

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIK DEPO SAHALARINDA SIZINTI SUYU GERİ
DEVİRİNİN ATIKLARIN AYRIŞMASI VE SIZINTI SUYU
ÜZERİNDEKİ ETKİLERİNİN İNCELENMESİ**

168357

Çevre Yük. Müh. Bestemin ÖZKAYA

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

DOKTORA TEZİ

Tez Savunma Tarihi : 24.12.2004
Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ahmet DEMİR (Y.T.Ü.)
Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Ferruh ERTÜRK (Y.T.Ü.)
: Prof. Dr. Lütfi AKÇA (İ.T.Ü.)
: Prof. Dr. Mehmet BORAT (İ.Ü.)
: Prof. Dr. Ahmet Mete SAATÇI (M.Ü.)

[Signatures]

İSTANBUL, 2004

İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ	iv
ŞEKİL LİSTESİ	v
ÇİZELGE LİSTESİ	viii
ÖNSÖZ	ix
ÖZET	x
ABSTRACT	xi
1. GİRİŞ	1
2. KATI ATIKLAR	3
2.1 Katı Atık Bileşenleri	3
2.2 Kentsel katı atıkların fiziksel , kimyasal ve biyolojik özellikleri	4
2.3 Katı Atıkların Bertarafı	5
2.3.1 Evsel atıkların katı atık depo sahalarında bertarafı	6
2.3.2 Katı atık depo sahalarının çevresel etkileri	7
2.3.3 Katı atık depo sahalarında katı atıkların ayrışma prosesleri	9
2.3.4 Katı atık depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler	15
2.3.4.1 Atık bileşenleri	16
2.3.4.2 Nutrientler	16
2.3.4.3 Toksik bileşenler	16
2.3.4.4 Nem muhtevası	17
2.3.4.5 Atık sıcaklığı	17
2.3.4.6 pH ve Alkalinite	18
2.3.4.7 Oksijen	19
2.3.4.8 Amonyak	19
2.3.4.9 Sülfat	19
2.4 Depo Sahalarında Atık Stabilizasyonu Hızlandırma Teknikleri	20
2.4.1 Atık kontrolü	20
2.4.2 Atıkların öğütülmesi	21
2.4.3 Atıkların sıkıştırılması	21
2.4.4 Evsel çamur ilavesi	21
2.4.5 Enzim ilavesi	21
2.4.6 Tampon ilavesi	22
2.4.7 Sızıntı suyu geri devri	22
2.5 Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu	22
2.6 Sızıntı Suyu Özellikleri	25
2.7 Depo Gazı Oluşumu ve Özellikleri	29
2.8 Depo Sahalarında Meydana Gelen Çökmeler	32

3.	KATI ATIK DEPO SAHALARINDA SIZINTI SUYU GERİ DEVRİ	36
3.1	Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devir Sistemleri	37
3.1.1	Atıkların ön ıslatılması metodu	38
3.1.2	Saha üzerine yağmurlama metodu	38
3.1.3	Hendek metodu.....	38
3.1.4	Yüzey altı yatay borularla besleme metodu	38
3.1.5	Dikey enjeksiyon kuyuları metodu.....	39
3.2	Sızıntı Suyu Geri Devri İle İlgili Yapılan Muhtelif Çalışmalar	39
3.2.1	Sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör uygulamaları.....	41
4.	DENEYSEL YAKLAŞIM	46
4.1	Test Hücreleri	47
4.1.1	Sızıntı suyu geri devir sistemi	48
4.2	Test Hücrelerine Depolanan Atıkların Bileşen ve Özellikleri.....	48
4.2.1	Sızıntı suyu miktar ve bileşenlerinin tesbiti	50
4.2.1.1	Sızıntı suyu analiz yöntemleri	50
4.2.1.2	Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan kısmının belirlenmesi.....	51
4.2.1.3	Ağır metal analizleri	55
4.2.2	Depo gazı bileşenleri	55
4.2.3	Sahada meydana gelen çökme miktarları.....	55
4.2.4	Katı atık analizleri	56
4.2.4.1	Biyolojik Metan Potansiyeli'nin (BMP) belirlenmesi.....	56
4.2.4.2	Depo gövdesindeki atık sıcaklığının değişimi.....	57
4.3	Sızıntı Suyu Bileşenlerinin Değişimini Veren Simülasyon Yöntemi	57
4.4	Sızıntı Suyunun Biyolojik Olarak Ayrışamayan Çözünmüş KOİ Bileşeninin Modelleme Yöntemi.....	58
4.5	Regresyon Analizi	59
4.5.1	Basit regresyon	59
4.5.2	Regresyon katsayılarının elde edilmesi	60
4.5.3	Lineer olmayan regresyon	61
4.5.4	Regresyon metodu için matris formülasyonu.....	62
4.5.5	Önemlilik testi	63
5.	DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER.....	64
5.1	Test Hücrelerinden Oluşan ve Geri Devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarları.....	64
5.2	Sızıntı Suyu Bileşenleri	67
5.2.1	pH	68
5.2.2	Alkalinite	69
5.2.3	Klorür ve iletkenlik	70
5.2.4	Sızıntı suyu organik içeriği.....	72
5.2.5	Sızıntı suyundaki organik maddenin biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonları	75
5.2.6	Sülfat	80
5.2.7	Ağır Metaller	81
5.3	Depo Gazı Bileşenleri	86
5.4	Test Hücrelerinde Meydana Gelen Çökmeler	89
5.5	Atıkların Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP)	91
5.6	Depo Gövdesinde Sıcaklık Değişimi	99

6.	MATEMATİKSEL İLİŞKİLERİN BELİRLENMESİ	101
6.1	Modelleme Sonuçları	101
6.1.1	KOİ ve BOİ parametrelerinin matematiksel ilişkileri	101
6.1.1.1	Klorür parametresinin matematiksel ilişkisi.....	105
6.1.1.2	Sülfat ($\text{SO}_4^{=}$) parametresinin matematiksel ilişkisi.....	107
6.1.2	Sızıntı suyunun çöp yaşına bağlı olarak biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ bileşeninin modellenme sonuçları.....	109
7.	SONUÇLAR VE YORUMLAR	112
	KAYNAKLAR.....	117
	EKLER.....	122
	Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği sahadan görüntüler.....	123
	ÖZGEÇMİŞ	130

SİMGE LİSTESİ

BMP	Biyolojik Metan Potansiyeli
BOI	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CH_4	Depo Gazının Metan Bileşeni
CO_2	Depo Gazının Karbondioksit Bileşeni
ÇKM	Çökebilen Katı madde
H1	Sızıntı Suyu Geri Devirsiz Test Hücresi
H2	Sızıntı Suyu Geri Devirli Test Hücresi
H_2S	Depo Gazının Hidrojen Sülfür Bileşeni
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
O_2	Depo Gazının Oksijen Bileşeni
S_{non}	Biyolojik Olarak Ayrışamayan Çözünmüş KOI
S_o	Çözünmüş KOI
$SO_4^{=}$	Sülfat
UKM	Uçucu Katı Madde
UYA	Uçucu Yağ Asitleri

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 2.1	Katı atık depo sahalarında atıkların nihai ürünlere dönüşümü	10
Şekil 2.2	Atıkların ayrışma fazları	11
Şekil 2.3	Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları	26
Şekil 2.4	Anaerobik ayrışma kademeleri	29
Şekil 2.5	Kentsel katı atık depo sahalarında farklı izleme noktalarında zamana bağlı olarak meydana gelen ortalama çökme miktarının değişimi	34
Şekil 3.1	Yüzey altı yatay borularla beslenen sızıntı suyu geri devir sistemi	39
Şekil 4.1	Odayeri katı atık depo sahasında depolama alanları ve test hücrelerinin konumu	46
Şekil 4.2	Test hücrelerinin yapı detayları ve numune alma noktaları	47
Şekil 4.3	Sızıntı suyu geri devir sistemi	48
Şekil 4.4	Test hücrelerine depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri	49
Şekil 4.5	Anaerobik reaktörlerde farklı glikoz konsantrasyonları için aklime olmuş biyokütlenin çözünmüş mikrobiyal ürün seviyeleri	53
Şekil 4.6	Deneyisel çalışmalarda kullanılan anaerobik kesikli reaktörler	54
Şekil 4.7	BMP testi için kullanılan kesikli reaktörler	56
Şekil 4.8	Gompertz eşitliğindeki parametreler	59
Şekil 5.1	H1 test hücresinde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları	65
Şekil 5.2	H2 test hücresinde oluşan sızıntı suyu miktarları	65
Şekil 5.3	H1 ve H2 test hücrelerindeki kümülatif sızıntı suyu miktarları	66
Şekil 5.4	Geri devrettirilen sızıntı suyu miktarları	67
Şekil 5.5	H1 ve H2 hücrelerinde pH'nın depo yaşına göre değişimi	68
Şekil 5.6	H1 ve H2 hücrelerinde alkalinitenin depo yaşına göre değişimi	69
Şekil 5.7	H1 test hücresinde klorür parametresinin depo yaşına göre değişimi	70
Şekil 5.8	H2 test hücresinde klorür parametresinin depo yaşına göre değişimi	71
Şekil 5.9	H1 test hücresinde iletkenlik parametresinin depo yaşına göre değişimi	71
Şekil 5.10	H2 test hücresinde iletkenlik parametresinin depo yaşına göre değişimi	72
Şekil 5.11	H1 ve H2 test hücrelerinde KOİ parametresinin değişimi	73
Şekil 5.12	H1 ve H2 test hücrelerinde BOİ parametresinin değişimi	74
Şekil 5.13	H1 ve H2 test hücrelerinde BOİ/KOİ oranının değişimi	74
Şekil 5.14	H1 test hücresinden sızan sızıntı sularında çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin (S _{non}) zamana bağlı olarak değişimi	75
Şekil 5.15	H2 test hücresinden sızan sızıntı sularında çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin (S _{non}) zamana bağlı olarak değişimi	76
Şekil 5.16	Sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş substratın (S _{non}) başlangıç çözünmüş KOİ'ye (S _o) oranının değişimi	77
Şekil 5.17	H1 ve H2 hücrelerinde SO ₄ ²⁻ konsantrasyonlarının zamanla değişimi	80
Şekil 5.18	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cd konsantrasyonlarının zamanla değişimi	82
Şekil 5.19	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cr konsantrasyonlarının zamanla değişimi	82
Şekil 5.20	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cu konsantrasyonlarının zamanla değişimi	83
Şekil 5.21	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Ni konsantrasyonlarının zamanla değişimi	84
Şekil 5.22	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Pb konsantrasyonlarının zamanla değişimi	84
Şekil 5.23	H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Zn konsantrasyonlarının zamanla değişimi	85
Şekil 5.24	Test hücrelerinden oluşan depo gazının O ₂ bileşeninin değişimi	86

Şekil 5.25	Test hücrelerinden oluşan depo gazının H_2S bileşeninin değişimi.....	87
Şekil 5.26	Test hücrelerinden oluşan depo gazının CH_4 bileşeninin değişimi	87
Şekil 5.27	Test hücrelerinden oluşan depo gazının CO_2 bileşeninin değişimi	88
Şekil 5.28	Atıkların başlangıç BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	91
Şekil 5.29	Depolamadan 241 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	92
Şekil 5.30	Depolamadan 372 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	93
Şekil 5.31	Depolamadan 620 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	94
Şekil 5.32	Depolamadan 729 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	95
Şekil 5.33	Depolamadan 920 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu	96
Şekil 5.34	H1 ve H2 test hücrelerindeki BMP'nin değişimi	99
Şekil 5.35	H1 test hücresinin muhtelif derinliklerdeki sıcaklık değişimleri	100
Şekil 5.36	H2 test hücresinin muhtelif derinliklerdeki sıcaklık değişimleri	100
Şekil 6.1	H1 sızıntı suyu KOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	102
Şekil 6.2	H2 sızıntı suyu KOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	103
Şekil 6.3	H1 ve H2 sızıntı suyu KOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli	103
Şekil 6.4	H1 sızıntı suyu BOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	104
Şekil 6.5	H2 sızıntı suyu BOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli	104
Şekil 6.6	H1 ve H2 sızıntı suyu BOI' sinin çöp yaşıyla değişimi modeli	105
Şekil 6.7	H1 sızıntı suyu Cl^- parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	106
Şekil 6.8	H2 sızıntı suyu Cl^- parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	106
Şekil 6.9	H1 sızıntı suyu SO_4^{-2} parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	107
Şekil 6.10	H2 sızıntı suyu SO_4^{-2} parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli.....	108
Şekil 6.11	H1 ve H2 sızıntı suyu SO_4^{-2} parametrelerinin çöp yaşıyla değişimi modeli ..	108
Şekil 6.12	H1 sızıntı suyundaki S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli.....	110
Şekil 6.13	H2 sızıntı suyundaki S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli.....	110
Şekil 6.14	H1 ve H2 sızıntı sularının S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli.....	111

