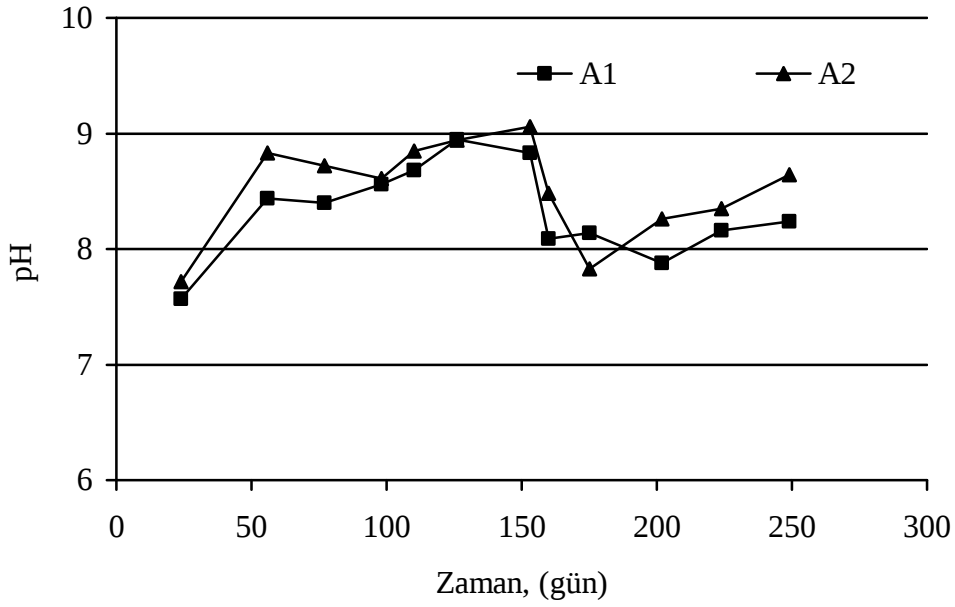
6.1.1 pH

Her mikroorganizma grubunun faaliyetlerini sürdürebileceği optimum bir pH aralığı olmakla birlikte, genel olarak bakteriler için optimum pH aralığının 6-8 arasında olduğu söylenebilir. Nakasaki, vd. (1993) tarafından, protein ve glikoz kullanılarak kompost prosesindeki aktif organizmaların pH'a duyarlılığını tespit etmek maksadıyla yapılan çalışmada optimum pH aralığının 7-8 olduğu ve glikozun 6-9 arasındaki pH değerlerinde daha hızlı ayrıştığı belirlenmiştir. Demir, vd. (1997) tarafından yapılan anason atıklarının kompostlaştırılması çalışmasında, pH'nın başlangıç aşamasında arttığı ve stabilizasyon sonrasında 8.5 değerlerine ulaştığı belirlenmiştir. Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri, atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Mikrobiyal aktivitenin asidik safhadan metanojenik safhaya doğru ilerlemesi ile sızıntı suyunun pH değerinin de 4.5-7 arasında değişen değerlerden 7-8.2 arasında değişen metanojenik değerlere ulaşması beklenir (Krug ve Ham, 1997).

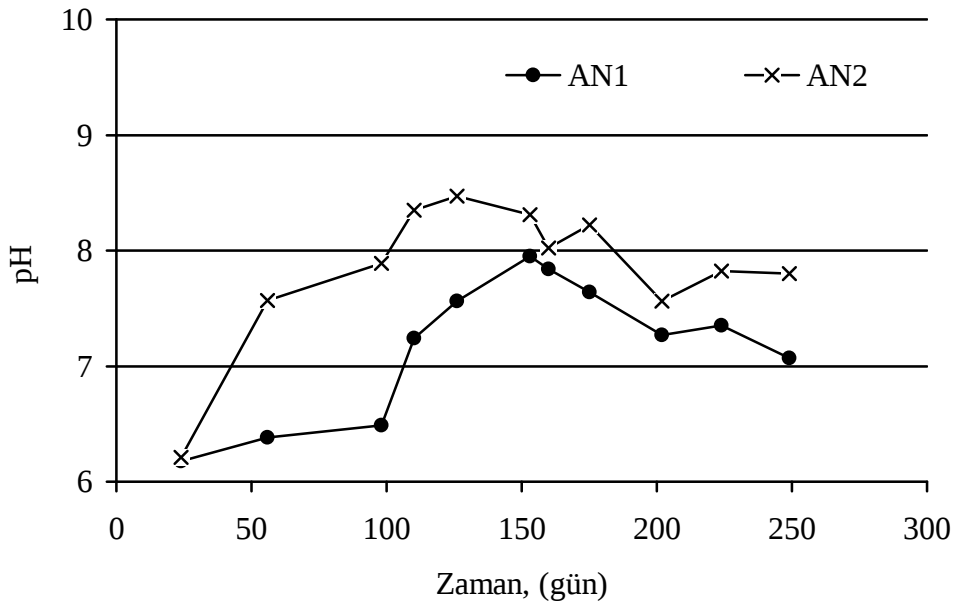
A-1 ve A-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 6.1'de verilmiştir. A-1 ve A-2 hücrelerinde depolamadan yaklaşık 50 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 8 seviyesine ulaşmış, bu aşamadan sonra her iki hücrede de pH artmaya devam ederek depolamadan yaklaşık 120 gün sonra 9 seviyesine kadar yükselmiştir. Bu aşamadan sonra yağışlardan dolayı pH değerlerinde bir miktar düşüş gözlemlense de depolamanın başlangıcından itibaren aerobik test hücrelerinde pH değerleri 7,5-9,0 arasında ölçülmüştür.

AN-1 ve AN-2 hücrelerinde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 6.2'de verilmiştir. Çalışma süresince bugüne kadar yapılan ölçümlerde anaerobik test hücrelerinde pH değeri 6.2-8.3 arasında bir değişim göstermiştir. Depolamadan 50 gün sonra AN-2, 110 gün sonra da AN-1 hücresinde pH değerleri nötr değerlere ulaşmış, AN-2 test hücresinde daha

belirgin olmakla birlikte her iki hücrede de pH değerlerinin zamana bağlı olarak artış gösterdiği belirlenmiştir. Atık ayrışma kademeleri pH'a bağlı olarak değerlendirilecek olursa her iki test hücresinde de asidojenik safhanın uzun sürmediği, kısa sürede metanojenik safhaya geçişin olduğu söylenebilir.



Şekil 6.1 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi

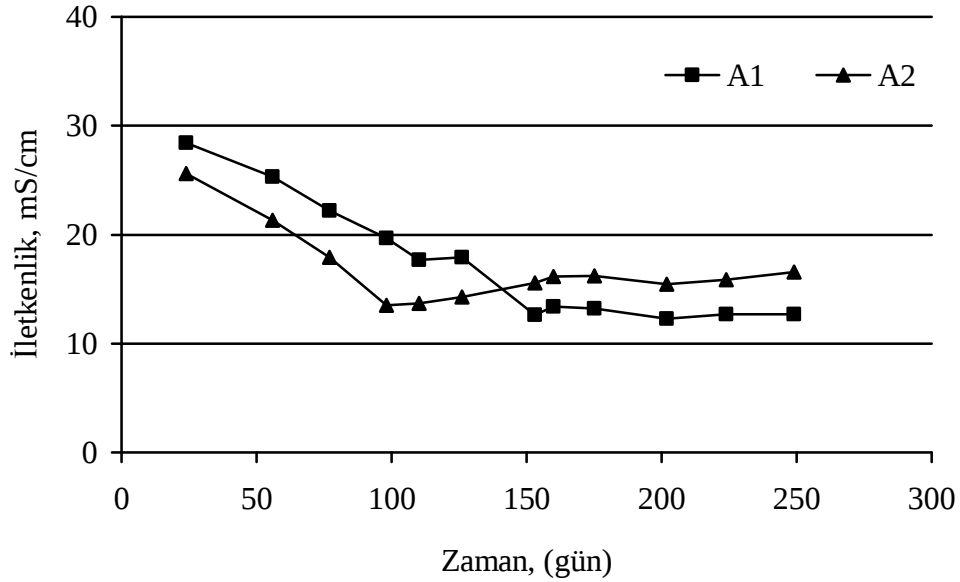


Şekil 6.2 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda pH'nın değişimi

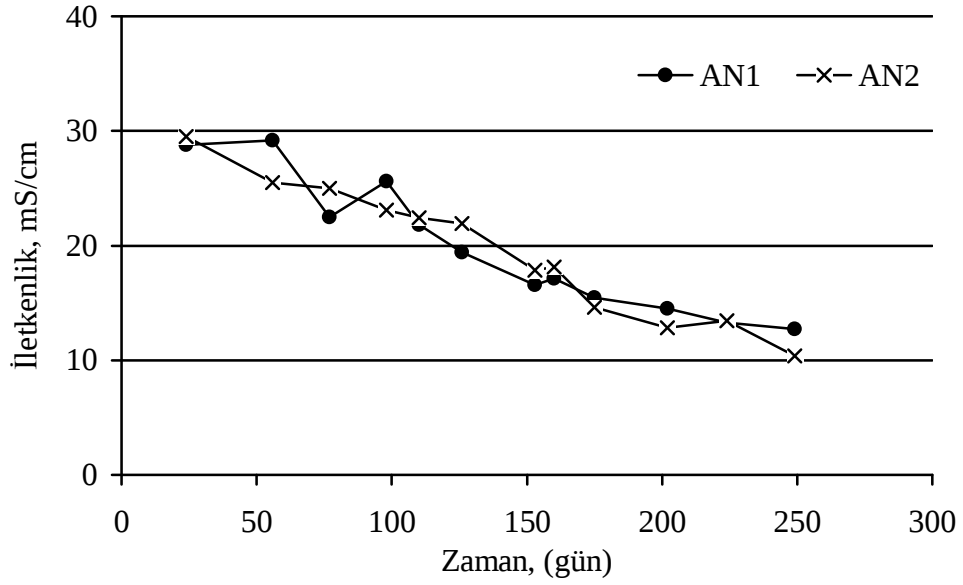
6.1.2 İletkenlik

Suyun elektrik iletkenliği, iyonik gücünün bir fonksiyonudur. Çözünmüş katı madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için suyun elektrik iletkenliği ölçülerek yaklaşık bir tahminde bulunulabilir. Sadece iyonize olan maddeler iletkenliğe katkıda bulunurken, iyonize olmadan çözünen bileşikler ve organik moleküller ölçülmediğinden iletkenlik ile TDS birebir eşit değildir.

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik parametresinin zamanla değişimi Şekil 6.3 ve Şekil 6.4’de verilmiştir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, sızıntı suyundaki organik madde ayrışmasına bağlı olarak azalma eğilimi göstermektedir.



Şekil 6.3 A-1 ve A-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik değişimi



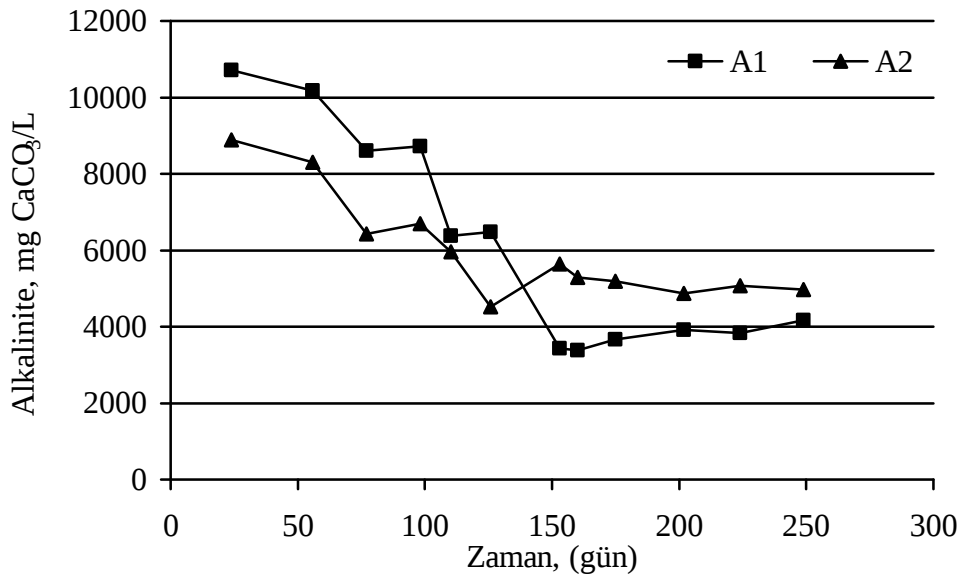
Şekil 6.4 AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik değişimi

6.1.3 Alkalinite

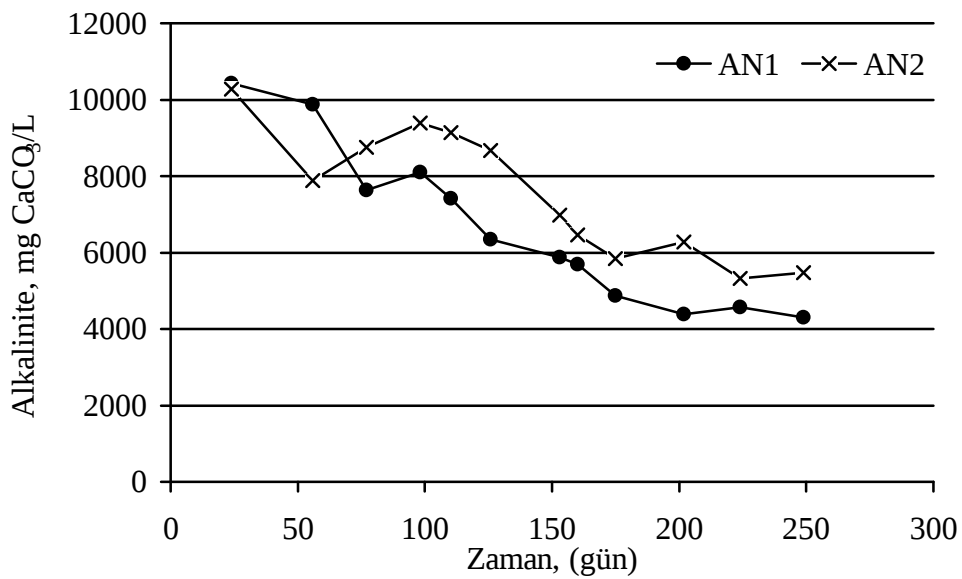
Biyolojik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini göstermektedir. Evsel katı atıklar içerisinde yer alan kolay ayrışabilen organik maddelerin (meyve ve sebze artıkları gibi) depolandıktan sonra hızlı bir şekilde ayrışması uçucu yağ asidi birikimine sebep olabileceği için ortamda yeterli alkalinitenin bulunması, pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktivitenin yavaşlamasına veya tamamen durmasına yol açabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı tamponlar. Şekil 6.5'de aerobik, Şekil 6.6'da ise anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda alkalinitenin zamanla değişimi verilmiştir.