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 2.1	Düşük, orta ve yüksek gelirli ülkeler için kentsel katı atık bileşenleri.....	4
Çizelge 2.2	Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri.....	4
Çizelge 2.3	Çeşitli ülkelerdeki katı atık yönetim teknolojilerinin dağılımı.....	6
Çizelge 2.4	Katı atık depo sahalarında atık stabilizasyonu esnasında teşekkül eden redoks reaksiyonları	14
Çizelge 2.5	Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler	15
Çizelge 2.6	Evsel katı atıkların hidrolik iletkenlikleri.....	24
Çizelge 2.7	Klasik ve geri devirli katı atık depo sahalarının anaerob ayrışma safhalarında sızıntı suyu kirletici bileşenlerinin değişimi.....	26
Çizelge 2.8	Sızıntı suyu bileşenlerinin depo yaşına bağlı olarak değişimi.....	28
Çizelge 2.9	Tipik depo gazı bileşenleri	30
Çizelge 2.10	Depo gazındaki eser bileşikler.....	30
Çizelge 3.1	Sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör depo sahalarından örnekler.....	40
Çizelge 3.2	Sızıntı suyu geri devirli ve geri devirsiz sahalar için sızıntı suyu bileşenleri...	43
Çizelge 4.1	Test hücrelerine depolanarak sıkıştırılmış atıkların yoğunluğu ve porozitesi..	50
Çizelge 4.2	Sızıntı suyu analiz yöntemleri	51
Çizelge 4.3	Nutrient çözeltilerinin bileşenleri	53
Çizelge 5.1	H1 test hücresinden oluşan sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ tesbitinde elde edilen deneysel çalışma sonuçları	78
Çizelge 5.2	H2 test hücresinden oluşan sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ tesbitinde elde edilen deneysel çalışma sonuçları	79
Çizelge 5.3	H1 test hücresinin yüzeyinde belirlenen 18 noktadaki topografik ölçüm sonuçları.....	90
Çizelge 5.4	H2 test hücresinin yüzeyinde belirlenen 18 noktadaki topografik ölçüm sonuçları.....	90
Çizelge 5.5	BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar.....	97
Çizelge 5.6	H1 test hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayıları	98
Çizelge 5.7	H2 test hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayıları	98
Çizelge 6.1	KOİ ve BOİ matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları	102
Çizelge 6.2	Cl ⁻ parametresi matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları	105
Çizelge 6.3	SO ₄ ⁻² parametresi matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları	107
Çizelge 6.4	S _{non} /S ₀ oranının değişimini veren eşitlikler ve denklemin katsayıları.....	109

ÖNSÖZ

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun miktarı ve karakteri birçok faktöre bağlıdır. Sızıntı suyu karakterini etkileyen önemli faktörler, atığın su muhtevası, atığın orijini ile atık stabilizasyon hızıdır. Su muhtevasının artması ile atık içerisindeki mikrobiyal aktivite hızlandırılır ve çözünmüş katı maddelerin süzülerek anaerobik ayrışma için uygun çevre şartları sağlanmış olur. Depo sahalarında atıkların su muhtevası işletme esnasında sızıntı sularının saha üzerine geri devrettirilmesi ile artırılabilir. Sızıntı suyu geri devri ile atık stabilizasyonu hızlanırken, depo sahaları depolama alanının dışında sabit yataklı anaerob bir biyoreaktör olarak işletilebilir. Biyoreaktör depo sahaları kentsel katı atıkların bertarafı ve yönetiminde, atık stabilizasyonunun hızlandırılması, sızıntı suyu yönetiminin kolaylaştırılması, ilave depolama hacmi sağlama ve sahaların uzun süreli etkisinin minimuma indirilmesi gibi önemli avantajları sağlamaktadır.

Çalışmanın yönlendirilmesinde ve yürütülmesinde büyük katkıları, gösterdiği yakın alaka ve desteği sebebiyle kıymetli hocam Prof. Dr. Ahmet Demir'e şükranlarımı arz ederim.

Çalışmanın nüfusu itibariyle, dünyanın en büyük metropollerinden biri olan İstanbul'da kentsel katı atıkların depolandığı Odayeri düzenli depolama alanında gerçekleşmesine imkan hazırlayan başta Prof. Dr. Adem Baştürk olmak üzere, Prof. Dr. Mustafa Öztürk'e, katkılarından dolayı Y.T.Ü. Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü ve İSTAÇ A.Ş. Genel Müdürlüğü'ne, Bölüm Başkanımız Prof. Dr. Ferruh Ertürk'e, Prof. Dr. Lütfi Akça'ya, Doç. Dr. Halil Hasar, Çevre Yük. Müh. Mahir İnce ve Harita Mühendisi Suphi Çağlar'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca doktora tez jürimde yer alan hocalarım Prof. Dr. Ahmet Mete Saatçi ve Prof. Dr. Mehmet Borat'a katkılarından dolayı teşekkürü bir borç bilirim.

Çalışmadaki desteği dolayısıyla Çevre Yük. Müh. M. Sinan Bilgili'ye şükranlarımı sunar, başarılar dilerim.

Tez yazımı esnasında kaybettiğim babam Abdullah Özkaya'nın anısına ...

ÖZET

Bu çalışmada katı atık depo sahalarında sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışması ve sızıntı suyu üzerindeki etkileri incelenmiştir. 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, SO₄²⁻, Cl⁻, Ağır Metal değişimleri ile sızıntı suyu KOİ'sinin biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş kısmı belirlenmiş buna ilave olarak bu parametrelerin zamana bağlı olarak değişimi MATLAB 5.3 bilgisayar programı kullanılarak matematiksel formüller yardımıyla simüle edilmiştir. Hücrelerin 2m derinliğinden alınan numuneler üzerinde, Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP) izlenerek atıkların ayrışma hızı tesbit 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.

Çalışma süresince H1 ve H2 test hücrelerinden oluşan sızıntı suyu miktarları sırasıyla 780 m³ ve 865 m³ olarak belirlenmiş, H2 test hücresinden oluşan sızıntı suyunun 385 m³ 'ü (%45'i) saha üzerine geri devrettirilerek deşarj edilen sızıntı suyu miktarında %38.5 oranında azalma sağlanmıştır. H1 ve H2 test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının pH'sının H2 test hücresinde yaklaşık 200 gün, H1 test hücresinde ise 350 gün sonra nötr değerlere ulaştığı tesbit edilmiştir. H1 ve H2 sızıntı sularının alkalinite değerleri, başlangıçta her iki hücre için 20000-25000 mg/l CaCO₃ iken, 300. günden sonra 3000-5000 mg/l'te düşmüştür. Her iki hücrenin sızıntı suyundaki başlangıç klorür konsantrasyonunun 14-15 g/l arasında değiştiği ve bu değerlerin 2 ay sonra 5 g/l'ye düştüğü belirlenmiştir. Depolamadan sonraki 2 ay içinde klorür konsantrasyonu 2-5 g/l arasında değişmiş ve daha sonra önemli bir azalma kaydedilmemiştir. Sızıntı sularındaki iletkenlik parametresi Cl⁻ konsantrasyonları ile aynı eğilimde değişim göstermiştir. Maksimum KOİ konsantrasyonları, H1 test hücresinde 76650 mg/l değerine 30 gün sonra, H2 test hücresinde ise 70000 mg/l değerine 20 gün sonra ulaşmıştır. H1 ve H2 hücrelerinin sızıntı suyu KOİ'si 920 gün sonra sırasıyla 1800 ve 980 mg/l değerlerine düşmüştür. Biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'nin (S_{non}) ham çözünmüş KOİ'ye oranı başlangıçta 0.01 civarında iken, bu oran 300 gün sonra 0.10 civarına yükselmiş, 300-600. günler arasında artmaya devam ederek 0.40 değerine ulaşmıştır. Sızıntı suyundaki SO₄²⁻ konsantrasyonu maksimum değeri olan 2000 mg/l'ye 45 gün içerisinde ulaşmış, daha sonra hızlı bir şekilde azalarak 5 ay sonra H1 hücresi için 75 mg/l, H2 hücresi için 450 mg/l değerlerine düşmüştür. Sızıntı suyundaki ağır metallerin depo sahası içerisinde asidik faz başladığında, sızıntı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıktığı görülmüştür. Depo gazının H₂S bileşeni maksimum 50 ppm seviyelerine ulaşmış ve depo gazının bu bileşeni H1 ve H2 test hücrelerinde depolamadan itibaren sırasıyla 300 ve 400 gün sonra bitmiştir. CH₄ bileşeni H2 test hücresinde depolama tamamlandıktan 200 gün sonra kararlı bir şekilde oluşmaya başlamış ve bu süreç %50 civarlarında 920 gün boyunca sürmüştür. Depo gazının CO₂ bileşeni ise başlangıçta %70 seviyelerinde iken bu değer ilerleyen safhalarda %40-50. aralığında değişmiştir. Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP) deneylerinden elde edilen sonuçlar kullanılarak atıkların 1. mertebe ayrışma hızı katsayısı H1 hücresi için 0.217 yıl⁻¹, H2 hücresi için ise 0.297 yıl⁻¹ olarak belirlenmiştir. Topografik ölçümler, atıkların test hücrelerine depolanmasından 375 gün sonra toplam çökme miktarının H1 hücresinde 0.49 m, H2 hücresinde ise 0.70 m olduğunu göstermiştir. Depo gövdesinin başlangıçtaki sıcaklığı hızla artarak 40 °C'nin üzerine çıkmış anaerobik şartların hakim olması ile birlikte 20-35 °C arasında değişmiştir. Sızıntı suyundaki KOİ, BOİ, SO₄²⁻, Cl⁻ parametreleri ve biyoayrışamayan KOİ'nin (S_{non}), çözünmüş ham KOİ'ye (S_o) oranı depo yaşına bağlı olarak simüle edilmiş ve model sonuçları ile deney sonuçları arasında 0.90-0.95'lik korelasyonlar elde edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Atık Stabilizasyonu, Depo Gazı, Sızıntı Suyu, Geri Devir, Simülasyon.

ABSTRACT

In this study, test cells with (H2) and without (H1) leachate recirculation were constructed at Odayeri Sanitary Landfill and they were operated for 950 days to investigate the effect of leachate recirculation on waste stabilization. Parameters such as pH, alkalinity, conductivity, COD, BOD, SO_4^{2-} , Cl^- , heavy metals and non-biodegradable soluble COD (S_{non}) in leachate were monitored and the mathematical simulation was established to get relation between operational parameters and refuse age by using MATHLAB 5.3 computer program. Waste decay rates were calculated based on Biological Methane Potential (BMP) test results of the waste samples taken from 2 m depth. CH_4 , CO_2 , O_2 and H_2S components in landfill gas and waste temperature in the test cells were monitored. Settlements on the surface of H1 and H2 test cells were also determined by topographic measurements.

The amount of leachate produced from H1 and H2 test cells during the study period, were 780 m^3 and 865 m^3 , respectively. The volume of discharged leachate in the H2 test cell was decreased at a rate of 38.5% by recirculating 385 m^3 of the total leachate generated from H2. The pH values of the leachate from H1 and H2 test cells reached to neutral value after 350 and 200 days of operation, respectively following the establishment of anaerobic conditions. Decrease in pH value accompanied with decrease in alkalinity is the indication of acid production and establishment of anaerobic conditions. It was observed that the initial alkalinity in leachate of both cells decreased from its initial value of 20000-25000 mg/l to around 3000 mg/l CaCO_3 . Similarly, a sharp decrease in concentration of Cl^- from 14-15 g/l to 5 g/l was observed after around 2 months operation, then the decrease was rather slowly. The change of conductivity parameter in leachate is similar to that of Cl^- concentration. COD concentrations in leachate of H1 and H2 rapidly reached to the maximum values of 76650 mg/l and 70000 mg/l on 30th and 20th days, respectively decreased to 1800 mg/l and 980 mg/l after 920 days, respectively. For leachates of both cells, the ratio of non-biodegradable soluble COD (S_{non}) to soluble COD increased from its initial value of 0.01 to around 0.1 after 300 days of operation. Also, it was observed that the ratio reached to a maximum value of 0.4 on 600th day. SO_4^{2-} concentration rapidly reached to the maximum value of 2000 mg/l within 45 days, and development of anaerobic conditions caused a sharp decrease to around 75 mg/l for H2, and 450 mg/l for H1 after 5 months of operation. Heavy metal concentrations in leachate reached to a maximum value during the acidic phase of waste degradation due to increase in solubility. The highest value of H_2S component in landfill gas, which is an important operational parameter, was observed to be 50 ppm and it was consumed in 300 days and 400 days for H2 and H1, respectively. CH_4 concentration in landfill reached to 50% due to refuse placement on day 200, and its concentration remains almost constant till end of the operation. CO_2 component was around 70% for both of the cells at the beginning of operation, and it fluctuated between the values of 40-50%. BMP tests shown that first order degradation kinetic constants were 0.217 and 0.297 year^{-1} for H1 and H2, respectively. Topographic measurements revealed that cumulative settlements after 12 months from refuse placement were 0.49 and 0.70 m for H1 and H2, respectively. Waste temperature in test cells was reached rapidly to 40 °C at the beginning of operation and it was between 20-35 °C after domination of anaerobic conditions. The mathematical simulation formula between COD, BOD, SO_4^{2-} , Cl^- , S_{non}/S_0 ratio and refuse age was established, and the correlation coefficients (r) are obtained in strength values between 0.90-0.95.

Key Words : Waste Stabilization, Landfill Gas, Leachate, Leachate Recirculation , Simulation.

1. GİRİŞ

Günümüzde hızlı nüfus artışı, gelişen teknoloji, endüstriyel ürünler ve uygulamalar katı atık miktarının artmasına sebep olmakta ve bu atıkların bertaraf edilmesi esnasında hem insan sağlığı hem de çevre açısından riskler ortaya çıkmaktadır. Katı atıkların yönetimi atık azaltma, geri kazanma ve yeniden kullanma, yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolama gibi sistemlerle gerçekleştirilmektedir. Katı atıkların düzenli depolanması ekonomik avantajlarından dolayı öncelikle tercih edilen yöntemlerdendir. Katı atıkların bertarafı için kullanılan düzenli depolama yönteminin diğer alternatiflere göre ucuz ve basit bir yöntem olması avantajı yanında, bertaraf için uygun alanların sınırlı olması, mevcut sahaların hızlı bir şekilde dolması, katı atıkların uzak mesafelere taşınması, sızıntı suyu oluşumu ve depo gazı emisyonları gibi dezavantajları da mevcuttur. Depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yüksek oranlarda organik madde, ağır metal ve zararlı organikleri içermesi, bu suların yönetimini önemli hale getirmektedir. Sızıntı sularının katı atık depo sahalarında saha üzerine geri devri, son yıllarda uygulanan bir yöntem olarak karşımıza çıkmıştır. Bu uygulama ile, atık stabilizasyonunun hızlanması ve tamamlanması, sahada sızıntı suyu ve depo gazı yönetiminin sağlanması gibi önemli avantajlar elde edilmektedir. Atıkların depolanması için alan sıkıntısı çekilen, sızıntı sularının bertarafı ve yönetimi ile ilgili çevresel endişelerin olduğu İstanbul kentinde, sızıntı suyu geri devir uygulaması önemli avantajlar sağlayacaktır. Bu avantajların başında, atık stabilizasyonunun hızlanmasının bir sonucu olarak meydana gelen çökmelerin atıkların depolanması için ilave hacim oluşturması ve depo gövdesinin sızıntı sularının ön artımı için sabit yataklı anaerobik filtre gibi kullanılabilmesi yer almaktadır.

Düzenli Depolama Metodu, İstanbul'un kentsel katı atıklarının bertarafı için şehrin her iki yakasında bulunan katı atık depo sahalarında kullanılmaktadır. İstanbul'da 2001 yılı için bu sahalarda toplam 3,274 milyon ton katı atık depolanmış ve bu süre içerisinde toplam 788.000 m³ sızıntı suyu oluşmuştur (Demir, vd., 2001). Nüfusu itibariyle, dünyanın en büyük metropollerinden biri olan İstanbul'da kentsel katı atıklar şehrin her iki yakasında bulunan düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir. İstanbul'un düzenli katı atık depo sahalarından Avrupa yakasında yer alan Odayeri depo sahasında günlük 6000 ton çöp depolanmakta, Anadolu yakasındaki Kömürcüoda düzenli depolama sahasında ise günlük yaklaşık 3000 ton çöp depolanmaktadır (Demir, vd., 2001). Çöpün birim hacim ağırlığı 0.5 ton/m³ olarak alındığında İstanbul'da günlük toplam çöp hacmi 18000 m³, yıllık hacim ise 6,5 milyon m³ gibi değerlere ulaşmakta ve bu miktar nüfusa bağlı olarak her geçen gün artmaktadır. Depolama alanlarının büyüklüğü ve depolanan atıkların fazla olması, organik ve

inorganik kirleticileri ihtiva eden aşırı miktarlarda sızıntı suyu oluşumuna sebep olmaktadır. Dolayısıyla İstanbul'daki katı atık düzenli depo sahalarında sızıntı suyu yönetimi oldukça önemli bir yer tutmaktadır.

Bu çalışmanın amacı, depo sahalarında sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonuna olan etkisinin belirlenmesidir. Bu amaç kapsamında, sızıntı suyu geri devrinin sızıntı suyu miktar ve bileşenleri, depo gazı bileşenleri, yüzeysel çökme ve atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi arazi ölçekli test hücrelerinde belirlenmiştir. Özellikle sızıntı suyunun depo yaşına bağlı olarak biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonu, depo gövdesinin muhtelif derinlikleri ve noktalarından alınan numunelerin biyolojik metan potansiyeli ile atıkların ayrışma hızları belirlenerek atık stabilizasyonuna ait kinetikler elde edilmiştir. Sonuç olarak, evsel katı atık yönetimi konusunda önemli hususlardan biri olan sızıntı suyunun miktar ve bileşenlerinin belirlenmesi, katı atık depo sahalarının stabilizasyonu, sızıntı suyu geri devir etkileri, depolama alanlarının optimum kullanımı konuları arazi ölçekli çalışmalar ile izlenmiş ve matematiksel ifadeler ile izah edilmiştir.

Bu çalışma 7 bölümden oluşmaktadır. Çalışmanın 1. Bölümünde depo sahalarında sızıntı suyu geri devri genel olarak değerlendirilmiştir. 2. Bölümde kentsel katı atıkların bileşenleri, bertarafı, depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler, atık stabilizasyonu, sızıntı suyu oluşumu ve bileşenleri, depo gazı oluşumu ve bileşenleri ile ilgili bilgiler verilmiştir. Çalışmanın 3. Bölümünde katı atık depo sahalarında sızıntı suyu geri devir sistemleri ve konu ile ilgili literatür çalışmalarına yer verilmiştir. 4. Bölümde test hücrelerinin kurulması ve deney yöntemleri ile ilgili deneysel yaklaşımlar yer almaktadır. Çalışmanın 5. Bölümünde sahada elde edilen sızıntı suyu, depo gazı, topografik ölçümler ve katı atık analizleri deney sonuçları ve değerlendirmeler verilmiştir. 6. Bölüm sızıntı suyu bileşenlerinin matematiksel ilişkilerinin belirlendiği bölümdür. Son bölüm olan 7. Bölümde ise çalışmada elde edilen sonuçlar ve yorumlara yer verilmiştir.

2. KATI ATIKLAR

İnsanların ekonomik ve sosyal faaliyetleri sonucunda işe yaramaz hale gelen ve akıcı olacak kadar sıvı içermeyen her tür madde ve malzeme katı atık olarak tanımlanmaktadır. 14.3.1991 tarihinde yürürlüğe giren Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'ne göre ise faaliyetleri süresince atık oluşumuna sebep olan kişi ve kuruluşlar tarafından atılmak istenen, toplumun huzuru ve çevrenin korunması bakımından bertaraf edilmesi gereken her türlü atık ve arıtma çamurları katı atık olarak adlandırılmaktadır. Katı atıklar, kaynaklarına ve bileşimlerine göre olmak üzere iki grupta incelenebilir. Kaynaklarına göre katı atıklar evsel atıklar, ticari ve kurumsal atıklar, park, bahçe ve pazar yeri atıkları, inşaat yıkım ve hafriyat atıkları, endüstriyel, tarımsal ve tıbbi atıklar ile arıtma çamurlarından oluşur. Bileşimlerine göre ise organik ve inorganik atıklar şeklinde sınıflandırılır.

2.1 Katı Atık Bileşenleri

Homojen bir yapıya sahip olmayan kentsel katı atıklar, genelde üç gruba ayrılabilirler. Bunlardan ilki, yemek atıkları, meyve-sebze atıkları ve bahçe (çim, yaprak, vs.) atıkları olmak üzere *ayrışabilen organik bileşenler*; ikincisi, kağıt, karton, tekstil, plastik ve diğer sentetikler gibi çok yavaş ayrışan veya ayrışamayan organikler grubuna giren yakılabilen maddeler, üçüncüsü ise taş, kum, cam, metaller gibi inert bileşenlerdir. Katı atıkların miktarı, su muhtevası, kalorifik değeri, bileşimi gibi fiziksel ve kimyasal özellikleri atığın üretildiği bölgenin nüfusuyla, ısınmada kullanılan yakıt türüyle orantılı olarak değişiklik gösterir. Hayat seviyesinin yükselmesi, sanayi ve teknolojinin ilerlemesi ile yeni ambalaj malzemelerinin geliştirilmesi hem kişi başına günde üretilen çöp miktarını hem de çöplerin bileşimini büyük ölçüde değiştirmektedir. Katı atıkların miktar ve özellikleri ülkeden ülkeye ve hatta aynı ülkede kentten kente, yerel koşullar, mevsimler ve tüketim alışkanlıkları gibi pek çok faktöre bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir.

Düşük, orta ve yüksek gelirli ülkeler için atık bileşenlerinin değişimi Çizelge 2.1'de verilmiştir (Tchobanoglous, et. al., 1993).