A-1 ve A-2 test hücrelerinde başlangıçta 8000-10000 mg/L CaCO_3 değerlerinde olan sızıntı suyunun alkalinitesi zamana bağlı olarak azalmış ve depolamadan yaklaşık 150 gün sonra 4000 mg/L CaCO_3 değerlerine ulaşmıştır. A-1 hücresinde sızıntı suyu alkalinitesi genel olarak A-2 test hücresine göre daha yüksek değerlerde olsa da, alkalinite parametresinin her iki hücrede gerek eğilimi, gerekse değerleri arasında önemli bir fark gözlenmemiştir.

Anaerobik test hücrelerinde de, başlangıçta oluşan sızıntı sularının alkalinitesi 10000 mg/L CaCO_3 değerlerinde iken, zamanla 4000 mg/L CaCO_3 seviyelerine düşmüştür. Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000–3500 mg/L CaCO_3 'tır (Öztürk, 1999). Buna göre, atıkların anaerobik ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin her iki test hücresinde de depolamadan sonraki her aşamada mevcut olduğu görülmektedir.



Şekil 6.5 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi



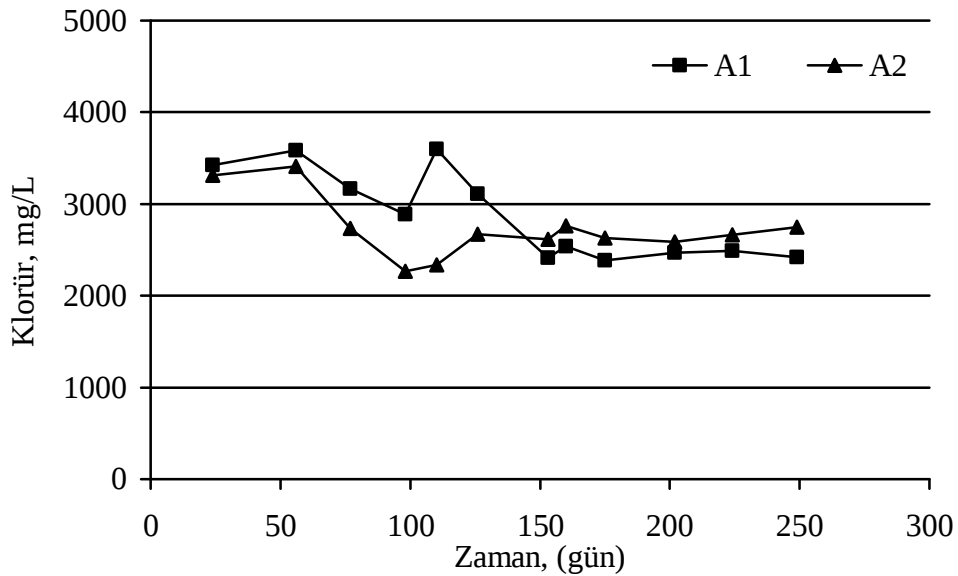
Şekil 6.6 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında alkalinite değişimi

6.1.4 Klorür

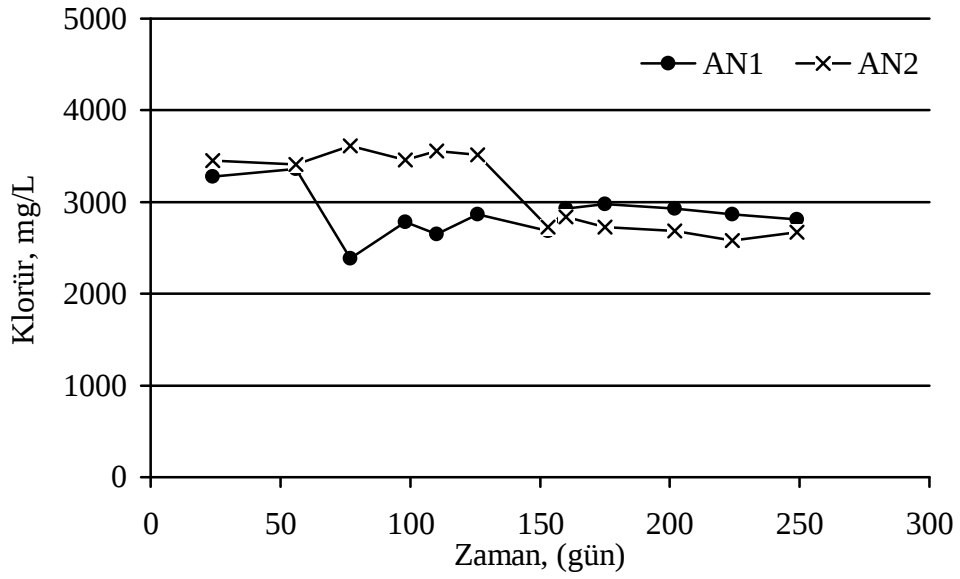
Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyunda seyrelme olup olmadığını belirlemek maksadıyla kullanılırken, aerobik ayrışmada ise CO_2 ve H_2O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır (US EPA, 2004). Ehrig ve Scheelhaase (1993), klasik depo sahalarında asidojenik ve metanojenik fazlar arasında Cl^- konsantrasyonları bakımından bir fark olmadığını tesbit etmişlerdir. Andreottola ve Cannas (1992) da benzer bir şekilde sızıntı suyunun geri devrettirilmediği depo sahalarında Cl^- konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak infiltrasyon sonucu çok yavaş bir şekilde azaldığını bildirmişlerdir.

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cl^- konsantrasyonlarının değişimi Şekil 6.7 ve Şekil 6.8’de verilmiştir. A-1 ve A-2 test hücrelerinde başlangıçta 3500 mg/L seviyelerinde seyreden Cl^- konsantrasyonlarında zamana bağlı olarak önemli bir değişim gözlemlenmemiş ve çalışma süresince 2500 mg/L seviyelerinde tespit edilmiştir.

Anaerobik test hücrelerinde literatürdeki verilere benzer şekilde klorür konsantrasyonlarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş, başlangıçta 3500 mg/L civarında olan klorür konsantrasyonu her iki test hücresinde de yaklaşık 160 gün sonra 2800-3000 mg/L değerlerinde tespit edilmiştir.



Şekil 6.7 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi

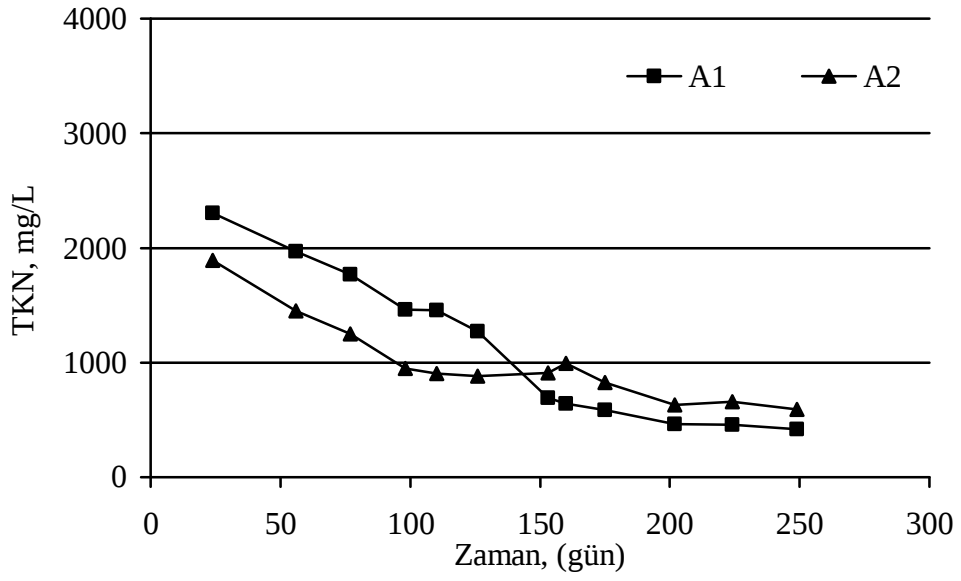


Şekil 6.8 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında klorür değişimi

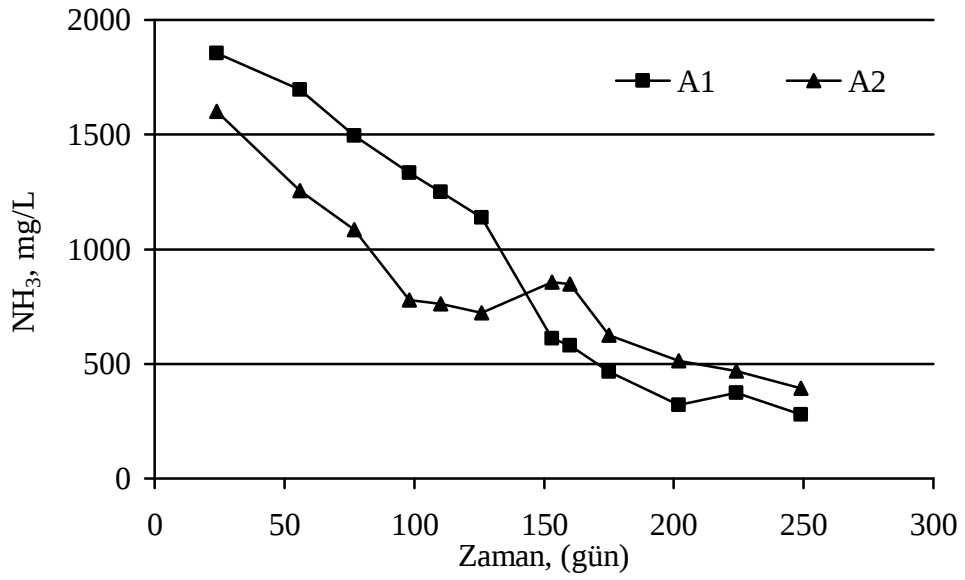
6.1.5 Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH₃-N)

Amonyak, depo sahalarında genellikle proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalarda amonyak konsantrasyonlarının sızıntı suyunda 500-1000 mg/L arasında değiştiği ve bu konsantrasyonlarda zamanla önemli bir değişimin meydana gelmediği belirlenmiştir (Kjeldsen, vd, 2002). Bu nedenle bazı araştırmacılar amonyağı, sızıntı suyunun en önemli bileşeni olarak göstermişlerdir (Kruempelbeck ve Ehrig, 1999; Christensen, vd, 1998). Kruempelbeck ve Ehrig (1999) tarafından yapılan çalışmada, Almanya’da bulunan 50 depo sahasında, sahaların kapatılmasından yaklaşık 30 yıl sonra dahi amonyak konsantrasyonlarında önemli bir azalma meydana gelmediği tespit edilmiştir.