Çizelge 2.1 Düşük, orta ve yüksek gelirli ülkeler için kentsel katı atık bileşenleri

Bileşenler	Düşük gelirli ülkeler (%)	Orta gelirli ülkeler (%)	Yüksek gelirli ülkeler (%)
Organikler			
Yiyecek atıkları	40-85	20-65	6-30
Kağıt	1-10	8-30	20-45
Karton	1-5	2-6	5-15
Plastikler	1-5	2-10	2-8
Tekstil	1-5	1-4	2-6
Naylon	1-5	1-10	0-2
Deri	-	-	0-2
Bahçe atıkları	-	-	10-20
Yün	-	-	1-4
İnorganikler			
Cam	1-10	1-10	4-12
Teneke	-	-	2-8
Alüminyum	1-5	1-5	0-1
Diğer metaller	-	-	1-4
Toprak, kül, vs.	1-40	1-30	0-10

2.2 Kentsel katı atıkların fiziksel , kimyasal ve biyolojik özellikleri

Kentsel katı atıkların en önemli fiziksel özellikleri yoğunluk, su muhtevası, alan kapasitesi, özgül ağırlık ve porozitedir. Çizelge 2.2’ de kentsel katı atıkların fiziksel özelliklerinin değişim aralıkları verilmiştir (Tchobanoglous, et. al., 1993).

Çizelge 2.2 Kentsel katı atıkların fiziksel özellikleri

Parametre	Aralık
Yoğunluk	475-830 kg/m ³
Hacimsel su muhtevası	%15-%50
Arazi kapasitesi	%50-%60 (Sıkıştırılmamış atık için)
Özgül ağırlık (t/m ³)	1,7-2,5
Boşluk oranı	0.4-0.6

Kentsel katı atıkların kimyasal özellikleri, su muhtevası, uçucu katı madde , inorganik karbon içeriği, atığın kül muhtevası ve atığın kalorifik değeridir. Atıkların biyolojik özellikleri organik madde içeriği ile belirlenir. Kentsel katı atıkların organik bileşenleri, suda çözünebilir kısımları (şekerler, nişasta, amino asitler, uçucu organik asitler), hemiselüloz, lignin , selüloz, lignoselüloz ve proteinlerdir. Kentsel katı atıklar kuru ağırlık bazında , %40-50 selüloz, %12 hemiselüloz, %10-15 yağlar ve organiklerin %4'ü civarında proteinlerden oluşmakta ve metan potansiyelinin %90'ı selüloz ve hemiselülozun ayrışmasından ileri gelmektedir (Barlaz, 1989).

Çöpün nem tutma potansiyeli depo sahasında oluşan sızıntı suyu miktarı ve sahaya ilave edilecek sızıntı suyu miktarını belirlemek için önemlidir. Çöpün hacimsel veya kütle bazında belirtilen nem tutma kapasitesi katı atıkların alan kapasitesi olarak tanımlanmaktadır. Yapılan çalışmalarda kentsel katı atık depo sahaları için tesbit edilen alan kapasiteleri %14-44 arasında, çöpün suyu absorblama kapasitesi ise 125 l/m³ olarak belirlenmiştir (Vaidya, 2002).

2.3 Katı Atıkların Bertarafı

Kaynağında ayrı veya karışık toplanan katı atıklar, özelliklerine uygun olarak bertaraf edilmelidirler. Bunlardan en önemlisi olan atıkların geri kazanılması, atık içerisinde geri kazanılabilir madde (cam, plastik, kağıt, metal vb.) miktarı yeterli ise uygulanması gereken metodların başında gelir. Geri kazanılabilir malzemeler diğer atıklar ile karışık toplanmaları halinde ekonomik değerlerinde çok büyük kayıplar meydana gelmektedir. Bu yüzden geri kazanım çalışması mutlaka kaynağında ayrı toplamayı içermelidir. Ayrı toplamanın diğer avantajı ise geri kazanma tesislerinin projelendirilmesi ve işletilmesinde kolaylıklar sağlamasıdır. Kaynağında ayırma uygulanmaması halinde, yerleşim merkezlerinden toplanan atıkların tamamı geri kazanım tesisinde işlenme durumunda kalmaktadır. Diğer yandan elde edilen malzemelerin değerinde de çok büyük kayıplar meydana gelmektedir.

Atıkların bertarafı için son yıllarda yaygın olarak kullanılan metotlardan olan kompostlaştırma, katı atık içerisindeki organik kısımların kontrol edilen şartlar altında (mutfak atıkları, arıtma tesisi çamurları vb.) kompost yapılarak tekrar kullanılabilir hale getirilmesi işlemidir. Kompost, katı atık içerisindeki organik kısımların biyokimyasal süreçten geçirilerek humusa benzer bir malzemeye dönüştürülmesidir. Kompostlaştırma aerobik ve anaerobik olmak üzere başlıca iki yolla yapılır. Anaerobik süreçte dönüşüm esnasında yan ürün olarak biyogaz da elde edilmektedir. Atıkların uygun kısımları kompost yapılsa bile yaklaşık %30'luk bir kısmı nihai olarak başka bir usulle uzaklaştırılması gerekmektedir.

2.3.1 Evsel atıkların katı atık depo sahalarında bertarafı

Katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf edilmesi, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer alternatif atık bertaraf yöntemleri arasında, ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan yöntemdir. Çizelge 2.3’de bazı ülkelerde atık bertarafında kullanılan yöntemler verilmiştir (Leao, vd., 2001).

Çizelge 2.3 Çeşitli ülkelerdeki katı atık yönetim teknolojilerinin dağılımı

Ülke	Katı atık bertaraf teknolojisinin kullanıldığı oran (%)			
	Düzenli depolama	Yakma	Kompostlaştırma	Geri Kazanma
Avustralya	82	2,5	-	15,5
Kanada	80	8	2	10
Fransa	45	42	10	3
Almanya	46	36	2	16
Yunanistan	100	-	-	-
İrlanda	97	-	-	3
İtalya	74	16	7	3
Hollanda	45	35	5	15
Portekiz	85	-	15	-
İspanya	64	6	17	13
İngiltere	88	6	-	6
A.B.D.	67	16	2	15

Kuru arazilerde çöp, hendek metodu, alan metodu, vadi dolgusu metodu ve rampa metodu olmak üzere çeşitli şekillerde depolanmaktadır.

Hendek metodu, yeterli toprak örtüsünün bulunduğu yerlerde uygulanır. Katı atıklar 40-100 m. uzunlukta 1-2 m. derinlikte ve 5-8 m. genişlikte kazılan hendeklere ince tabakalar halinde yayılır ve sıkıştırılır. Bu işlem, killi, sızdırmaz zeminlerde ve küçük nüfuslu yerleşimlerde uygulanır. Bu metotta çöp dökmeden önce bir dozer yardımı ile birkaç araç genişliğinde belirli bir yükseklikte (23-15 m) ve 30-150 m uzunluğunda çukur açılır. Kazılan zemin, örtü toprağı olarak daha sonra kullanılmak üzere kazılacak hendek kenarından uzakta depolanır. Arazi zemini, şev eğimini sağlayacak uygun bir kohezyon değerine sahiptir. Bu metotta atıklar çukur tarafına dozerler vasıtası ile serilir. Sahanın her noktası üzerinden buldozer veya kompaktör ile 2-3 defa geçilerek atıkların parçalanıp sıkışmaları sağlanır. Dolgu alanının

uzunluğu, o günkü dökülen kapasite ile ölçülür yani dolgu yüksekliğine gelen bir günlük kapasitenin üzeri hemen kapatılır.

Arazinin hendek kazılmasına müsait olmadığı veya buna ihtiyaç bulunmadığı hallerde alan metodu uygulanır. Çöpler uzun ve dar şeritler halinde 30-60 cm kalınlıkta araziye serilir ve sıkıştırılarak 2-3 m yüksekliğe kadar depo edilir.  eritlerin boyları, genelde bu yüksekliğe günün sonunda eri ilecek şekilde planlanır. Günün sonunda depolanan sıkıştırılmış çöp yığınının üzerine 20-30 cm. kalınlıkta toprak tabakası örtülür. Doldurma operasyonu genellikle daha önce inşa edilen toprak bir seddenin dibinden ba lar ve sıkıştırılarak sedde yüksekliğine kadar devam eder. Sıkıştırılan   pler 6 m geni li inde şeritler halinde yükselir.  zeri toprakla  rt l rek sıkıştırılmış çöp yığınının hücre denir ve hücreler üst üste inşa edilerek planlanan seviyeye ulaşılır.

Vadi dolgusu metodunda, vadilerde düzenli depolamanın yapımından önce mevcut kuru veya sulu dereler, akarsular depolama alanının memba tarafından ba layıp mansap tarafında biten tünel veya menfezlerle   plerle teması kesilmelidir. Menfez veya tüneller yeraltı suyu ve çöp sızıntı sularına karşı iyice yalıtılmalıdır. Vadi metoduyla çalışırken bütün çalışma bölgesi ya ı  ve akış sularına karşı çevresel hendeklerle donatılmalı, ya ı  sularının   plerle teması kesilmeli, gerekli hallerde pompalarla sular çalışma dışına aktarılmalıdır.

Su seviyesinin az veya yüksek olduğu atık depolama yapılacak yerlerde rampa metodu uygulanır. Burada hücreler daha kalın ve uzun olarak; alan metodundaki uzunluktan daha kısadır.

2.3.2 Katı atık depo sahalarının çevresel etkileri

Katı atıkların düzenli depolanması bazı dezavantajları ortadan kaldırmış olsa da, gaz ve sızıntı suyu oluşumu gibi problemlerle kar ıla ılmaktadır. Bu problemlerin sa lı a 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, 1997, Cossu, 1989) Bu etkilerden bazıları aşağıda açıklanmıştır.

Yangın ve Patlama Riski

Metan muhtevası bakımından zengin olan depo gazı enerji kazanımı için elverişli olmasına rağmen, u uculu u, havayla birlikte patlayıcı özelliğe sahip karışımlar oluşturması ve difüzyon ve adveksiyon yoluyla depo sahasından uzaklaşma eğilimleri bu amaçla kullanılmasında bir engel olu urmaktadır. Difüzyon gazın, depo gövdesinde üniform bir

konsantrasyon dağılımı oluşturmasına sebep olan fiziksel bir proses olduğundan, gaz, ylıksek konsantrasyona sahip b3lgeden daha d3şlk konsantrasyonlu b3lgeye hareket eder. Adveksiyon, gazın ylıksek basınca sahip b3lgeden daha d3şlk basınçlı b3lgeye hareket etmesi olayıdır. Depo gazı depo sahasından dışarı çıkabileceği yollardan geçerek sahayı terk eder. Sahadan ayrılan gaz, depo sahasına yakın binalara ve yeraltı tesislerine girer. Toprağın karakteristiklerine bağlı olarak gaz, depo sahasından çok uzaklara ulaşabilir.

Bitki 3rt3s3ne Etkisi

Depo sahaları kapatıldıktan sonra park, golf sahası, k3lt3rel alanlar ve bazen de ticari alanlar olarak kullanılırlar. Gazların depo sahasındaki veya civardaki bitki 3rt3s3ne zararları 3ncelikle k3k b3lgesindeki oksijen eksikliğinden kaynaklanmaktadır. Gaz kontrol 3l3mlerinin olmadığı durumlarda, depo gazı konsantrasyon ve basınç gradiyentlerine bağlı olarak yukarı doğru hareket edebilir ve depo 3rt3s3nden geçerek atmosfere ulaşabilir. Bu olaylar sırasında oksijen yer değiştirir ve bitki k3kleri, depo gazının en 3nemli iki bileşeni olan metan ve karbondioksitde ylıksek konsantrasyonlarda maruz kalırlar.

Direkt olarak metana maruz kalmak bitki b3y3mesini etkilemeyebilir. Anaerob ortamda metanın oksidasyonu oksijen eksikliğini etkileyen bir diğer fakt3rd3r. Oksijen t3knetimi; $CH_4 + 2O_2 \Rightarrow CO_2 + 2H_2O + ısı$ denklemine uygun olarak gerçekleşir. Metanın oksidasyonu sırasında açığa çıkan ısı toprak sıcaklığının artmasına yol aarak bitkinin havasız kalmasına sebep olur. Depo gazı ve metanın oksidasyonundan açığa çıkan karbon dioksit de ylıksek konsantrasyonlarda (%30-45) bitkinin gelişimine zarar verebilir. Depo sahalarında bitkilerin gelişmesini engellediği belirtilen diğer fakt3rler, depo gazında eser miktarda toksik bileşik bulunması ve kalınlık, bileşim, sıkışma ve nem gibi 3rt3 toprağı karakteristikleridir.

Yeraltı Suyu Kirliliği

Sızıntı suları depo sahasının tabanına veya geçirimsiz bir tabakaya ulaştığında, buralardan geçebileceği bir yol bulmaya çalışır. B3yle durumlarda ve sızıntı suyu toplama sistemlerinin mevcut olmadığı durumlarda, sızıntı suları depo sahasının tabanındaki akiferlerin kirlenmesin yol açar. Sızıntı suyunda olduğu gibi ylıksek konsantrasyonlarda karbondioksit içeren depo gazları da, bu gazın ylıksek 3z3n3rl3ėe sahip olmasından dolayı yeraltı suyunu 3nemli derecede kirletme potansiyeline sahiptir. Ayrıca depo gazındaki eser miktardaki toksik gazların da hava ve doymamış g3zenekli ortamdaki hareketi ciddi zararlar verebilmektedir.

İstenmeyen Kokular

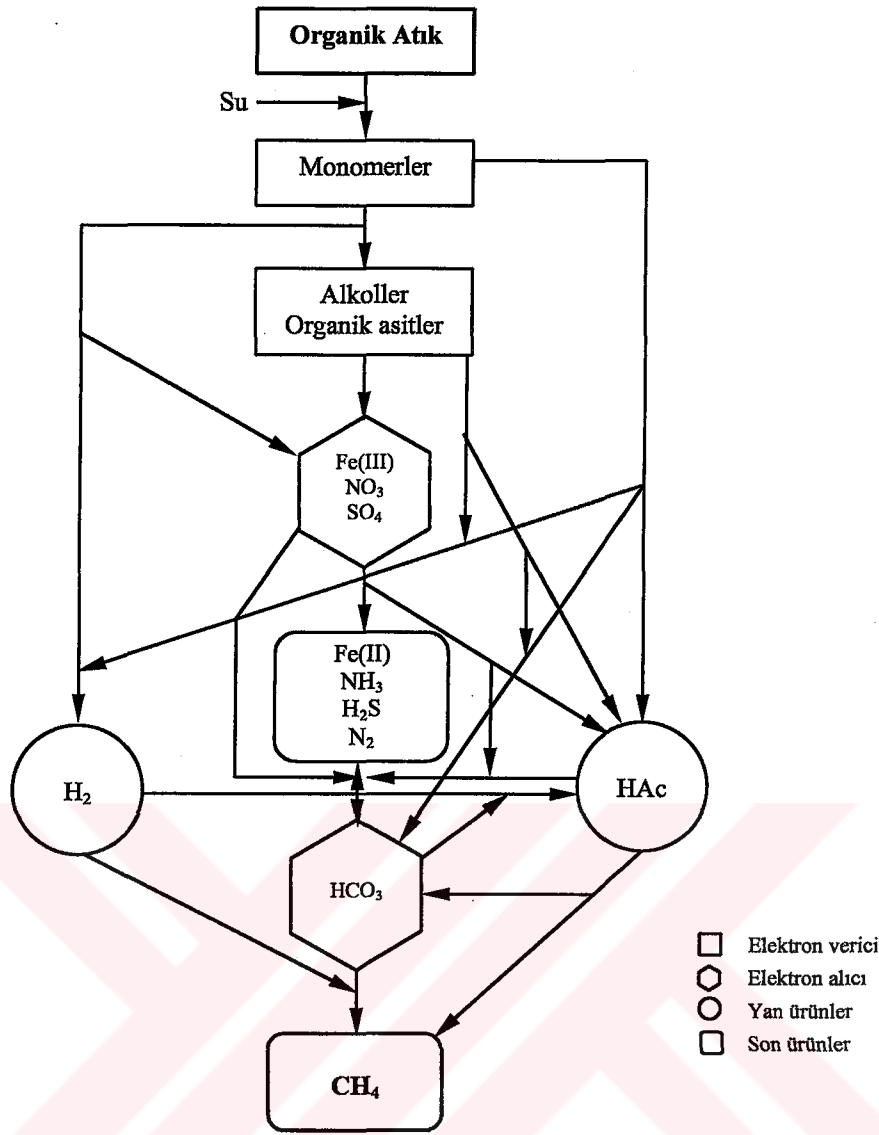
Kokular, genellikle atmosfere yayılan depo gazı içerisinde, düşük konsantrasyonlarda kokuya yol açan bileşenlerin (esterler, hidrojen sülfid, organosülfürler, alkilbenzenler, limonen ve diğer hidrokarbonlar) bulunmasından kaynaklanmaktadır. Depo gazının kokuya sebep olan yapısı, gaz içerisinde kokuya yol açan bileşenlerin konsantrasyonlarına bağlı olarak çok geniş aralıklarda değişebilir. Kokuların depo sahası sınırlarının dışına çıkması öncelikle hava şartlarıyla (rüzgar, sıcaklık, basınç, nem) yakından ilgilidir.

Global Isınma

Depo sahalarından çıkan metan ve karbon dioksit emisyonları global ısınmaya veya sera etkisine sebep olurlar. Metanın global ısınmaya neden olması daha fazla dikkat çekmektedir, çünkü moleküler ölçekte karbondioksitten 20-25 kat daha fazla etkiye yol açmakta ve infrared radyasyonu tutmada daha etkili olmaktadır. Diğer gazlara nazaran (örneğin karbondioksit) atmosferde kalma süresi daha uzundur. Atmosferdeki metan konsantrasyonlarının son yıllardaki artışı, global metan kaynaklarının karakterizasyon çalışmalarının daha kapsamlı yapılması zorunluluğunu ortaya çıkarmıştır.

2.3.3 Katı atık depo sahalarında katı atıkların ayrışma prosesleri

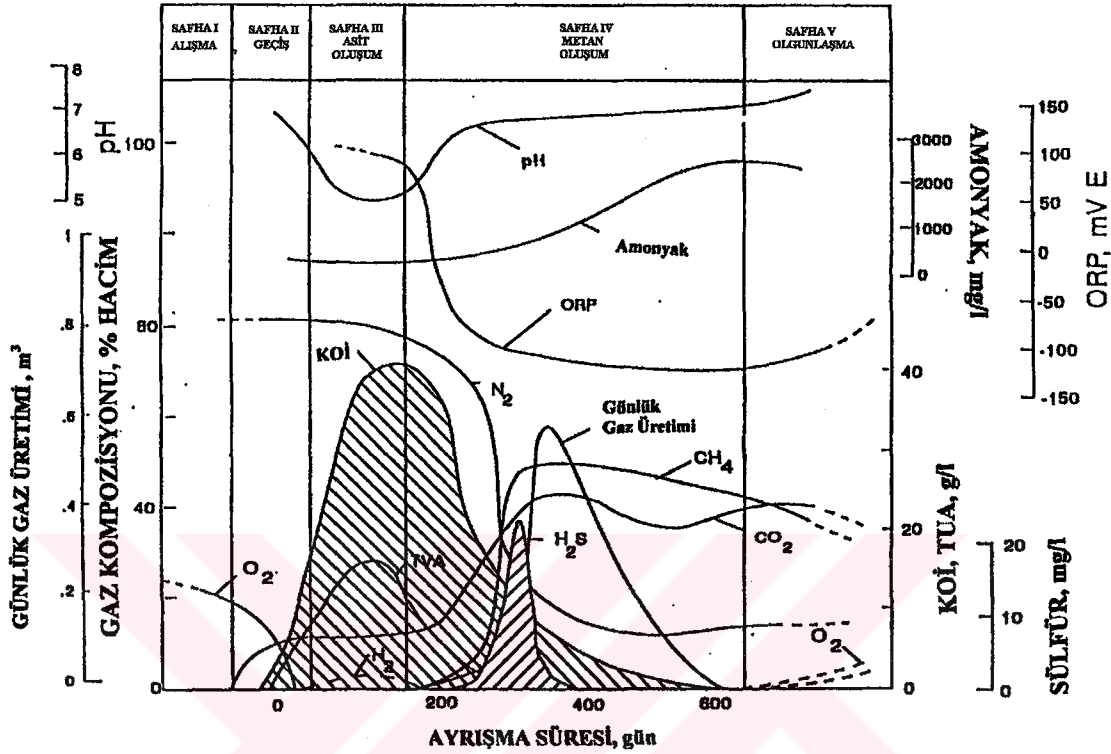
Katı atık depo sahası, temel giriş maddelerinin katı atık ve yağmur suyu, başlıca çıkış elementlerinin ise depo gazı ve sızıntı suyu olduğu bir biyokimyasal reaktör olarak düşünülebilir. Katı, sıvı ve gaz fazının bir arada bulunduğu bir çeşit reaktör olan depo sahalarında sıvı faz, çözünmüş veya askıda organik maddeleri ve katı fazdan gelen inorganik iyonları içerir. Gaz fazı ise genellikle karbon içeriklidir. Depo sahalarında katı atıkların ayrışması anaerob şartlar altında gerçekleşir. Biyoreaktör depo sahalarında atıkların nihai ürünlere dönüşümü Şekil 2.1’de verilmiştir (Pohland and Kim, 1999).



Şekil 2.1 Katı atık depo sahalarında atıkların nihai ürünlere dönüşümü

Depo sahalarında atıkların stabilizasyon işlemleri, fiziksel (absorbsiyon, filtrasyon, seyrelme ve dispersiyon), kimyasal (hidroliz, adsorbsiyon/desorbsiyon, asit baz etkileşimi, çökme, iyon değiştirme, kompleks oluşumu) ve biyolojik (aerobik ve anaerobik ayrışma) işlemlerle yürütülmektedir. Fiziksel işlemler atığın su muhtevası ile yakından ilgilidir. Depo sahalarında, atıklar alan kapasitesine (atıkların ulaşabileceği minimum su muhtevası) ulaşırken, basınç gradyanının bir sonucu olarak atık partiküllerinin çözünmesi ve konsantrasyon gradyanının sonucu olarak da seyrelme meydana gelmektedir. Atıkların su muhtevası artırıldığında fiziksel proseslere bağlı olarak çözünme hızlanmaktadır. Depo sahalarında atıkların stabilizasyonunda fiziksel ve kimyasal prosesler etkili olmasına rağmen atıkların biyolojik ayrışması en önemli prosestir.

Katı atık depo sahalarında depolanan atıkların ayrışması beş safhada incelenebilir. Sızıntı suyu ve depo gazı özellikleri her safhada meydana gelen farklı mikrobiyolojik aktivitenin sonucu olarak değişim göstermektedir. Sızıntı suyu ve depo gazı bileşenlerinin ayrışma safhalarındaki değişimi Şekil 2.2’de verilmiştir.



Şekil 2.2 Atıkların ayrışma fazları

Atıkların ayrışması esnasında her safhada meydana gelen değişimler aşağıda özetlenmiştir;

I. Safha (Aerob safha)

Depo sahalarında, oksijenin açık havadan difüzyonla ve yağmur suyundan temin edildiği üst tabakada meydana gelen aerob ayrışma, hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi safhalarından oluşan anaerob ayrışma olmak üzere iki tip ayrışma fazı vardır. Katı atık depo sahalarındaki ayrışmanın temelini anaerob ayrışma teşkil etmektedir. Çöp depo sahalarında enzim reaksiyonları vasıtasıyla metan gibi metabolik ürünler üretilmesi sebebiyle, bu sahalar bir biyoreaktöre benzetilmektedir. Depo sahasında mikrobiyal aktivite sonucu gerçekleşen biyokimyasal reaksiyonların hızı atıkların çürüme süresini belirler. Atıkların nem muhtevası, sıcaklığı, yoğunluğu, ve kompozisyonu bozunma sürecini etkileyen başlıca parametrelerdir. Atıkların fermentasyonu sonucu oluşan başlıca nihai ürünler uçucu yağ asitleri, CO₂ ve

CH₄'dır. Depo sahasında metan oluşumunu etkileyen faktörler; sıcaklık, çöpün su muhtevası, pH/alkalinite, oksijen, hidrojen, sülfat, nütrientler ve inhibitörlerdir. Yüzey alanı/hacim oranı düşük olan büyük partiküller küçük partiküllere göre daha yavaş hidroliz olurlar. Her bileşenin ayrışma hızı farklı olduğundan kompleks ve heterojen atıkların ayrışması birinci mertebe reaksiyon kinetiğine uymaktadır (Gujer ve Zehnder, 1983).