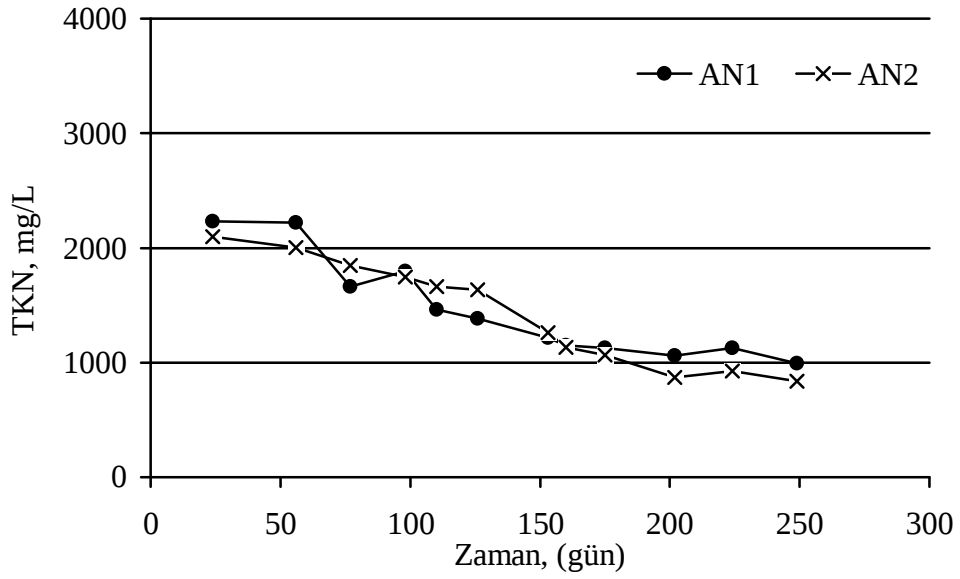
Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı suyunda TKN ve NH₃-N konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak değişimi sırasıyla Şekil 6.9 ve Şekil 6.10’da, anaerobik hücrelerde oluşan sızıntı suyunda TKN ve NH₃-N konsantrasyonlarının değişimi ise sırasıyla Şekil 6.11 ve Şekil 6.12’de verilmiştir.



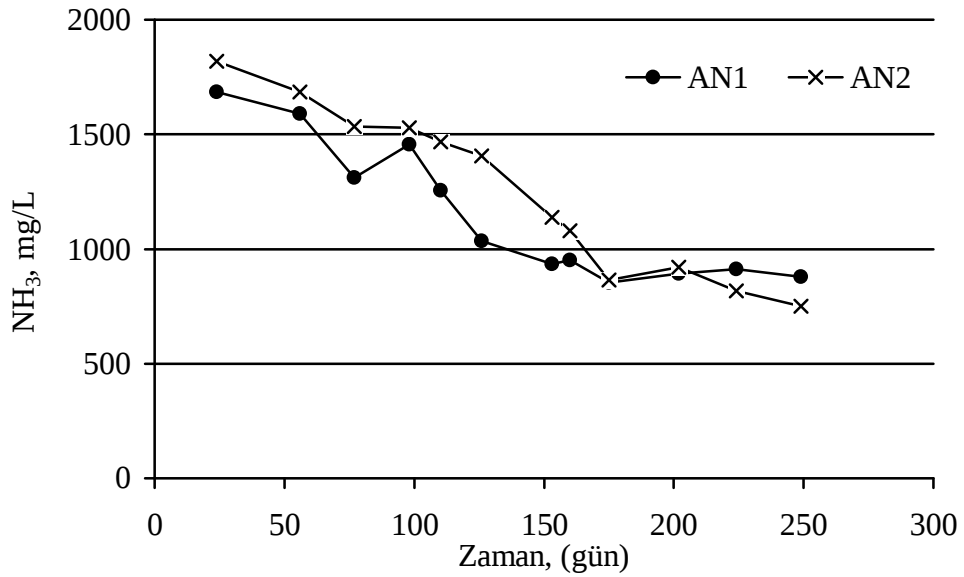
Şekil 6.9 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi



Şekil 6.10 Aerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında NH₃ değişimi



Şekil 6.11 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında TKN değişimi



Şekil 6.12 Anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında NH₃ değişimi

Çalışma süresince aerobik ve anaerobik test hücrelerinde belirlenen maksimum amonyak konsantrasyonları yaklaşık olarak 1800 mg/L civarındadır. 250 günlük çalışma sonunda aerobik ve anaerobik test hücrelerinde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 test hücreleri için sırasıyla 280, 390, 880 ve 750 mg/L olarak tespit edilmiştir. Amonyakın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonlarının

zamanla çok önemli bir şekilde değişmediği söylenebilir. Aerobik hücrelerde amonyak konsantrasyonlarının daha düşük olmasının sebebi, ortamda oksijenin mevcut olması dolayısı ile amonyağın nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesidir. $\text{NH}_3\text{-N}$, anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş halidir. Aerobik şartlarda Nitrosomonas grubu bakterilerin etkisiyle amonyak nitrite oksitlenir ve oluşan nitrit Nitrobakter grubu bakterilerin etkisiyle, çok daha hızlı bir reaksiyonla nitrata okside edilir. Amonyak konsantrasyonlarındaki azalma bu nitrifikasyon prosesinden kaynaklanmaktadır.

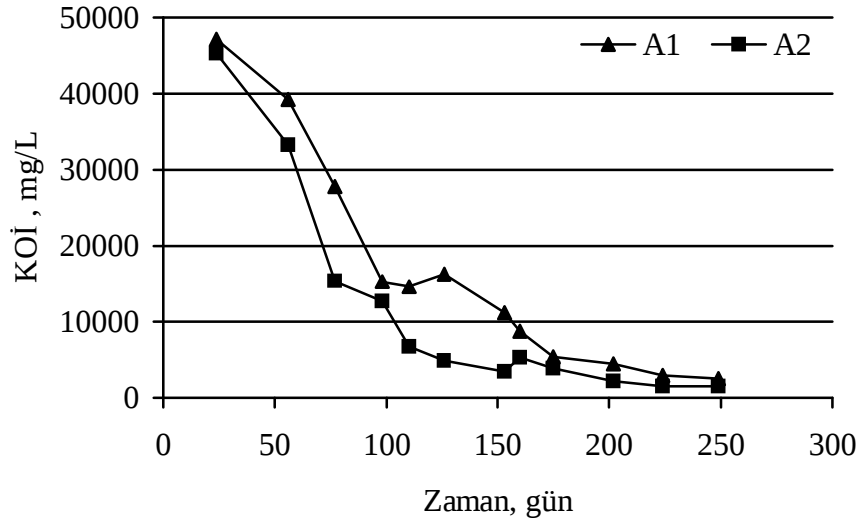
6.1.6 Sızıntı suyunun organik içeriği

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), bir numunedeki organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilirliğini temsil etmektedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ise, organik madde muhtevasının oksijen eşdeğerinin bir ölçüsüdür. Depo sahalarında yapılan çalışmalarda, atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyunun organik madde muhtevasının oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında da bir azalma meydana gelmektedir.

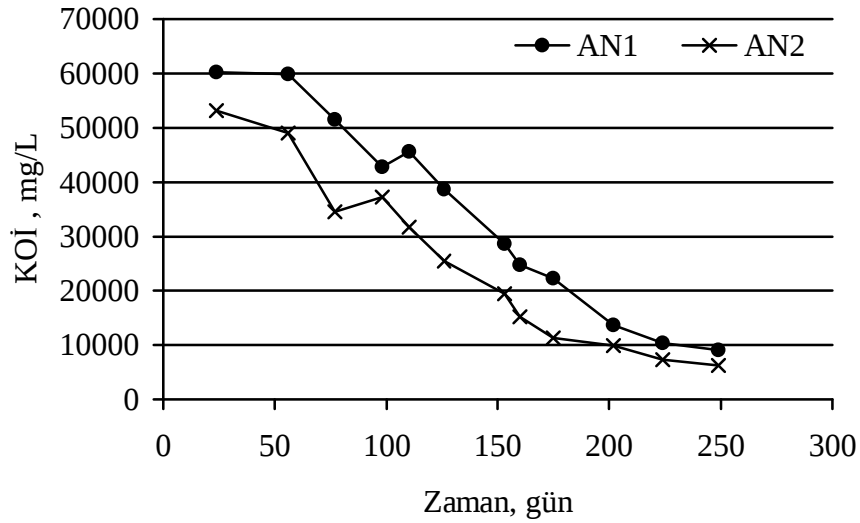
Bu çalışmada aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında organik maddenin zamanla değişiminin ölçüsünü veren KOİ ve BOİ bileşenlerinin zamana bağlı olarak değişimi izlenmiştir.

Şekil 6.13 ve Şekil 6.14'de aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir.

Aerobik test hücrelerinde atıklar depolandıktan sonraki ilk 30 gün KOİ değeri 45000 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Bundan sonra hızla azalarak A-1 test hücresinde 160 gün sonunda 8700 mg/L değerine, A-2 test hücresinde ise 3400 mg/L seviyesine düşmüştür. Bu aşamadan sonra geçen sürede her iki hücrede de KOİ konsantrasyonlarında çok yavaş bir azalma meydana gelmiş, 250 gün sonunda A-1 test hücresinde 2500 mg/L, A-2 test hücresinde ise 1500 mg/L olarak belirlenmiştir.



Şekil 6.13 Aerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi



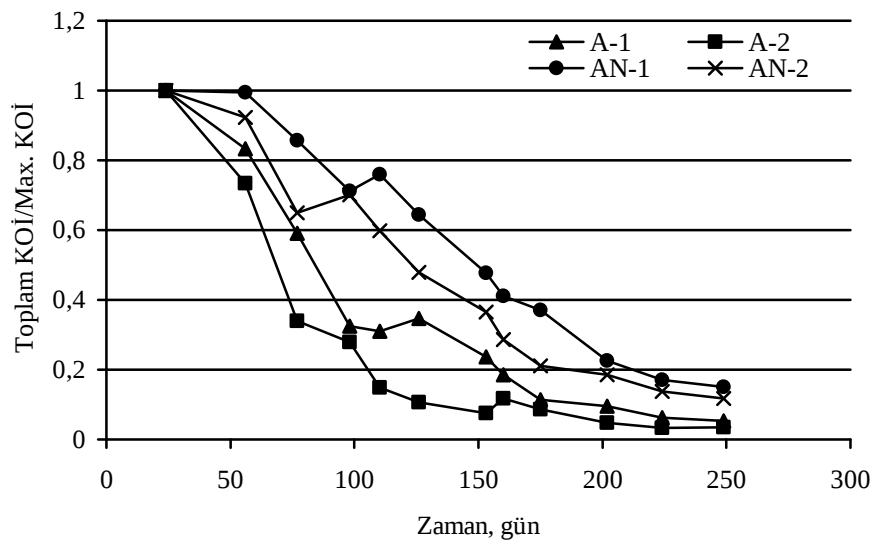
Şekil 6.14 Anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının değişimi

AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde depolamanın ilk safhasında sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonlarının yüksek olması, ayrışmanın kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında (asit safhası) olduğunu göstermektedir. Bu aşamada her iki hücrede ölçülen KOİ konsantrasyonu 60000 mg/L civarındadır. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra metan safhasına geçişle birlikte KOİ

konsantrasyonlarında hızlı bir azalma gözlenmiş ve 250 gün sonunda AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde sırasıyla 9000 ve 6000 mg/L seviyelerine düşmüştür. Nihai KOİ konsantrasyonlarına bakıldığında, sızıntı suyu geri devrinin klasik depo sahalarında ayrışmayı hızlandırdığı açıkça görülebilmektedir.

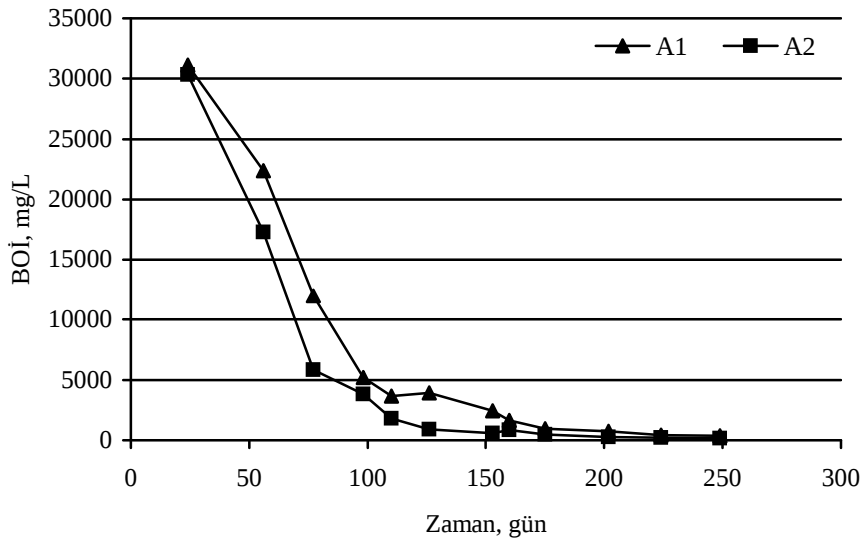
Şekil 6.13 ve Şekil 6.14’de aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişimi arasında büyük farklılıklar olduğu görülmektedir. Anaerobik ayrışma ile karşılaştırıldığında çok daha hızlı gerçekleşen aerobik ayrışma dolayısıyla, sızıntı suyu KOİ değeri hızlı bir şekilde düşmüştür. AN-1 test hücresinde 100 gün sonunda KOİ konsantrasyonu 45000 mg/L, AN-2 test hücresinde ise 32000 mg/L gibi değerlerde iken, aynı süre sonunda A-1 test hücresinde KOİ konsantrasyonu 14000 mg/L, A-2 test hücresinde ise 6000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır.

Şekil 6.15’de aerobik ve anaerobik test hücrelerinde ölçülen KOİ değerlerinin her bir hücrede tespit edilen maksimum KOİ’ye oranı verilmiştir. Burada görüldüğü gibi, KOİ gideriminin en hızlı gerçekleştiği hücre basınçlı havalandırmanın uygulandığı A-2 hücresidir. 250 gün sonunda A-2 test hücresinde KOİ giderimi % 97 olarak tespit edilmiştir. Aynı süre sonunda A-1, AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde KOİ giderimleri sırasıyla % 95, 89 ve 85 olarak gerçekleşmiştir.

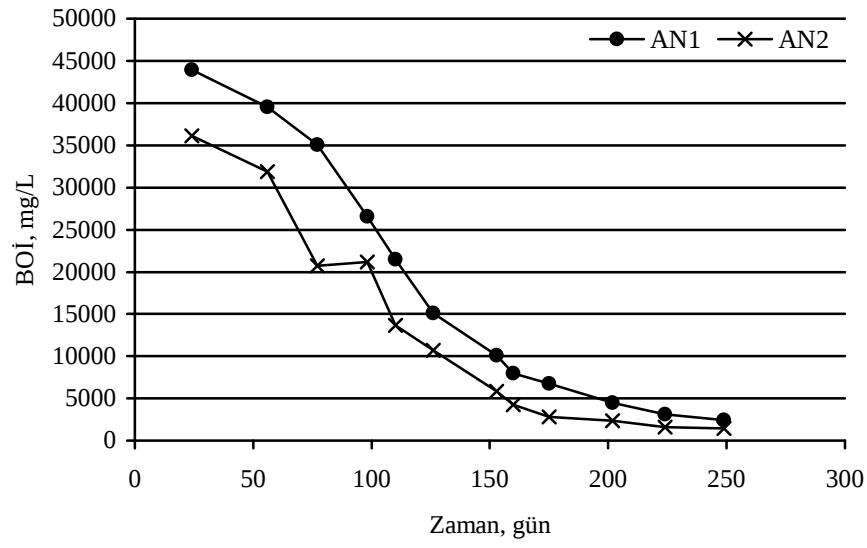


Şekil 6.15 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ/maksimum KOİ oranları

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında BOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 6.16 ve Şekil 6.17’de verilmiştir. Aerobik test hücrelerinde başlangıçta BOİ konsantrasyonları yaklaşık olarak eşit ve 30000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Anaerobik test hücrelerinde ise maksimum BOİ konsantrasyonları AN-1 test hücresinde 44000 mg/L AN-2 test hücresinde ise 36000 mg/L olarak ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra test hücrelerindeki BOİ konsantrasyonları A-1, A-2, AN-1 ve AN-2 için sırasıyla 3650, 1800, 21500 ve 13600 mg/L olarak ölçülmüştür. 250 gün sonunda ise aerobik test hücrelerinde yapılan son ölçümlerde A-1 ve A-2 test hücrelerinde 380 ve 180 mg/L BOİ konsantrasyonları tespit edilmiştir. Aynı süre sonunda AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde BOİ konsantrasyonları sırasıyla 2500 ve 1500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Buradan da aerobik test hücrelerinde atıkların ayrışmasının anaerobik test hücrelerine göre daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği anlaşılmaktadır.

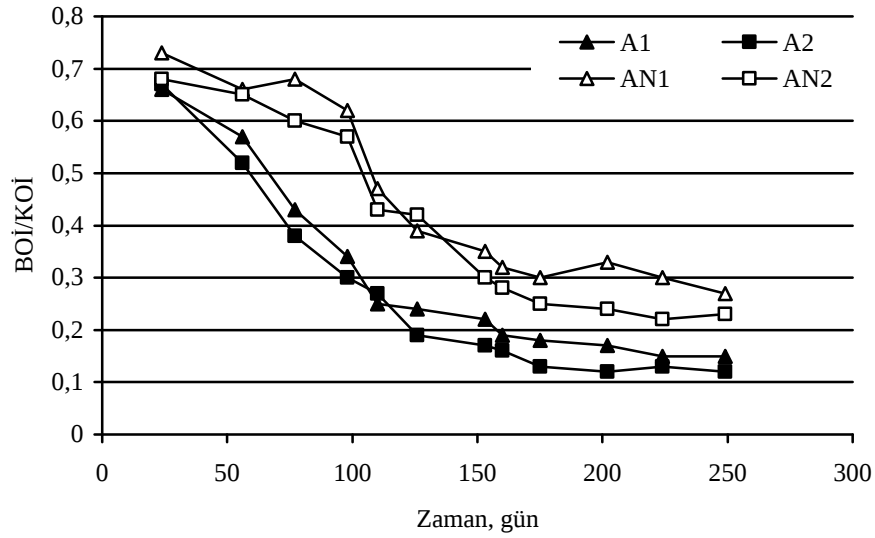


Şekil 6.16 Aerobik test hücrelerinde BOİ konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 6.17 Anaerobik test hücrelerinde BOİ konsantrasyonlarının değişimi

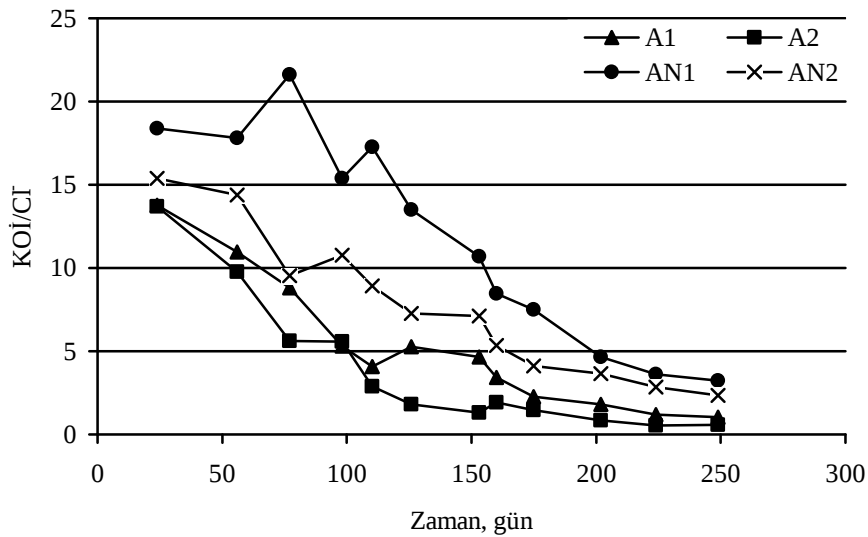
BOİ/KOİ oranı atıkların stabilizasyonun bir göstergesi olarak kullanılabilir ve bu oran ne kadar düşükse atıkların da o derece stabil olduğu söylenebilir (Reinhart ve Townsend, 1998). Şekil 6.18’de aerobik ve anaerobik test hücrelerinde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 6.18 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi

Şekil 6.18’de görüldüğü gibi, başlangıçta BOİ/KOİ oranı 0,70 civarında iken 100 gün sonra A-1 ve A-2 test hücrelerinde 0,25; AN-1 ve AN-2 test hücrelerinde ise 0,45 civarında tespit edilmiştir. Depolamadan 250 gün sonra aerobik test hücrelerinde bu oran 0,15 civarında iken AN-1 ve AN-2 hücrelerinde 0,27 seviyelerinde belirlenmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, sızıntı suyu geri devir uygulamasının katı atıkların anaerobik ayrışmasını hızlandırdığı tespit edilmiştir. Cossu ve Rossetti (2003), sızıntı suyunda belirlenen bu yüksek KOİ ve düşük BOİ konsantrasyonlarının biyolojik ayrışmaya karşı dirençli olan humik madde konsantrasyonlarının yüksek olmasıyla ilişkilendirmişlerdir.

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik faaliyetle gerçekleşip gerçekleşmediğinin anlaşılması için göz önünde bulundurulacak bir diğer parametre klorürün biyolojik ayrışmaya dirençli olması ve sızıntı suyunda seyrelme indikatörü olarak kullanılması sebebiyle KOİ/Cl⁻ oranıdır. Bu oranın zamanla azalması sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik aktivite sonucu meydana geldiğinin bir göstergesidir. Şekil 6.19’da aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında KOİ/Cl⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir. Burada, KOİ’nin biyolojik olarak giderildiği açıkça görülmektedir.



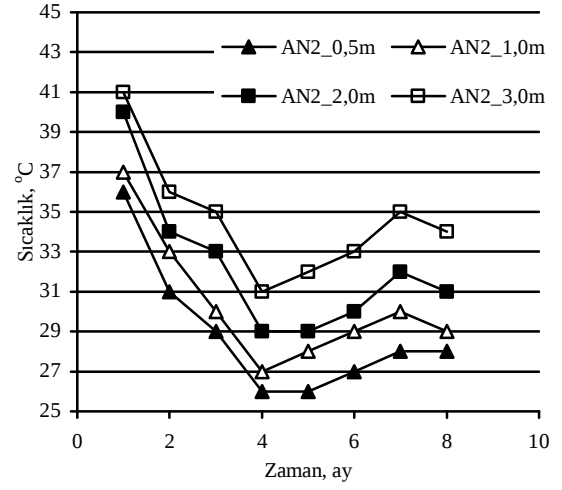
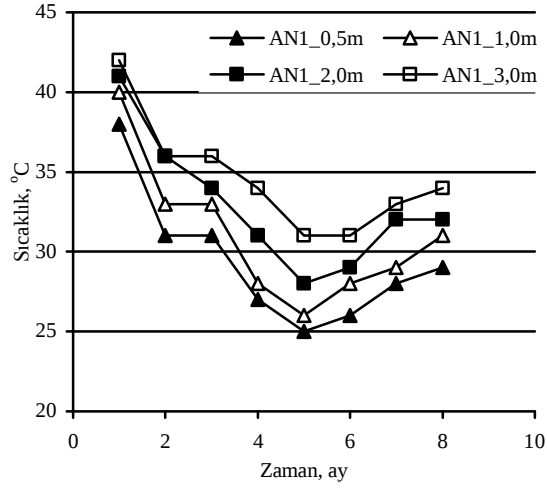
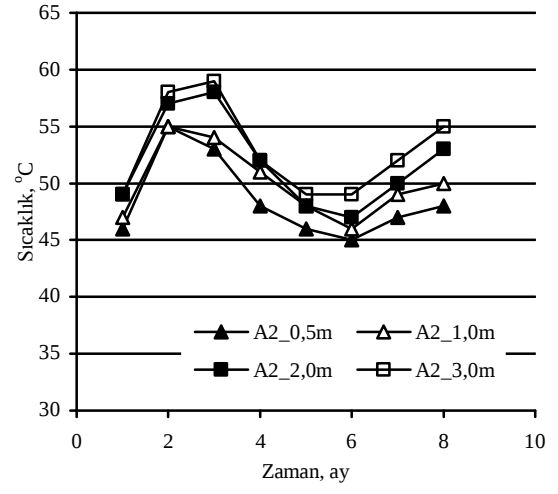
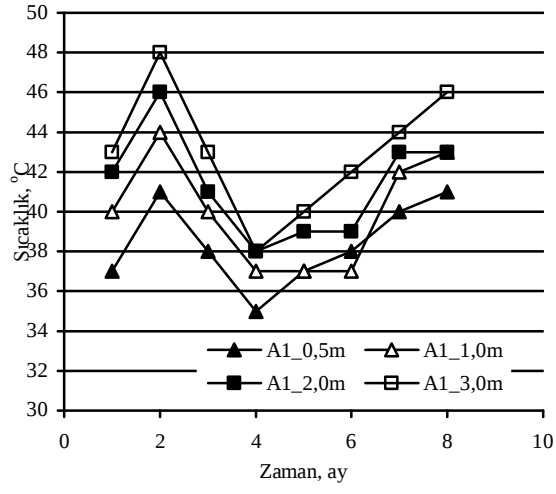
Şekil 6.19 Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ/Cl⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi

6.2 Gövde Sıcaklığı

Depo gövdesinde sıcaklık değişimlerinin izlenmesi amacıyla her bir hücrenin 1,0; 1,5; 2,0 ve 3,0 m derinliklerine 4 adet olmak üzere toplam 16 adet sıcaklık probu yerleştirilmiştir. Bu noktalardan yapılan ölçümlerin aylık ortalama değerleri Şekil 6.20’de verilmiştir. Aerobik ve anaerobik ayrışma prosesleri enerji dengesi bakımından büyük farklılıklar gösterdiğinden, atık gövdesinde meydana gelen sıcaklık değişimlerinde önemli farklılıklar olduğu gözlenmiştir.