Ilıman iklimlerde depo gövdesinin sıcaklığı organik maddelerin ayrışma hızına ve depolama derinliğine bağlı olarak 45 °C'ye kadar çıkabilir. Ancak, ılıman bölgelerdeki az sayıda depo sahası bu yüksek sıcaklıkta belli bir süre kalabilir (Lisk, 1991). Ayrışmanın stabil metan safhasına ulaşmasında gecikme olmaması ve sızıntı suyunun uçucu yağ asiti konsantrasyonundaki artışı kontrol etmek için bu faktörler optimize edilmelidir.

Atıkların maruz kaldığı ilk ayrışma şekli olan aerobik ayrışma depo sahası içerisinde sınırlı miktardaki oksijen tükenene kadar süren ve atık ayrışımı için yüksek miktarda oksijen gerektiren bir fazdır. Depo sahalarında aerobik ayrışma fazı oksijenin açık havadan difüzyonla ve yağmur suyundan temin edildiği üst tabakada meydana gelir. Bütün aerobik proseslerin olduğu bu üst tabakada proteinler aminoasitlere indirgenir. Bunlardan da CO₂, su, nitrat ve sülfatlar oluşur. Atığın organik kısmının büyük bir bölümünü oluşturan selüloz basit temel enzimlerle glikoza, glikozda bakteriler tarafından CO₂ ve suya dönüştürülür. Karbonhidratlar ise CO₂, su ve yağ asitlerine hidrolize olan yağlara, gliserin ve daha basit katabolik parçalara ve alkalilere dönüştür. Depo sahasının içerisindeki oksijenin azlığı ve katı atıkların organik içeriğinin çok fazla olması, bu fazın genelde hızlı ve kısa sürmesinin sebeplerindendir. Bu safhada önemli miktarda ısı açığa çıkar ve deponun sıcaklığı çevre sıcaklığının üzerindedir. (McBean vd., 1995). Sıcaklığın yükselmesi çözünebilir tuzların sızıntı suyuna karışmasını sağlar.

II. Safha (Geçiş safhası)

Depo ortamındaki oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu uçucu yağ asiti, CO₂ ve H₂ üretimi gerçekleşir. Depo sahasında oluşan biyogazın başlıca bileşeni CO₂'dir, metan ve H₂'nin oranı daha düşüktür. Bu safhada 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 özelliktedir ve pH değeri 5-6 civarındadır. Sızıntı suyunun bu doğal agresif yapısı atık içerisindeki demir, mangan, çinko, kalsiyum ve magnezyum gibi inorganiklerin çözünerek yüksek konsantrasyonlarda sızıntı suyuna taşınmasına ve sızıntı

suyunun iyonik gücünün artmasına sebep olur. Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500-2000 mg/l gibi yüksek konsantrasyonlarda NH_4^+ -N içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermentasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu zamanla azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür. 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 bakteriyal popülasyonun değiştiği söylenebilir. Bu safhanın sonunda sızıntı suyunun KOİ 'si ve UYA'leri ortamda bulunabilir (Reinhart and Al-Yousfi, 1996).

III. Safha (Asit oluşum safhası)

Metan bakterilerinin yavaşça gelişmesiyle birlikte ikinci anaerobik safha başlar. Biyogazın hidrojen ve karbondioksit bileşimi düşerken, metan bileşimi artar. Uçucu yağ asiti konsantrasyonu azalmaya başlar. Sülfat indirgenmesi sebebiyle SO_4^{2-} konsantrasyonu düşer. Uçucu yağ asiti kullanımı ile birlikte pH ve alkaliniteadaki 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).

IV. Safha (Metan oluşum safhası)

Bu safha stabil metan üretimi ile karakterize edilir (gazın kompozisyonu ve üretim hızı sabittir). Sızıntı suyunun organik madde konsantrasyonunda ani bir azalma gözlenir (Stegmann ve Spendlin, 1986). Biyogazın hacimce % 50-65'i metandır. Metanojenik aktivite sebebiyle uçucu yağ asiti ve H_2 konsantrasyonu düşüktür. Metan bakterileri zorunlu anaerobiktir ve nötr pH (6.6-7.3) değerlerinde faaliyetleri maksimuma ulaşır. Uçucu yağ asitleri ve diğer organik maddeler karbondioksit ve metana dönüştürülür. Uçucu yağ asitleri en düşük seviyelerindedir. Atıkların orijinine (kağıt, mutfak atıkları gibi) bağlı olarak gaz üretiminde salınımlar gözlenebilir.

V. Safha (Olgunlaşma)

Bu safhada, substrat yokluğu sebebiyle bakteriyal 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.

Bu idealleştirilmiş çürüme safhası homojen bir atık hacmi için geçerlidir. Gerçekte çürüme safhası; çöp yığınlarının yaşının ve kompozisyonun değişmesi sebebiyle daha kompleks davranabilir. Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir.

Depo sahalarının stabilizasyonu esnasında oluşması muhtemel reaksiyonların termodinamiği Çizelge 2.4'de verilmiştir (Pohland and Kim, 1999).

Çizelge 2.4 Katı atık depo sahalarında atık stabilizasyonu esnasında teşekkül eden redoks reaksiyonları (25°C, 1 atm, pH=7 , 1kg/mol)

	Yükseltgenme (elektron alıcı reaksiyonlar)	ΔG° (KJ)
Kaproat → Propiyanat	$CH_3(CH_2)_4COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + H^+ + 2,5H_2$	+48,3
Kaproat → Asetat	$CH_3(CH_2)_4COO^- + 4H_2O \rightarrow 3CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+96,7
Kaproat → Bütirat+Asetat	$CH_3(CH_2)_4COO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3(CH_2)_2COO^- + CH_3COO^- + H^+ + 2,5H_2$	+48,4
Propiyanat → Asetat	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76,1
Bütirat → Asetat	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+48,1
Etanol → Asetat	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+9,6
Laktat → Asetat	$CH_3CH(OH)COO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$	-4,2
Asetat → Metan	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31,0
	İndirgenme (elektron verici reaksiyonlar)	
$HCO_3^- \rightarrow$ Asetat	$HCO_3^- + H^+ + 4H_2 \rightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$	-104,6
$HCO_3^- \rightarrow$ Metan	$HCO_3^- + H^+ + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-135,6
Sülfat → Sülfid	$SO_4^{2-} + H^+ + 4H_2 \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151,9
	$CH_3COO^- + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow 2HCO_3^- + H_2S$	-59,9
Nitrat → Amonyak	$NO_3^- + 2H^+ + 4H_2 \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	-599,6
	$CH_3COO^- + NO_3^- + H^+ + H_2O \rightarrow 2HCO_3^- + NH_4^+$	-511,4
Nitrat → Azot gazı	$2NO_3^- + 2H^+ + 5H_2 \rightarrow N_2 + 6H_2O$	-1120,5

2.3.4 Katı atık depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler

Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen temel faktörler oksijen, hidrojen, pH ve alkalinite, sülfat, nutrientler, sıcaklık ve nem muhtevasıdır. Çizelge 2.5’de söz konusu faktörler ile ilgili yapılan çalışmalara yer verilmiştir (Yuen,1999).

Çizelge 2.5 Depo sahalarında ayrışmayı etkileyen faktörler

Etkileyen Faktör	Kriter/Yorum	Referans
Nem	Optimum nem içeriği : %60 ve üzeri	Pohland,1986 ; Rees,1980
Oksijen	Metan oluşumu için optimum redoks potansiyeli; -200mV -300mV (-100m. Altta)	Farquar & Rovers,1973 Christensen&Kjeldsen,1989 Pohland,1980
pH	Metan oluşumu için optimum pH ; 6-8 6,4-7,2	Ehrig,1983 Farquar & Rovers,1973
Alkalinite	Metan oluşumu için optimum alkalinite; 2000 mg/L Metan oluşumu için maksimum organik asit konsantrasyonu,300mg/L Metan oluşumu için maksimum asetik asit/alkalinite oranı; 0.8	Farquar & Rovers,1973 Farquar & Rovers,1973 Ehrig,1983
Sıcaklık	Metan oluşumu için optimum sıcaklık; 40° 41° 45 34-38°C	Rees,1980 Hartz et al.,1982 Matta-Alvarez et al.,1986
Hidrojen	Asetik asit oluşumu için hidrojenin kısmi basıncı; < 10 ⁻⁶ atm.	Barlaz et al.,1987
Nütrientler	Bölgesel heterojenlikler hariç çoğu depo sahasında yeterli miktarda nütrient mevcuttur.	Christensen&Kjeldsen,1989
Sülfat	Sülfat artışı metan oluşumunu engeller	Christensen&Kjeldsen,1989
İnhibitörler	İnhibisyon oluşturan katyon konsantrasyonları (ppm); Sodyum 3500-5500 Potasyum 2500-4500 Kalsiyum 2500-4500 Magnezyum 1000-1500 Amonyum (toplam) 1500-3000 Ağır metaller; Depo sahalarında önemli bir etkisi yoktur. Organik bileşikler; Önemli miktarlarda yalnızca engelleyici etkisi vardır	McCarty&McKinney,1961 Ehrig,1983 Christensen&Kjeldsen,1989

2.3.4.1 Atık bileşenleri

Kentsel katı atıkların muhtevastındaki organik bileşenler hızlı ayrışabilen, zor ayrışan ve ayrışamayan organikler olarak sınıflandırılabilirler. Şekerler, nişasta, yağlar ve proteinler hızlı ayrışabilen organik maddelerdir. Bu tür atıkların fazlalığı anaerobik ayrışmanın ilk safhasında organik asitlerin fazla oluşmasının etkisi ile ortamın pH'sını düşürür ve depo sahasının doğal tamponlama kapasitesini aşarak metan oluşumunu geciktirebilir. Selülotik maddeler gibi daha kompleks bileşenlerin ayrışması oldukça yavaştır.

2.3.4.2 Nutrientler

Azot, Fosfor ve eser elementler gibi nutrientler mikrobiyal aktiviteyi etkileyen en önemli faktörlerdendir. Biyolojik proseslerde mikroorganizmaların yeni hücre sentezi yapabilmeleri ve büyüebilmeleri için besi maddelerine ihtiyaçları vardır. Etkili çürüme performansına ulaşabilmek için nütrientler yeterli miktarda bulunmalıdır. Anaerobik arıtma için gerekli en önemli nütrientler azot ve fosfordur. Hücresinin ampirik formülü $C_5H_7NO_2$ olarak kabul edilirse bakteri hücrelerinin yaklaşık %12'si azot ve %1,5'u fosfordur. Temel besi elementleri olan azot ve fosfor toplam KOİ'nin %1-1,15'i kadar olduğu zaman yeterli olmaktadır. Anaerobik arıtma için KOİ/N/P oranı 300/7/1 ise atık suyun organik madde ve besi maddesi açısından dengeli olduğu kabul edilir. Bu oran yüksek yüklemelerde 400/7/1 civarında, düşük yüklemelerde 1000/7/1 olarak uygundur.

Anaerob mikroorganizmalar için gerekli mikronutrientlerden sülfür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, demir, çinko, bakır, kobalt, molibden ve selenyum depo sahalarında bulunmaktadır. Ancak eser elementler gereken standartların üzerinde olması durumunda inhibisyon etkisi oluşturabilirler. Yeni teşekkül etmiş anaerob bakteriler azot ve fosfor gibi besi maddelerinin çok az bir kısmını bünyelerine aldıklarından, anaerob sistem için gerekli olan nutrient miktarı aerob sisteme nazaran daha azdır. Anaerob 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 anaerob ayrışma prosesinde kısıtlayıcı besi maddesidir.