Semi-aerobik test hücresinde başlangıçta 40 °C civarında tespit edilen gövde sıcaklığı 2 ay sonunda maksimum değerine ulaşarak 40-48 °C olarak ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra özellikle yağışlı ve soğuk havalardan dolayı gövde sıcaklığı düşmeye başlamış ancak 35 °C nin altına düşmemiştir. Aerobik test hücresinde ise ortama basınçlı hava verilerek aerobik ayrışmanın sağlanması dolayısıyla başlangıçta 45-50 °C arasında tespit edilen sıcaklık değerleri 50-60 °C değerlerine kadar yükselmiş, kış ayarında meydana gelen düşüşten sonra ortalama değerlerin tekrar yükseldiği ve A-1 test hücresinde 40-45 °C, A-2 test hücresinde ise 45-55 °C arasında belirlenmiştir.

Anaerobik test hücrelerinde ise sıcaklık değişimleri daha sınırlı bir aralıkta gerçekleşmiştir. Depolamadan hemen sonra mikroorganizmalar tarafından ortamdaki O₂’nin kullanılarak aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi sonucu sıcaklık bir miktar artmış ve bu safhada 40 °C civarında tespit edilmiştir. Ortamdaki O₂’nin tükenmesi ve anaerobik ortamın gelişmesi ile gövde sıcaklığı azalarak 2 aydan sonra 25 ile 35 °C arasında değişen sıcaklık değerlerinde sabit kalmıştır.



Şekil 6.20 Depo gövdesinde sıcaklık değişimleri

6.3 Test Hücrelerinde Yapılan Topografik Ölçümler

Test hücrelerinde yapılan topografik ölçümlerle atıklar depolandıktan sonra her bir hücrenin tahmini sınırları ve kapladığı alan belirlenmiştir. Ayrıca her bir hücre üzerinde belirli noktalardan ölçümler alınarak bu noktaların kotları tespit edilmiştir. Çalışmanın ilerleyen aşamalarında da aynı ölçümler tekrarlanarak meydana gelen çökme miktarları tespit edilmiştir. Alanlardaki çökme hacimlerinin belirlenmesi için farklı periyotlarda alanların kot ölçümlerinin yapılması gerekmektedir. Yapılan ölçümler arasındaki hacimsel fark çökme miktarı olarak tanımlanabilir.

Farklı periyotlarda ölçüm yapabilmek için öncelikle sahada, çökmeden etkilenmeyecek yerlere poligon noktaları tesis etmek gerekmektedir. Bu sebeple çalışma bölgesine P.1 ve P.2 poligon noktaları tesis edilmiş olup, tüm ölçümler bu noktalara göre yapılacaktır. Poligon noktalarının koordinatları lokal bir koordinat sisteminde belirlenmiştir.

Çizelge 6.1 Poligon noktaların koordinat ve kot değerleri

Nokta No	X (m)	Y (m)	H (m)
P.1	1000.000	1000.000	100.000
P.2	1041.803	1000.000	98.695

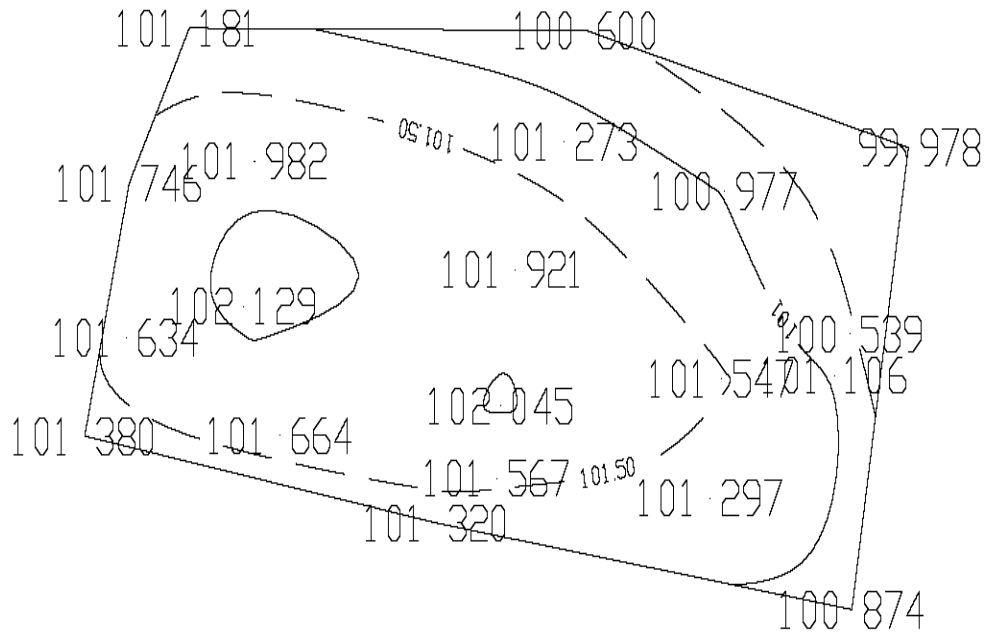
1.Periyot Ölçümler

Ölçümlerde YTÜ, Jeodezi ve Fotogrametri Mühendisliği Bölümü envanterinde bulunan Nikon DTM-332 total station aleti ve ekipmanlarından yararlanılmıştır.

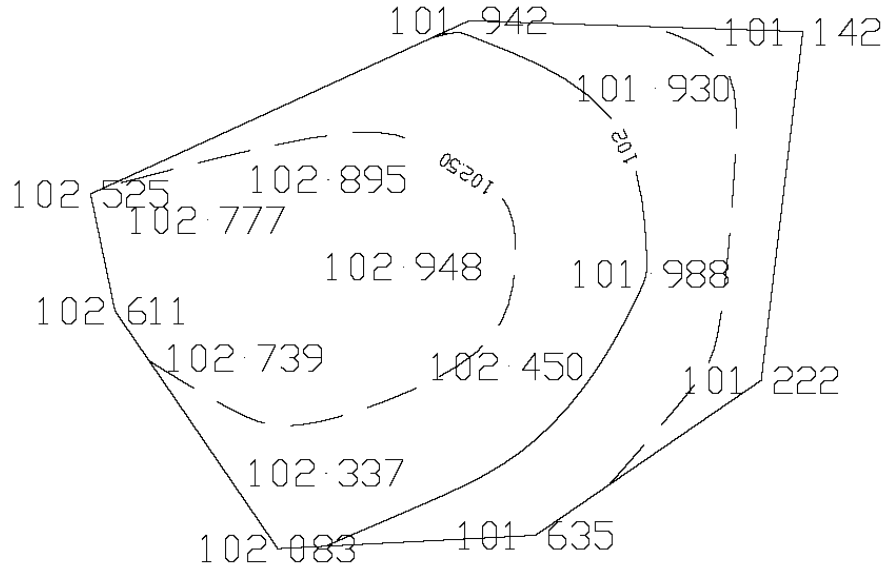
Yukarıda koordinatları ve yükseklikleri verilen P.1 ve P.2 noktaları kullanılarak 4 farklı hücrenin kot ölçümleri yapılmıştır. Yapılan ölçümler Haritacılık yazılımında değerlendirilerek aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.



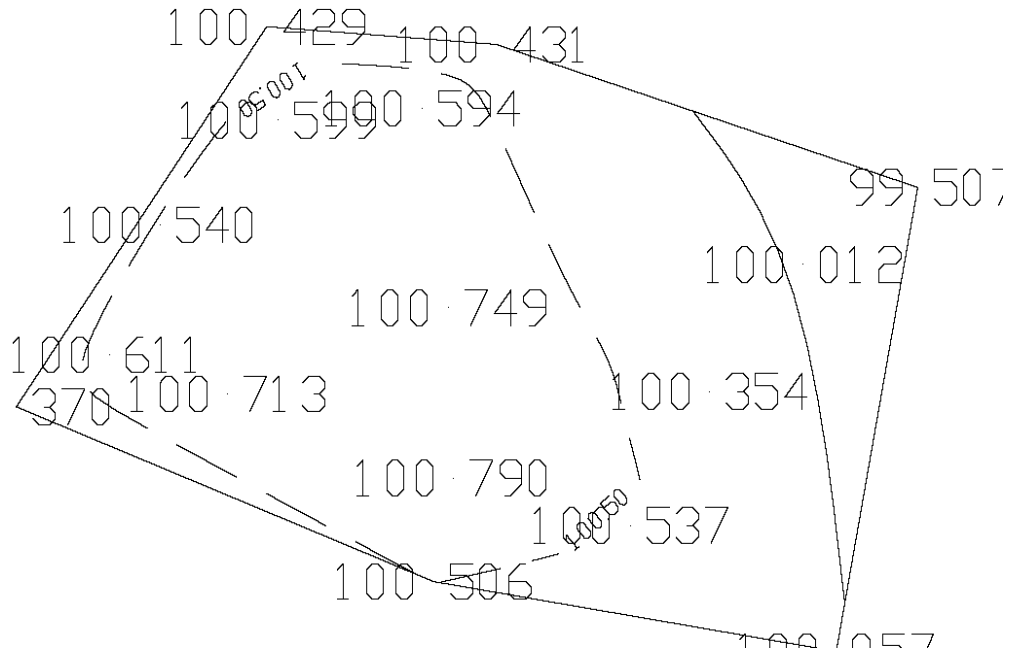
Şekil 6.21 Kot ölçümü



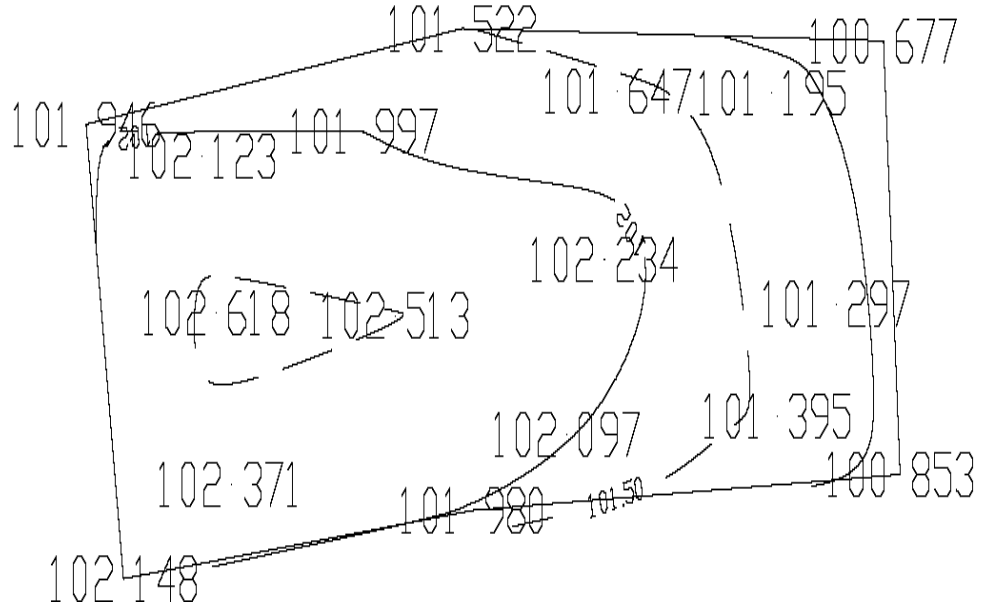
Şekil 6.22 A-1 test hücresine ait topografik ölçüm sonuçları (402,054 m²)



Şekil 6.23 A-2 test hücresine ait topografik ölçüm sonuçları (335,753 m²)

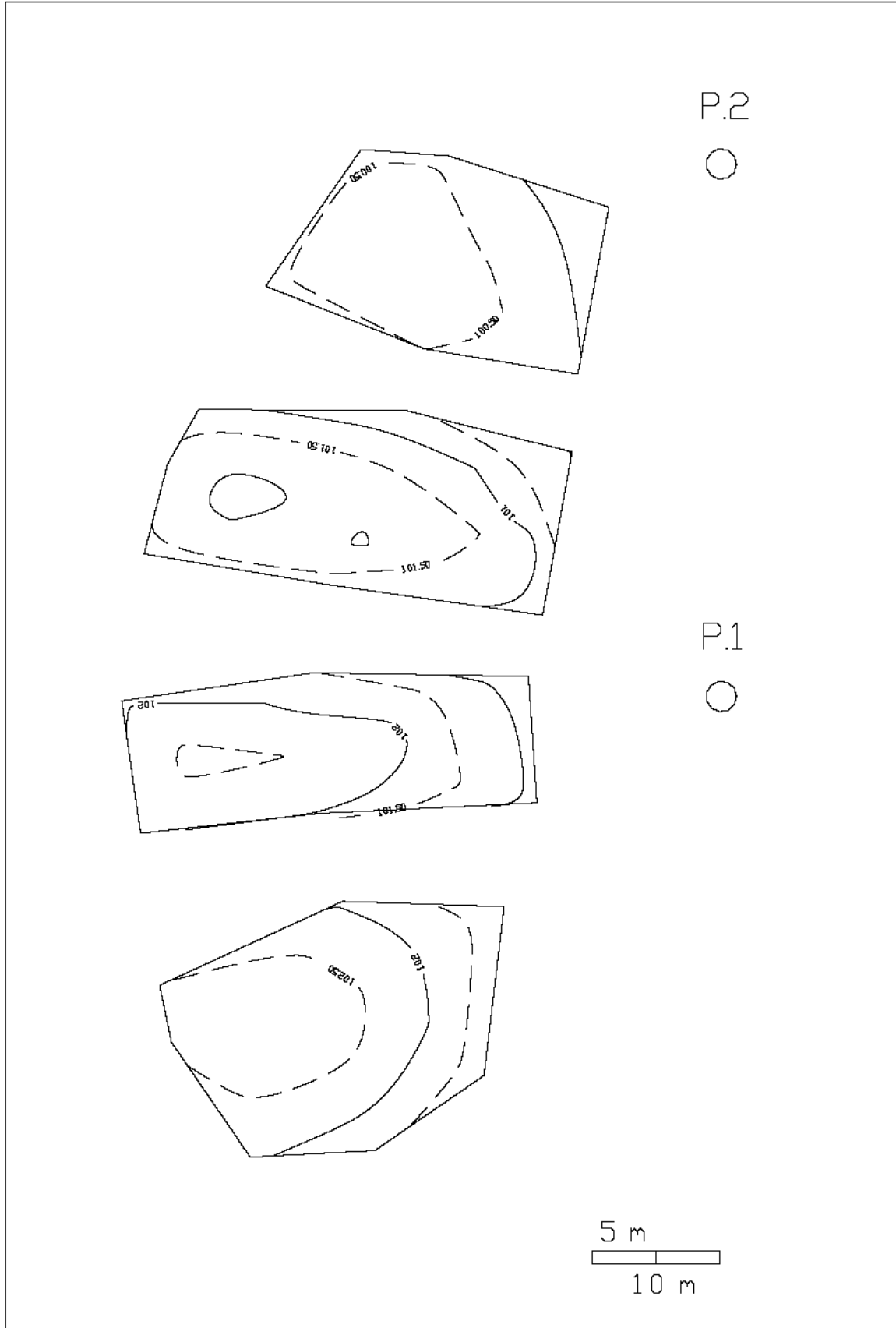


Şekil 6.24 AN-1 test hücresine ait topografik ölçüm sonuçları (413,114 m²)



Şekil 6.25 AN-2 test hücresine ait topografik ölçüm sonuçları (318,497 m²)

Ölçülen kot değerleri yardımıyla 4 farklı kısmın yükseklik eğrili haritaları çizilmiş ve aşağıdaki Şekil 6.26'da gösterilmiştir.



Şekil 6.26 Test hücrelerine ait yükseklik eğrileri haritası

2. Periyot Ölçümler

Depo sahalarında meydana gelen çökme miktarı üniform olmayıp, depo gövdesinin yüksekliği, atık yaşı, su muhtevası, sahanın geometrik özellikleri ve sahada cereyan eden biyolojik proseslere bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Biyolojik ayrışma proseslerini hızlandıran bütün faktörler, aynı zamanda çökme oranını da arttırmaktadır (organik madde muhtevası, sıcaklık, su muhtevası, pH, vb.). Bununla birlikte, depo sahasının değişik bölgelerinde etkin olan farklı ayrışma prosesleri sebebiyle de çökme miktarı üniform olmayabilir. Depo sahalarında meydana gelen çökmelerin büyük bir kısmı ilk 1 veya 2 yıl içerisinde görülmektedir.

1. periyot ölçümlerden yaklaşık 6 ay sonra depo gövdesinde meydana gelen çökme miktarının belirlenmesi amacıyla aynı noktalarda ikinci ölçümler gerçekleştirilmiştir. Bu noktalarda dikey yönde (Z-ekseni) tesbit edilen okumalar, ortalama ve toplam çökme miktarları Çizelge 6.2-Çizelge 6.5’de verilmiştir.

Çizelge 6.2 Semi-aerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları

<i>A1 Test Hücresinde Dikey Eksen Yönündeki değişimler</i>			
<i>Nokta No</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	<i>(1)-(2)</i>
1	101.380	101.334	0.046
2	101.181	100.985	0.196
3	101.746	101.451	0.295
4	101.982	101.648	0.334
5	102.129	102.115	0.014
6	101.664	101.383	0.281
7	101.921	101.861	0.060
8	102.045	101.572	0.473
9	101.320	101.058	0.262
10	101.547	101.131	0.416
11	101.297	101.191	0.106
12	100.539	100.169	0.370
13	100.874	100.791	0.083
14	101.273	100.849	0.424
Ortalama	-	-	0.240

Çizelge 6.3 Aerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları

<i>A2 Test Hücresinde Dikey Eksen Yönündeki değişimler</i>			
<i>Nokta No</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	<i>(1)-(2)</i>
<i>1</i>	101.220	101.090	0.130
<i>2</i>	101.635	101.306	0.329
<i>3</i>	102.083	101.655	0.428
<i>4</i>	101.942	101.812	0.130
<i>5</i>	102.895	102.025	0.870
<i>6</i>	102.948	102.036	0.912
<i>7</i>	101.988	101.768	0.220
<i>8</i>	102.777	102.487	0.290
<i>9</i>	102.739	102.536	0.203
<i>10</i>	102.337	102.246	0.091
<i>11</i>	102.525	102.048	0.477
<i>12</i>	102.611	102.523	0.088
<i>13</i>	101.930	101.655	0.275
<i>14</i>	102.450	102.335	0.115
<i>Ortalama</i>	-	-	0.326

Çizelge 6.4 Anaerobik test hücresinde topografik ölçüm sonuçları

<i>AN1 Test Hücresinde Dikey Eksen Yönündeki değişimler</i>			
<i>Nokta No</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	<i>(1)-(2)</i>
1	100.057	100.037	0.020
2	100.012	99.877	0.135
3	100.354	100.204	0.150
4	100.537	100.452	0.085
5	100.506	100.457	0.049
6	100.790	100.642	0.148
7	100.749	100.466	0.283
8	100.594	100.316	0.278
9	100.431	100.387	0.044
10	100.599	100.563	0.036
11	100.540	100.473	0.067
12	100.611	100.436	0.175
13	100.713	100.643	0.070
14	100.370	100.369	0.001
Ortalama	-	-	0.110

Çizelge 6.5 Anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücresinde topografik ölçüm sonuçları

<i>AN2 Test Hücresinde Dikey Eksen Yönündeki değişimler</i>			
<i>Nokta No</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	<i>(1)-(2)</i>
1	101.946	101.598	0.348
2	102.148	102.118	0.030
3	102.371	102.252	0.119
4	102.618	102.395	0.223
5	102.123	102.038	0.085
6	101.522	101.463	0.059
7	101.647	101.213	0.434
8	101.297	101.155	0.142
9	100.853	100.259	0.594
10	101.395	100.817	0.578
11	101.997	101.960	0.037
12	102.513	102.373	0.140
13	101.980	101.928	0.052
14	102.097	102.086	0.011
Ortalama	-	-	0.204

Bu çizelgelerden aerobik test hücresinde meydana gelen çökme miktarının diğer hücrelere nazaran daha fazla olduğu belirgin bir şekilde görülmektedir. Her bir hücrede meydana gelen mekanik çökme ve diğer faktörlerden ileri gelen çökme miktarları eşit kabul edildiğinde A2 hücresinde meydana gelen çökme miktarlarının farkı, hızlandırılmış biyolojik ayrışmadan ileri gelen değişimi gösterir. Bu değerler dikkate alındığında atık stabilizasyonunun hızlanması ile depo gövdesinde ilave bir hacim oluşacağı görülmektedir.

Buna göre, özellikle 10000 ton gibi yüksek miktarlarda kentsel katı atığın oluştuğu ve bu atıkların depolanması için yer sıkıntısı çeken İstanbul şehri için ilave hacimlerin oluşması aerobik depolama yönteminin depo sahalarında uygulanmasının avantajlarını da ortaya koymaktadır.

7. SONUÇLAR VE YORUMLAR

Katı atıkların düzenli depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışmasını incelemek amacıyla gerçekleştirilen bu çalışmada, 20×40×5m (B×L×H) boyutlarında 4 adet arazi ölçekli test hücresi kullanılmıştır. Test hücreleri, kontrol maksadıyla klasik depolama yöntemine göre, anaerobik sızıntı suyu geri devirli, basınçlı havalandırmalı ve doğal havalandırmalı (semi-aerobik) olarak teşkil edilmiştir ve her bir hücreye doldurulan atık miktarı yaklaşık olarak birbirine eşit ve 2000 ton olup toplam 8.000 ton katı atık depolanmıştır. Test hücreleri işletilmeye alındıktan sonra 250 gün boyunca izlenmiş ve bu çalışma süresince gerçekleştirilen sızıntı suyu bileşenleri (pH, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, BOİ, Cl⁻, TKN, NH₃-N), gövde sıcaklığının zamanla değişimi ve depo gövdesindeki çökmelerin belirlenmesi için yapılan topografik ölçümleri tespit edilmiş ve sonuçlar aşağıda özetlenmiş ve yorumlanmıştır.

- Aerobik test hücrelerinde 50 gün sonra pH değeri 8 civarına gelmiş ve bundan sonra artmaya devam etmiştir. Her iki aerobik test hücresinde de 120 gün sonra pH değeri 9 seviyesine ulaşmıştır. Kış aylarına gelinmesiyle birlikte yağışlardan kaynaklanan bazı düşüşler gözlenmiştir fakat çalışma süresince aerobik işletilen test hücrelerinde pH değeri 7,5-9 arasında kalmıştır. Anaerobik test hücrelerinde nötr pH değerlerine ulaşması klasik anaerobik hücrede 110 gün, anaerobik sızıntı suyu geri devirli hücrede 50 gün sonra gerçekleşmiştir. Anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücresinde daha belirgin olmak üzere pH zamana bağlı olarak artmıştır. Her iki anaerobik hücrede de asidojenik safha uzun sürmemiş daha erken metanojenik safhaya geçiş olmuştur.
- Test hücrelerinde organik maddelerin ayrışmasına bağlı olarak iletkenlik değerleri zamanla azalmıştır. Anaerobik ve aerobik hücrelerinin hepsinde başlangıç iletkenlik değeri yaklaşık 30 mS/cm'dir. Semi-aerobik hücrede iletkenlik değeri yaklaşık 150 gün sonra 10 mS/cm değerine gelirken basınçlı havalandırma uygulanan hücrede 100 gün sonunda bu değere ulaşılmıştır. Anaerobik test hücrelerinde ise 10 mS/cm iletkenlik değerine, klasik anaerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli hücrelerde sırasıyla 200 gün ve 170 gün sonra ulaşılmıştır.
- Aerobik test hücrelerinde alkalinite konsantrasyonu depolamanın başlangıcında 8000-10000 mg/L CaCO₃ değerlerinde iken 150 gün sonra 4000 mg/L CaCO₃ değerine inmiştir. Alkalinite konsantrasyonu semi-aerobik hücrede aerobik hücreye göre daha yüksek olsada genel eğilim ve değerler birbirine benzerdir. Anaerobik test hücrelerinde ise başlangıçta

10000 mg/L CaCO_3 değerinde iken 150 gün sonrasında zamanla azalarak 4000 mg/L CaCO_3 seviyelerine düşmüştür. Anaerobik ayrışma için gerekli olan toplam alkalinite değeri her iki anaerobik test hücrelerinde sağlanmıştır.

- Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde başlangıçta 3500 mg/L civarlarında tespit edilen Cl^- konsantrasyonlarında zamanla büyük bir değişim gözlenmemiş ve aerobik hücrelerde 100 gün sonra 2500 mg/L tespit edilirken anaerobik hücrelerde 160 gün sonra 2800-3000 mg/L arasında değişen konsantrasyonlarda tespit edilmiştir.
- Çalışmanın gerçekleştirildiği süre boyunca anaerobik ve aerobik test hücrelerinde tespit edilen maksimum amonyak konsantrasyonu 1800 mg/L civarında olup 250 günlük çalışma sonucunda semi-aerobik, aerobik, klasik anaerobik, anaerobik sızıntı suyu geri devirli hücrelerde ölçülen amonyak konsantrasyonları sırasıyla 280, 390, 880 ve 750 mg/L olarak belirlenmiştir.
- Aerobik test hücrelerinde depolamadan sonraki ilk 30 gün KOI değeri 45000 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. Daha sonra hızla azalarak semi-aerobik hücrede 160 gün sonunda 8700 mg/L değerine, aerobik hücrede ise 3400 mg/L seviyesine düşmüştür. Bundan sonra her iki hücrede de KOI konsantrasyonlarında çok yavaş bir azalma gerçekleşmiş ve 250 gün sonunda semi-aerobik test hücrelerinde 2500 mg/L, aerobik test hücrelerinde ise 1500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Anaerobik test hücrelerinde depolamanın ilk aşamasında llen KOI konsantrasyonu 60000 mg/L civarındadır. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra metan safhasına geçişle birlikte KOI konsantrasyonlarında hızlı bir azalma gözlenmiş ve 250 gün sonunda klasik anaerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücrelerinde sırasıyla 9000 ve 6000 mg/L seviyelerine düşmüştür. 100 günlük çalışma sonucunda semi-aerobik, aerobik, klasik anaerobik, anaerobik sızıntı suyu geri devirli hücrelerde llen KOI konsantrasyonları sırasıyla 14000, 6000, 45000 ve 32000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Bu değerlere bakıldığında katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır. KOI gideriminin en hızlı gerçekleştiği hücre basınçlı havalandırmanın uygulandığı hücredir. 250 gün sonunda aerobik test hücrelerinde KOI giderimi % 97 olarak tespit edilirken, aynı süre sonunda semi-aerobik, klasik anaerobik, anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücrelerinde KOI giderimleri sırasıyla % 95, 89 ve 85 olarak gerçekleşmiştir.