2.3.4.3 Toksik bileşenler

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. Sülfat, uçucu yağ asitleri, ağır metaller, kalsiyum, sodyum, potasyum, amonyak ve klorlu organik bileşenler yüksek konsantrasyonlarda bulundukları takdirde anaerobik ayrışma için toksik etki yapabilirler.

2.3.4.4 Nem muhtevası

Atıkların nem muhtevası depo ortamında ayrışmayı gerçekleştiren mikroorganizmaların aktivitesi için gerekli olan en önemli bileşendir. Birçok araştırmacı yaptıkları çalışmalarla atıkların nem muhtevasının artmasıyla birlikte gaz oluşum hızının arttığını göstermişlerdir (Yuen, 1999). Depo ortamındaki atıkların su içeriği reaksiyonları olumlu yönde etkilemekte ve ayrışma ürünlerinin taşıyıcısı olarak işlev görmektedir. Su hem sızıntı su bileşimini hem de depo gazı oluşumunu etkilemektedir (Yuen, 1997).

Depo gövdesinde bulunan organik maddelerin mineralizasyonu, su miktarının azlığı ve kolay ayrışabilir organik madde içeriğinin fazla olması nedeni asidik fazda kalabilir.

Yüksek su muhtevasının, anaerobik ortamın gelişmesi, ısı transferi ve substrat difüzyonu üzerinde olumlu katkıları vardır. Birim katı atık başına oluşan biyogaz üretimi ile nem oranı arasında logaritmik bir ilişki vardır. Steyer vd. (1999), nem oranının %20-70 arasında olması halinde günlük gaz üretiminin aşağıdaki formül ile modellenebileceğini belirtmişlerdir:

$$y = 0.024 \times e^{(0.15 \times \%H_2O)} \quad (2.1)$$

y:cm³ biyogaz/kg katı atık-gün

Depo sahasında metan üretiminin optimize edilebilmesi için atıkların suya doymun olması gerekir. Diğer taraftan depo sahasının yüzeyden beslenmesi, metan üreten bakterilerin aktivitelerini yüksek konsantrasyonlarda uçucu yağ asiti sebebiyle direk ya da pH'yı düşürerek azaltabilir ve önemli miktarda sızıntı suyu oluşmasına sebep olabilir.

Su muhtevası depo sahası stabilizasyonunu etkileyen en önemli faktörlerden olup, yüksek su muhtevası anaerobik aktiviteyi hızlandırır. Depo sahalarında sızıntı suyu geri devri ile depo gövdesinin su muhtevası artırılarak atık stabilizasyonu artırılabilir (Pohland, 1980, Townsed, et al., 1996, Reinhart and Al-Yousfi, 1996)

2.3.4.5 Atık sıcaklığı

Biyolojik proseslerde mikrobiyal faaliyeti etkileyen en önemli çevresel faktörlerden birisi de sıcaklıktır. Mezofilik mikroorganizmalar için optimum sıcaklık aralığı 30-40 °C ve

termofilik olanlar için 50-70°C'dir. Anaerobik biyolojik ayrışma için optimum sıcaklık 30-40 °C'dir. Depo sahalarında sıcaklık parametresi, kimyasal çözünürlüğü de etkilemektedir. Depo sahalarında anaerob ayrışma işlemi sıcaklığa bağlı olarak değişir. Mikrobiyal reaksiyon hızları farklı sıcaklıklarda değişmekle birlikte çok düşük ya da çok yüksek sıcaklıklarda durur. Anaerob ayrışmada başlıca iki sıcaklık aralığı vardır. Bunlar mezofilik (yaklaşık 35 °C) ve termofilik (yaklaşık 55 °C) sıcaklık kademeleri olarak adlandırılır. 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. Hartz, (1982) çeşitli depo sahalarında 21°C ile 48°C arasında metan oluşumu üzerinde sıcaklığın etkisini araştırmışlar ve metan oluşumunun 41°C de optimum düzeyde olduğunu 48-55°C de ise reaksiyonun durduğunu tesbit etmişlerdir.

2.3.4.6 pH ve Alkalinite

Depo sahalarında uygun pH değerleri, mikroorganizmaların faaliyeti için oldukça önemlidir. Bakterilerin çoğu hidrojen (H^+) ve hidroksil (OH^-) iyonlarına karşı oldukça hassastırlar. Aşırı organik asit oluşumundan kaynaklanan düşük pH değerleri, metan bakterilerinin faaliyetlerinin durmasına neden olmaktadır. Birçok mikroorganizma türünün yaşamı için pH aralığı 6-9 iken optimum pH değeri 6.4-7.2 değerleri arasındadır (Kotze, et al., 1969). $pH > 8$ için aktivitenin aniden düşmesi ortamdaki serbest (iyonize olmamış) NH_3 miktarıyla da ilgilidir.

Anaerobik proseslerde optimum pH aralığının 6.7-7.6 olduğu kabul edilmektedir. Organik maddelerin anaerobik olarak nihai ürünlere dönüşümü birden fazla bakteri türü tarafından gerçekleştirilir. Bu türlerin içerisinde pH'a karşı en hassas tür metan bakterileridir.

Anaerobik reaktörlerde organik yük çok arttığında ya da sıcaklık düştüğünde asit üreten bakterilerin ürettiği uçucu yağ asitlerinin metan bakterileri tarafından tüketilme hızı yavaşlar ve akabinde pH düşmeye başlar. Eğer sistemin tamponlama kapasitesi yeterli değilse, pH mikroorganizmalar için istenmeyen seviyeye kadar düşer ve sonuçta metan üretimi azalır ya da durabilir.

Alkalinite sistemin, anaerob ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi durdurabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Evsel atıksu çamurunun anaerob ayrışması için gerekli toplam alkalinite değeri 2000-3500 mg/l $CaCO_3$ olarak belirlenmiştir (Kotze, et al., 1969).

2.3.4.7 Oksijen

Anaerob bakterilerin kararlılığının sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile anaerob arıtma sürecini olumsuz yönde etkilemektedir. Bu yüzden NO_3 , H_2O_2 , SO_4 , vb. gibi maddeler bakteri yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Oksijene karşı oldukça duyarlı olan metan bakterilerinin -330 mV'ın altında bir redoks potansiyeline ihtiyaçları vardır. Oksijen depo sahalarında atık içerisine atmosferden difüzyon yolu ile girer. Hemen ardından depo sahasının üst bölgelerinde 1 m. den daha az kısmında yer alan aerob bakteriler tarafından hızlı bir şekilde tüketilir (Christensen and Cossu, 1998). Depo sahalarındaki, gaz toplama sistemlerine karşı depoya giren atmosferik hava kuvvetleri önemli bir vakumun oluşmasına sebep olabilir. Bunun neticesinde atık kütlesi içerisinde aerob bölgenin artmasıyla bu tabakalarda metan oluşumu engellenmiş olur. Metan bakterileri, oksijen girişiyle tamamiyle yok olmaz. Oluşan aerob bölgelerde anaerob ortamların varlığı bu ortamlarda metan bakterilerinin hayatta kalabilmesinin temel sebeplerindendir.

2.3.4.8 Amonyak

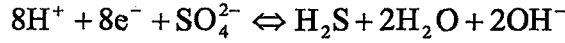
Anaerobik ayrışma ürünü olan amonyum; protein, üre ve aminoasit içeren organik maddelerin hidrolizi sonucu açığa çıkar ve sulu çözeltilerde ortamın pH'sına bağlı olarak iyonlaşmış (NH_4^+) veya iyonlaşmamış (NH_3) halde bulunabilir. Amonyumun inhibisyon etkisi pH'ın artmasıyla artan serbest amonyak miktarıyla oluşur. Anaerobik arıtmanın asidik safhasında, 4000-5700 mg/l seviyelerindeki NH_4^+ konsantrasyonu, asit üreten bakterilerin faaliyetlerini etkilemezken, bu şartlar altında metan üreten bakterilerin aktivitelerinde 56%'lık bir düşüş meydana gelmektedir (Speece, 1996). Amonyak konsantrasyonu 200-1000 mg/l mertebelerinde anaerobik prosesler için herhangi bir olumsuz etkiye sebep olmazken, yüksek pH'da 1500-3000 mg/l konsantrasyonlarda anaerob bakteriler için inhibisyon etkisi vardır. Konsantrasyon 3000 mg/l'yi aştığında toksik etki yapmaktadır. (Pohland et al., 1992).

2.3.4.9 Sülfat

Sülfat anaerob 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. İnorganik yapıdaki SO_4^{2-} ve

organik sülfür bileşiklerinin anaerobik ortamda sülfüre indirgenmesi anaerobik proseslerde inhibisyona sebep olabilmektedir. Toplam sülfürün ($H_2S + HS^- + S^{2-}$) inhibisyona sebep olduğu zararlı konsantrasyon 100 mg/l'dir (Speece, 1996). Özellikle pH<6.5 ise sülfür inhibisyonu artmaktadır. Bu mikroorganizmalar sülfatları indirgerken birçok bileşiğin hidrojen kaybetmesine sebep olarak kendileri için lüzumlu enerjiyi buradan çıkarmaktadırlar.

Atıksuda SO_4^{2-} ve SO_3^{2-} bulunması durumunda aşağıdaki biyokimyasal reaksiyonlar meydana gelir.



Burada; 96 gr SO_4^{2-} 64 gr KOİ'ye eşdeğerdir. 1.5 gr SO_4^{2-} indirgenmesi 1 gr KOİ'ye eşdeğerdir. Teorik olarak sülfatın tam indirgenmesi KOİ/ SO_4^{2-} oranının 0.67'yi geçtiği durumlarda oluşur. Tam sülfat indirgenmesinin sağlanabilmesi daha yüksek KOİ/ SO_4^{2-} oranlarını gerektirir ve bu oran 1-3 arasında olduğunda sülfat indirgenmesinin gerçekleştiği belirlenmiştir (Henry and Prasad, 2000).

Sülfatların indirgenmesi sonucu oluşan H_2S metan bakterileri için toksik olabilir. Pratikte KOİ/ SO_4^{2-} oranının 7-10'dan düşük değerlerinde önemli miktarda inhibisyon gerçekleşebilir (Vavilin vd., 1995). 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.

2.4 Depo Sahalarında Atık Stabilizasyonu Hızlandırma Teknikleri

Atıkların ayrışmasının ve stabilizasyonunun hızlandırılması için depo sahalarına giren atıkların kontrolü, atıkların öğütülmesi, atık sıkıştırma oranı, tampon ilavesi, evsel çamur ilavesi, enzim ilavesi ve sızıntı suyu gevri deri ile ilgili birçok çalışma yapılmış ve bu çalışmaların sonunda bu tekniklerin atık stabilizasyonu üzerinde olumlu ve olumsuz yönleri belirlenmiştir. Aşağıda bu tekniklerden kısaca bahsedilmiştir.

2.4.1 Atık kontrolü

Bu konuda yapılan araştırmaların sonuçları atıkların farklı bileşenlerinin nem, substratın ayrışabilirliği ve inhibitörlerin varlığı gibi özelliklerinden dolayı ayrışma süreci üzerinde olumlu ve olumsuz etkilere sahip olabileceğini göstermiştir (Farquar, 1988, Yuen, 1999).

Örneğin mutfak ve bahçe atıkları gibi kolay ayrışabilen organik maddelerin fazla olduğu atıklar depolandıktan sonra yoğun bir şekilde oluşan organik asitler metan üretimini geciktirebilir. Ayrıca zor ayrışan sentetik organiklerin ayrışması da uzun sürer. Depolanan atıkların muhteviyatında yüksek sülfat içeren atıkların (örneğin kül, hafriyat atıkları gibi) varlığı metan üretimi üzerinde olumsuz etkiye sahip olabilir.