- Aerobik test hücrelerinde başlangıçta BOİ konsantrasyonları yaklaşık olarak eşit ve 30000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Anaerobik test hücrelerinde ise maksimum BOİ konsantrasyonları klasik anaerobik hücrede 44000 mg/L anaerobik sızıntı suyu geri devirli hücrede ise 36000 mg/L olarak ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra test hücrelerindeki BOİ konsantrasyonları semi-aerobik, aerobik, klasik anaerobik, anaerobik sızıntı suyu geri devirli için sırasıyla 3650, 1800, 21500 ve 13600 mg/L olarak ölçülmüştür. 250 gün sonunda ise aerobik test hücrelerinde yapılan son ölçümlerde semi-aerobik ve aerobik test hücrelerinde 380 ve 180 mg/L BOİ konsantrasyonları tespit edilmiştir. Aynı süre sonunda klasik anaerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücrelerinde BOİ konsantrasyonları sırasıyla 2500 ve 1500 mg/L olarak tespit edilmiştir. Buradan da aerobik test hücrelerinde atıkların ayrışmasının anaerobik test hücrelerine göre daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği anlaşılmaktadır.
- Başlangıçta BOİ/KOİ oranı 0,70 civarında iken 100 gün sonra semi-aerobik ve aerobik test hücrelerinde 0,25; klasik anaerobik ve anaerobik sızıntı suyu geri devirli test hücrelerinde ise 0,45 civarında tespit edilmiştir. Depolamadan 250 gün sonra aerobik test hücrelerinde bu oran 0,15 civarında iken anaerobik hücrelerinde 0,27 seviyelerinde belirlenmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, sızıntı suyu geri devir uygulamasının katı atıkların anaerobik ayrışmasını hızlandırdığı tespit edilmiştir.
- KOİ/Cl⁻ oranının zamanla azalması sızıntı suyunda KOİ gideriminin biyolojik aktivite sonucu meydana geldiğinin bir göstergesidir. Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde KOİ/Cl⁻ zamana bağlı olarak azalmıştır ve 1'e yaklaşmıştır. Burada, KOİ'nin biyolojik olarak giderildiği açıkça görülmektedir.
- Anaerobik ve aerobik test hücrelerinin 1,0; 1,5; 2,0 ve 3,0 m derinliklerine yerleştirilen sıcaklık problemleriyle yapılan ölçümler sonucunda elde edilen sonuçlara göre; semi-aerobik test hücresinde başlangıçta 40 °C civarında tespit edilen gövde sıcaklığı 2 ay sonunda maksimum değerine ulaşarak 40-48 °C olarak ölçülmüştür. Aerobik test hücresinde ise ortama basınçlı hava verilerek aerobik ayrışmanın sağlanması dolayısıyla başlangıçta 45-50 °C arasında tespit edilen sıcaklık değerleri 50-60 °C değerlerine kadar yükselmiştir. Ortalama sıcaklık semi-aerobik hücrede 40-45 °C, aerobik hücrede ise 45-55 °C arasında belirlenmiştir. Anaerobik test hücrelerinde ise sıcaklık değişimleri daha sınırlı bir aralıkta gerçekleşmiştir. Depolamadan hemen sonra sıcaklık 40 °C civarında tespit edilmiştir. Gövde sıcaklığı zamanla azalarak 2 aydan sonra 25 ile 35 °C arasında değişen sıcaklık

değerlerinde sabit kalmıştır.

- Test hücrelerinde topografik ölçümler yapılarak atıklar depolandıktan sonra her bir hücrenin tahmini sınırları ve kapladığı alan belirlenmiştir ve her bir hücre üzerinde belirli noktalarda periyodik ölçümler yapılarak çökme miktarları tespit edilmiştir. Aerobik test hücresinde meydana gelen çökme miktarının diğer hücrelere nazaran daha fazla olduğu belirgin bir şekilde görülmektedir. Her bir hücrede meydana gelen mekanik çökme ve diğer faktörlerden ileri gelen çökme miktarları eşit kabul edildiğinde A2 hücresinde meydana gelen çökme miktarlarının farkı, hızlandırılmış biyolojik ayrışmadan ileri gelen değişimi gösterir. Bu değerler dikkate alındığında atık stabilizasyonunun hızlanması ile depo gövdesinde ilave bir hacim oluşacağı görülmektedir.

Bu çalışma ile depo sahalarında katı atıkların stabilizasyonunun hızlandırılması amacıyla son yıllarda araştırmalara konu olan sızıntı suyu geri devir uygulaması ile semi-aerobik ve aerobik depolama yöntemleri karşılaştırılmıştır. Depo sahalarında atıkların aerobik ayrışması ile sızıntı suyu kalitesinde önemli ve hızlı bir iyileşme gerçekleşecektir ve böylece sızıntı suyu arıtım maliyeti azaltılacaktır. Atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleştiğinden stabilizasyon süresinin kısaltılması ve kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlayacaktır.

KAYNAKLAR

- Ağdağ, O.N. ve 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-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* Vol. A39, Nos. 11-12, pp. 2955-2972, 2004.
- Alkalay, D., Guerrero, L., Lema, J.M., Mendez, R. ve Chamy, R., (1998), "Review: Anaerobic Treatment of Municipal Sanitary Landfill Leachates: The Problem of Refractory and Toxic Components", *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 14, 309 – 320.
- Andreottola, G. ve Cannas, P. (1992), "Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate", In T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann (Ed.), "Landfilling of Waste : Leachate: Chapman & Hall.
- Ayalon, O., Becker, N. ve Shani, E., (2005), "Economic Aspects of the Rehabilitation of the Hiriya Landfill", *Waste Management*, 26, 1313-1323.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K. ve Schaefer, D.M., (1989), "Mass Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 115 (6), 1088-1102.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H. ve Kirchmann, H., (2001), "Gaseous Emissions of Carbondioxide, Ammonia and Nitrous Oxide From Organic Household Waste in a Compost Reactor Under Different Temperature Regimes", *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78, 423-430.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T. ve Rawe, J.M., (2004), "State-of-the Practice Review of Bioreactor Landfills", *Geo Engineering Report No. 04-03*, University of Wisconsin, January 14, 2004.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T. ve Rawe, J.M., (2006), "Practice Review of Five Bioreactor/Recirculation Landfills", *Waste Management* 27, 13-29.
- Berge, N.D., Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G., (2005), "The Fate of Nitrogen in Bioreactor Landfills", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35:365-399, 2005.
- 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.
- Berrueta J, Gutierrez A. ve Fueyo G, (1996), "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 67 (3), 302-314.
- Bilgili, M.S., (2002), "Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörlerin Belirlenmesi", *Yüksek Lisans Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul*.
- Bilgili, M.S., (2006), "Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayırışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri", *Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul* 2006.
- Bilgili, M.S., Demir, A. ve Özkaya, B., (2006), "Influence of Leachate Recirculation on Aerobic and Anaerobic Decomposition of Solid Wastes", *Journal of Hazardous Materials*,

143, 177-183.

Bilgili, M.S., Demir, A. ve Özkaya, B., (2007), "Influence of Leachate Recirculation on Aerobic and Anaerobic Decomposition of Solid Wastes", *Journal of Hazardous Materials*, 143, 177-183.

Bilgili, M.S., Demir, A., Akkaya, E. ve Ozkaya, B., (2008), "COD Fractions of Leachate From Aerobic and Anaerobic Pilot Scale Landfill Reactors", *Journal of Hazardous Materials*, 158, 157-163.

Bizukojc, E.L. ve Ledakowicz, S., (2003), "Stoichiometry of the Aerobic Biodegradation of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (MSW)", *Biodegradation*, 14: 51-56, 2003.

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.

Buenrostro, O., Bocco, G. ve Cram, S., (2001), "Classification of Sources of Municipal Solid Waste in Developing Countries", *Resources, Conservation and Recycling*, 32, 29-41.

Carneiro, T.F., Pérez, M. ve Romero, L.I., (2007), "Thermophilic Anaerobic Digestion of Source-Sorted Organic Fraction of Municipal Solid Waste", *Bioresource Technology*, 99, 6763-6770.

Charles, W., Walker, L. ve Cord-Ruwisch, R., (2009), "Effect of Pre-Aeration and Inoculum on The Start-up of Batch Thermophilic Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste", *Bioresource Technology* 100 (2009) 2329–2335.

Chong, T.L., Matsufuji, Y. ve 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, J.B., Jensen, D.L., Filip, Z., Gron, C. ve Christensen, T.H., (1998), "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Polluted Groundwater", *Water Research*. 32:125-135

Christensen, T.H. ve Kjeldsen, P., (1989), "Basic Biochemical Processes in Landfills", In: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Editors: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J. ve Heron, G., (2001) "Review: Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes", *Applied Geochemistry*, 16, 659-718.

Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., Seligman, D. ve Keely, D., (1992), "Landfill Gas Emissions", *Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management*, Report 92-2.

Cossu, R., (1989) "Role of Landfilling in Solid Waste Management", In: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London.

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., Pivato, A. ve Raga, R., (2005), "The Mass Balance: A Supporting Tool for a Sustainable Landfill Management", International Workshop, Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, LIRIGM, Grenoble 1 University, France, 21-22 March 2005.

Das, K.C., Smith, M.C., Gattie, D.K. ve Boothe, D.D.H., (2002), "Stability and Quality of Municipal Solid Waste Compost From a Landfill Aerobic Bioreduction Process", *Advances in Environmental Research*, 6, 401-409.

Daskalopoulos, E., Badr, O. ve Probet, S.D., (1997a), "Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste", *Applied Energy*, 58 (4), 209-255.

Daskalopoulos, E., Badr, O. ve Probet, S.D., (1997b), "An Integrated Approach to Municipal Solid Waste Management", *Resources, Conservation and Recycling*, 24, 33-50.

De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G. ve Milia, S., (2008), "Landfill Gas Generation After Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste. Estimation of Gas Generation Rate Costants", *Waste Management*.

Demir, A., Özkaya, B. ve Bilgili, M.S., (2003), "Effect of Leachate Recirculation on Methane Production and Storage Capacity in Landfill", *Fresenius Environmental Bulletin (FEB)*, 12 (1), 29-38.

Demir, A., (2005), "Odayeri Katı Atık Depo Sahasında Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Oluşumu", Nihai Rapor, Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü.

Demir, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O.A. ve Öztürk, İ., "Aerobic Composting of Anise Wastes from Beverage (Rakı) Industry", İstanbul Teknik Üniversitesi.

Di Maria, F., Benavoli, M. ve Zoppitelli, M., (2007), "Thermodynamic Analysis of the Energy Recovery From the Aerobic Bioconversion of Solid Urban Waste Organic Fraction", *Waste Management*.

Ehrig, H.J. ve Scheelhaase, T. (1993), "Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills", Paper presented at the Fourth International Landfill Symposium, Sardinia 93, Italy.

El-Fadel, M., (1991), "Modelling Gas and Heat Generation and Transport in Sanitary Landfills", Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, Stanford University.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. ve Leckie, J.O., (1997) "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", *Journal of Environmental Management*, 50, 1-25.

Erses, A.S., Onay, T.T. ve Yenigun, O., (2007), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills", *Bioresource Technology*.

Francois, V., Feuillede, G., Matejka, G., Lagier, T. ve Skhiri, N., (2007), "Leachate Recirculation Effects on Waste Degradation: Study on Columns", *Waste Management* 27 (2007) 1259–1272.

Gardner, N., Manley, B.J.W. ve Pearson, J.M. (1993), "Gas Emissions From Landfills and Their Contributions to Global Warming", *Applied Energy*, 44, 165-174.

- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Damanet, M.J., Nyns, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry R. ve Ferrero, G.L. (1992), "Landfill Gas: From Environment to Energy", Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburg.
- Giannis, A., Makripodis, G., Simantiraki, F., Somara, M. ve Gidarakos, E., (2007), "Monitoring Operational and Leachate Characteristics of an Aerobic Simulated Landfill Bioreactor", *Waste Management*, 28, 1346-1354.
- Hao, Y., Wu, W., Wu, S., Sun, H. ve Chen, Y., (2007), "Municipal Solid Waste Decomposition Under Oversaturated Condition in Comparison with Leachate Recirculation", *Process Biochemistry*, 43, 108-112.
- Hartz, K.E., Klink, R.E. ve Ham, R.K., (1982), "Temperature Effects: Methane Generation From Landfill Samples", *Journal Of Environmental Engineering Division*, 108 ,629-638.
- He, R., Liu, X., Zhang, Z. ve Shen, D., (2006), "Characteristics of the Bioreactor Landfill System Using an Anaerobic-Aerobic Process for Nitrogen Removal", *Bioresource Technology*, 98, 2526-2532.
- Heyer, K.U., Hupe, K., Koop, A., Ritzkowski, M. ve Stegmann, R., (2003), "The Low Pressure Aeration of Landfills: Experience, Operation and Costs", *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6 – 10 October 2003.
- Huang, Q., Yang, Y., Pang, X. ve Wang, Q., (2007), "Evolution on Qualities of Leachate and Landfill Gas in the Semi-Aerobic Landfill", *Journal of Environmental Sciences*, 20, 499-504.
- Hudgins, M. ve Harper, S., (1999), "Operational Characteristics of Two Aerobic Landfill Systems", *The Seventh International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia*, October 4, 1999.
- Hudgins, M., (2000), "Innovative Methane Mitigation Using an Aerobic Landfill System", *Environmental Control Systems Inc., Personal Communication*, Aiken, South Carolina, U.S.A.
- Jensen D.L. ve Christensen T.H., (1999), "Colloidal and Dissolved Metals in Leachates From Four Danish Landfills", *Water Research*, 33 (9), 2139-2147.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R.K. ve Mei, H., (2007), "Impacts of Aeration and Active Sludge Addition on Leachate Recirculation Bioreactor", *Journal of Hazardous Materials*, 147, 240-248.
- Jun, D., Yong-sheng, Z., Mei, H. ve Wei-hong, Z., (2008), "Influence of Alkalinity on the Stabilization of Municipal Solid Waste in Anaerobic Simulated Bioreactor", *Journal of Hazardous Materials*.
- Keener, H.M. ve Hansen, R.C., (1997), "Airflow Through Compost: Design and Cost Implications", *Applied Engineering in Agriculture*, 13 (3), 377-384.
- 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.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. ve Christensen, T.H., (2002),

“Present and Long Term Composition of MSW Landfill Leachate”, A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 4, 297-336.

Knox K., De Rome, L., Caine, M. ve Blakey, N.C., (1999), “Observations From A Review of the Broxborough and Landfill 2000 Test Cells Data”, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, 4-8 October, Cagliari, Italy.

Kruempelbeck, I. ve Ehrig, J.G., (1999), “Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany”, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium 4-8 October 1999*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Krug, M.N. ve Ham, R.K., (1997), “Analysis of Long-Term Leachate Characteristics” *Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

Lagervist, A. ve Chen, H., (1993), “Control of Two Step Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste (MSW) by Enzyme Addition”, *Water Science and Technology*, 27 (2), 47-55.

Leao, S., Bishop, I. ve Evans, D., (2001), “ Assessing the Demand of Solid Waste Disposal in Urban Region by Urban Dynamic Modelling in a GIS Environment”, *Resources, Conservation and Recycling*, 33, 289-313.

Leuschner, A.P., (1989), “Enhancement of Degradation: Laboratory Scale Experiments”, In: *Sanitary Landfilling: Process Technology and Environmental Impact*: Academic Press.

Li, Q., Liu, D., Ouyang, F. ve Han, Z., (2006), “Acceleration the Stabilization of Waste in Bioreactor Landfill by Sequential Anaerobic and Semi-Aerobic Operation.”, *Huan Jing Ke Xue*. 2006 Feb;27(2):371-5.

Lisk, D.J., (1991), “Environmental Effects of Landfills”, *The Science of the Total Environment*, 100, 415-468.

Mehta R., Barlaz M.A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars, M. ve Sinderson, L., (2002), “Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation”, *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 128 (3), 228-236.

Meima, J.A., Naranjo, N.M. ve Haarstrick, A., (2007), “Sensitivity Analysis and Literature Review of Parameters Controlling Local Biodegradation Processes in Municipal Solid Waste Landfills”, *Waste Management*, 28, 904-918.

Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K. ve Chiemchaisri, C., (2006), “Phytoremediation and Rehabilitation of Municipal Solid Waste Landfills and Dumpsites: A Brief Review”, *Waste Management*, 26, 1357-1369.

Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y. ve Kubota, H. (1993), “Effects of pH Control on Composting Garbage”, *Waste Management and Research*. 11: 117-125.

Nastev, M., (1998), “Modelling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations”, PhD Thesis, Département de Géologie et de Génie Géologique, Faculté Des Sciences et de Génie, Université Laval, Québec.

Nopharatana, A., Clarke, W.P., Pullammanappallil, P.C., Silvey, P. ve Chynoweth, D.P., (1998), “Evaluation of Methanogenic Activities During Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste”, *Bioresource Technology*, 64, 169-174.

Ölmez, E. ve Yıldız, Ş., (2008), “Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Sahasının Hidrolik Kütle Dengesinin İncelenmesi ve Yağmur Suyunun Sızıntı Suyu Oluşumuna Etkisinin Araştırılması”, Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları’08 Sempozyumu, 02-06 Kasım 2008.

Özkaya, B., (2004), “Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri devrinin Atıkların Ayrışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi”, Doktora Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Öztürk, İ., (1999), “Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları”, İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı yayınlarından, İstanbul.

Pelaez, A.I., Sanchez, J. ve Almendros, G., (2008), “Bioreactor Treatment of Municipal Solid Waste Landfill Leachates: Characterization of Organic Fractions”, Waste Management, 29, 70-77.

Pohland, F.G. ve Kim, J.C., (2000), “Microbially Mediated Attenuation Potential of Landfill Bioreactor Systems”, Water Science and Technology, 41 (3), 247-254.

Ponsá, S., Gea, T., Alern, L., Cerezo, J. ve Sánchez, A., (2007), “Comparison of Aerobic and Anaerobic Stability Indices Through a MSW Biological Treatment Process”, Waste Management, 28, 2735-2742.

Purcell, B., (2000), “Aerox Landfilling the Operational Implications”, Wastes Management, February, 27-28.

Radehaus, P.M., (1998), “Microbiologically Mediated Reactions in Aquatic Systems”, In: Macalady D. L. Ed., Perspectives in Environmental Chemistry, Oxford University Press, Inc. New York.

Read, A.D. ve Hudgins, M., (2000), “The Aerox Landfill Concept: Test Cell Results Suggest Greater Sustainability in Landfill Practices”, Eco-Management and Auditing, 7, 196-205.

Read, A.D., Hudgins, M. ve Phillips, P., (2001a), “Aerobic Landfill Test Cells and Their Implications for Sustainable Waste Disposal”, The Geographical Journal, 167 (3), 235-247.

Reddy, K.R. ve Bogner, J.E., (2003), “Bioreactor Landfill Engineering for Accelerated Stabilization of Municipal Solid Waste”, International e-Conference on Modern Trends in Foundation Engineering: Geotechnical Challenges and Solutions, Indian Institute of Technology, Madras, India, October 2003

Reinhart, D.R. ve Al-Yousfi, A.B., (1996), “The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics”, Waste Management and Research, 14, 337-346.

Reinhart, D.R. ve Grosh, C.J., (1997), “Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data”, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Final Report.

Reinhart, D.R. ve Townsend T.G., (1998), “Landfill Bioreactor Design & Operation”, CRC Pres Lewis Publ, New York, 189pp.

Rendra, S., Fernandes, L. ve Warith, M.A., (2003), “Degradation of Municipal Solid Waste in Simulated Aerobic and Anaerobic Bioreactor Landfills”, Journal of Solid Waste Technology and Management, p 145-153.

- Rendra, S., Warith, M.A. ve Fernandes, L., (2007), "Degradation of Municipal Solid Waste in Aerobic Bioreactor Landfills", *Environmental Technology*, 28(6):609-20.
- Rich, C., Gronow, J. ve Voulvoulis, N., (2007), "The Potential for Aeration of MSW Landfills to Accelerate Completion", *Waste Management*, 28, 1039-1048.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U. ve Stegmann, R., (2006), "Fundemental processes and implications during in situ aeration of old landfills", *waste management* 26, 356-372.
- Sekman, E., (2009), "Katı Atıkların Aerobik Ayrışması Sırasında Gerekli Olan Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi", Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Speece, R.E., (1996) "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters", Archae Press, Nashville, Tennessee, USA
- Sundberg, C., (2003), "Food Waste Composting – Effects of Heat, Acids and Size", Swedish University of Agricultural Sciences, Licentiate Thesis, Uppsala 2003, ISSN 00283-0086.
- Tankut, İ., (2001), "Evsel Katı Atıkların Bertaraf Yöntemleri-Teknolojileri ve Ankara'nın Katı Atıklarının Mevcut Durumunun Değerlendirilmesi", Yüksek Lisans Tezi Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara 2001
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. ve Vigil, S.A., (1993), "Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues", McGraw Hill, Inc, USA.
- T.C. Çevre Bakanlığı, "Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği", Resmî Gazete, Tarih: 14.3.1991, Sayı: 20814.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı (2008), Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Atık Yönetimi Dairesi Başkanlığı, "Türkiye’de Atık Yönetimi", 19 Haziran 2008.
- Themelis, N.J. ve Ulloa, P.A., (2005), "Methane Generation in Landfills", *Renewable Energy*, 32, 1243-1257.
- Tosun, İ., (2003), "Gül İşleme Posasının Evsel Katı Atıklarla Birlikte Kompostlaşabilirliği", Doktora Tezi, Y.T.Ü Fen bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, İstanbul.
- Townsed, T.G., Miller, W.L., Lee, H.J. ve Earle, J.F.K, (1996), "Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle", *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 122 (4), 263-268.
- Türkiye İstatistik Kurumu, (2006), "Bertaraf Yöntemine Göre Katı Atık Miktarı, 2006".
- Türkiye İstatistik Kurumu, (2006), "Katı Atık Hizmeti Verilen Belediye Sayısı, Nüfusu, Yaz ve Kış Mevsimine Göre Toplanan Ortalama Katı Atık Miktarı, 2006".
- United Nations Environmental Program, (2001), "II Types of Wastes – Sources & Composition".
- Wang, H. ve Nie, Y., (2001), "Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China", *Journal of Air and Waste Management Association*, 51, 250-263.
- Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F. ve Tanaka, A., (2005), "Research on Leachate Recirculation From Different Types of Landfills", *Waste Management*, 26, 815-

824.

Warith, M.A., (2002), "Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design", *Emirates Journal for Engineering Research*, 8(1), 61-70.

Youcai, Z., Luochun, W., Renhua, H., Dimin, X. ve Guowei, G., (2002), "A Comparision of Refuse Attenuation in Laboratory and Field Scale Lysimeters", *Waste Management*, 22, 29-35.

Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R. ve McMahon, T.A., (1997), "The Role of Water in Landfills: A Full-Scale Hydrological Study", *AWWA 17th. Federal Convention-Water in Balance*, March 1997, Melbourne, Australia.

Yuen, S.T.S., (1999), "Bioreactor Landfills Promoted By Leachate Recirculation: A Full-Scale Study", Ph.D. Thesis, Department of Civil&Environmental Engineering, University of Melbourne, Australia.

İNTERNET KAYNAKLARI

- 1- Canada Annual Statistics, (2005), “Human Activity and the Environment”, Catalogue No. 16-201-XIE, www.statcan.ca
- 2- Global energy management, 2007, globalenergymanagement.com
- 3- Meditteranean Environmental Technical Assistance Program (METAP), (2003), www.metap.org
- 4- National Solid Waste Management Association (NSWMA), (2006), “MSW Landfills”, www.nswma.org
- 5- SuperfundRegion6:SouthCentral,(2004),
<http://www.epa.gov/earth1r6/6sf/popileweb/html/na>
- 6- US EPA, Environmental Protection Agency, (1995), “NSW State of The Environment 1995”, <http://www.epa.nsw.gov.au/soe/95/>
- 7- US EPA, Environmental Protection Agency, (2007), “Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2007”, www.epa.gov/epawaste/conservation/rrr.index.htm

EKLER

Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği test hücrelerine ait görüntüler

Ek 1 Çalışmanın Gerçekleştirildiği Test Hücrelerine Ait Görüntüler

Katı atık test hücreleri için yapılan hafriyat çalışmaları



Saha tabanının hazırlanması



Test hücrelerinin tabanına membran serilmesi



Test hücrelerinin membran serilmesi ve drenaj sistemi



Test hücrelerinin tabanına geotekstil serilmesi



Test hücrelerinin tabanına çakıl tabakasının serilmesi



Test hücrelerinin katı atıklarla doldurulması



Test hücrelerinin katı atıklarla doldurulması



Havalandırma borusu ve gaz bacaları için sondaj çalışması



Kompresör, blower ve pompa kontrol odası



Havalandırma borularının yerleştirilmesi



Sızıntı suyu toplama tankı

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 13.08.1982

Doğum yeri Erzincan

Lise 1996-2000 Tuzla Süper Lisesi

Lisans 2001-2006 Yıldız Üniversitesi İnşaat Fak.
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2007-2009 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Bölümü