2.4.2 Atıkların öğütülmesi

Bu işlem daha ziyade ilave dapolama hacmi sağlamak için yaygın bir şekilde kullanılmasına rağmen, atıkların ayrışmasını hızlandırmak amacıyla da kullanılmaktadır. Atıkların öğütülmesinin faydaları, hacim azaltma ve karıştırma ile atığın homojenizasyonunu artırmak, biyolojik ayrışma için atıkların özgül yüzeyini artırmak ve atıkların nem dağılımını homojen hale getirmektir. 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.

2.4.3 Atıkların sıkıştırılması

Düzenli depo sahalarında depo sahasının optimum şekilde kullanımını sağlamak ve depolama kapasitesini artırmak maksadıyla atıklar sıkıştırılır. Yüksek su muhtevasına sahip atıklar depolandığında, sıkıştırma sonucu, substrat ve bakterilerin teması ve nutrientlerin dağılımı sağlanır.

2.4.4 Evsel çamur ilavesi

Bir depo sahasında kentsel katı atıklarla evsel arıtma çamurlarının birlikte bertarafı, atıkların nem dağılımı, ayrışma için nutrient temini ve anaerobik mikroorganizmaların gelişimi üzerinde olumlu katkılar sağlayabilir. Depo sahalarına ilave edilen septik tank çamurları depo ortamında pH düşüşüne sebep olur ve depo sahasının doğal tamponlama kapasitesini aşabilir (Leuschner, 1989).

2.4.5 Enzim ilavesi

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 ilavesiyle hem asit oluşumu hem de metan oluşumunu optimize ettiğini göstermiştir.

2.4.6 Tampon ilavesi

Henüz dengede olmayan bir katı atık depo ortamında organik asitlerin oluşumu metan üreten bakterilerin gelişimini engelleyebilir. Bu olumsuzluk depo sahasına tampon ilavesi ile giderilebilir.

2.4.7 Sızıntı suyu geri devri

Sızıntı suyunun depo sahası üzerine geri devrettirilmesi suretiyle depo sahaları anaerobik reaktör olarak kullanılmış olur ve organik kirleticiler ile metallerin etkili bir biçimde giderilmesi sağlanır. Bölüm-3’de, bu konu ile ilgili detaylı bilgi ve literatürdeki mevcut çalışmalara yer verilmiştir.

2.5 Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özelliği ve miktarı atıkların su muhtevasına, depolama esnasındaki sıkıştırma derecesine, çürüme safhasına ve mevsimlere göre önemli farklılıklar göstermektedir. Kimyasal ve biyolojik reaksiyonların gerçekleştiği depo ortamında, atıkların sıkıştırılması esnasında serbest hale gelen suların ve ayrışmanın nihai ürünü olan suların süzülmesi sonucu katı atıkların organik ve inorganik bileşenleri yıkanarak sızıntı suyuna karışır. Depolanan atıklar doyma kapasitesine ulaştığında, çöpün içerisinde mevcut olan organik maddeler, çözünmüş tuzlar, ağır metaller gibi kirletici maddeleri taşıyarak dışarı sızar. Atıkların stabilizasyon hızı sızıntı suyu bileşenlerini etkileyen en önemli parametrelerdendir.

Sızıntı suyu oluşumunu temel anlamda üç grupta toplamak mümkündür. Bunlar; depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışmalar sırasında oluşan sızıntı suyu, depo sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından oluşan sızıntı suyu ve depo sahası yüzeyine düşen yağışların, kontrol altına alınmamışsa, depo sahası kütlesinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyudur. Katı atık düzenli depo sahalarındaki sızıntı suyu miktarı; nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, yüzey suyu kontrolü, boşaltılan atığın nem muhtevası ve depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişir.

Depo sahasına yerleştirilmiş haldeki özgül ağırlığı $0.6-0.8 \text{ t/m}^3$ olan katı atıklarda, kuru ağırlığın %35'i kadar ilk neme sahip olması durumunda, önemli miktarda sızıntı suyu üretimi başlamadan önce, genellikle katı atıkta ton başına $0.16-0.27 \text{ m}^3$ su absorbe etme kapasitesi mevcuttur. Katı atıktaki ilk nem oranının kuru ağırlığının %35'inden fazla olması durumunda doyma noktasına çok daha çabuk ulaşıldığını göstermektedir. Bu şartlar altında, katı atığın nem tutma kapasitesinden yararlanılamaz ve böylece depo sahasının işletilmesi sırasında sızıntı suyu oluşumu geciktirilemez ve miktarı azaltılamaz.

Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun hacmi, mevsimlik değişimler ve çöpün içinde mevcut olan nem miktarına bağlıdır. Sızıntı suyu hacminin bir bölümünün yağış sularından, bir bölümünün de çöplerin sıkıştırılması esnasında mevcut nemin akışa geçmesinden oluştuğu kabul edilmektedir. Gelişmekte olan ülkelerde özellikle yaz aylarında çöpün kendi bünyesindeki nem miktarı yaklaşık %80 civarına çıkmaktadır. Bu yüzden de çöpün dökme ve sıkıştırılması sırasında ani olarak sıvı faza bir geçiş gözlenir (Farquar, 1980). Bu gibi yerlerde yaz aylarında yağış olmamasına rağmen çürük meyve ve sebzelerin depolanmasıyla sızıntı suyu miktarında artış gözlenir. Diğer yandan kış aylarında katı atıklarda yaklaşık %20 oranında bulunan küllün sızıntı suyunu adsorblaması bu suların azalmasına sebep olabilir.

Sızıntı suyu oluşumunu etkileyen faktörlerin başında mevsimlik değişim gelir. Bunun en büyük iki sebebi yağış miktarının çok olması ve özellikle de baharda karların erimesidir. Diğer taraftan yaz ve sonbahar aylarında sızıntı suyu miktarında önemli ölçüde azalma olur. Bunun en önemli sebebi ise buharlaşmadır. Aynı derecede önemli olan diğer bir faktör de ki bunun mevsimsel dalgalanmada büyük etkileri görülür, yağış sonucu oluşan ve depo alanı bünyesinde bulunan nem miktarıdır. Yağışın diğer bir parçası olan yüzeysel akışların da her ne kadar bir kısmı buharlaşma suretiyle atmosfere geri dönüyorsa da bir kısmı yine katı atığın nem miktarını etkileyen bir faktör olarak kabul edilir. Diğer taraftan nem oranındaki azlık atık stabilizasyonu için gerekli olan biyolojik dönüşümün periyodunun uzamasına ve yüksek yaşa sahip olan sızıntı sularında yüksek konsantrasyonda organik bileşenlerin görülmesine yol açar (Küçükgül, 1998).

Depo sahasına gelen katı atıkların sıkıştırma işlemi sonrasında bünyelerinde bulunan su yerçekiminin etkisiyle serbest hale gelir. Bu su doygun halde olmayan atıklar tarafından arazi kapasitesine ulaşmıyca kadar absorbe edilir geriye kalan su ise sızıntı suyu olarak akışa geçer (Bagchi, 1989). Suyun atık içerisindeki hareketini incelerken göz ardı edilmemesi gereken konulardan biri ara örtünün bulunmasıdır. Ara örtü, yeteri kadar geçirimsiz bir örtü gibi

davranarak suyun depo içerisinde birikmesine ve su tablalarının oluşumuna sebebiyet verebilir ya da, doygun atık oluşmasını sağlayabilir. Doygunluk, anaerobik koşulların daha çabuk oluşmasına ve sızıntı suyu özelliklerinin daha hızlı değişmesine sebep olur. Depolanan her atık katmanı için yerleştirilecek ve sızıntı suyunu drene edecek sistem ile doygun bölgelerin oluşması engellenebilir. Atık su ile doygun durumda değil ise, sıvının akımı, doymamış gözenekli ortamda akıyormuş gibi düşünülerek modelleme yapılmalıdır. Düzenli depo sahalarında atık maddelerinin sıkıştırılmasına özen gösterilmesi gerekmektedir. Böylece sonuçta daha az geçirgen olan bir çöp tabakası da elde edilmiş olacaktır. Atık neminin en büyük değeri özgül su tutma miktarına eşittir. Buna atığın *alan kapasitesi* adı verilir. Atığın ulaşabileceği minimum nem değerine ise *solma noktası* rutubeti denir. Buna göre depo sahalarında üst örtüden sızan suyun atık tarafından absorblanacağı miktarı arazi kapasitesi ile solma noktası arasındaki fark kadar olacaktır (Quasim, 1994). Depo yüzeyinden sızan su, atık tarafından arazi kapasitesine ulaşmaya kadar absorbe edilme eğilimindedir; suyun infiltrasyonu bu değer üstüne çıktığı zaman, önceleri doymamış koşullarda, sonunda ise yeterli su varsa doygun koşullarda, atık içindeki su hareketi başlar.

Evsel katı atıkların kapiler kuvvet olarak bilinen depo sahasında oluşan sıvının fiziksel absorpsiyonu ve boşluk yüzeyindeki absorpsiyon olmak üzere iki temel nem tutma mekanizması vardır. Atığın yoğunluğuna atığın sıkıştırılıp sıkıştırılmadığına, ve yağış yoğunluğuna bağlı olan absorblama kapasitesi, atık yoğunluğunun $0.7-0.8 \text{ ton/m}^3$ olduğu durumda birim ton atık başına $0.16-0.27 \text{ m}^3$ iken, atık yoğunluğunun 1 ton/m^3 olduğu durumda ise $0.02-0.03 \text{ m}^3$ olmaktadır (Blakey, 1998). Çizelge 2.6'da evsel katı atıkların hidrolik iletkenlikleri verilmiştir (Cossu, 1989).

Çizelge 2.6 Evsel katı atıkların hidrolik iletkenlikleri

Referans	Birim ağırlık (kN/m^3)	Hidrolik iletkenlik (m/s)	Yöntem
Fungaroli, 1979	1.2-1.4	$10^{-5} - 2 \times 10^{-4}$	Lizimetre
Koriatas, 1983	8.6	$5.1 \times 10^{-5} - 3.15 \times 10^{-5}$	Laboratuar testleri
Oweis&Khera, 1986	6.45	10^{-5}	Saha çalışması
Manassero, 1990	8-10	$1.5 \times 10^{-5} - 2.6 \times 10^{-5}$	Pompaj testi
Brandl, 1994	9-12 (Ön arıtmalı)	$2 \times 10^{-5} - 10^{-6}$	Laboratuar testleri
Brandl, 1994	13-17 (sıkıştırılmış)	$2 \times 10^{-6} - 3 \times 10^{-8}$	Laboratuar testleri
Blengino, 1996	1-11	$3 \times 10^{-7} - 3 \times 10^{-6}$	Çökme testi

2.6 Sızıntı Suyu Özellikleri

Atıklar depolandığında sızıntı suyunun kirletici bileşenleri depo sahasında yer alan çeşitli prosesler yardımıyla azalma eğilimindedir. Bu prosesler fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olabilir. Bu temel proseslerden olan fiziksel prosesler, absorpsiyon, filtrasyon, seyrelme ve dispersiyon işlemi ile, kimyasal prosesler, hidroliz, adsorpsiyon/desorpsiyon, asit-baz etkileşimi, oksidasyon, redüksiyon, çökme, iyon değişimi ve kompleks oluşumu ile, biyolojik prosesler ise, aerobik ve anaerobik biyolojik ayrışma ile tanımlanabilir. Katı atıkların fiziksel ayrışması su hareketinin yıkama ve seyreltme işlemleri dolayısıyla atık bileşenlerinin bozunmasından ileri gelmektedir. Atıklar alan kapasitesine ulaşana kadar konsantrasyon (difüzyon) ve basınç gradyanının bir sonucu olarak çözünmüş haldeki bileşenler depo gövdesinde bir akış meydana getirirler. Çöpün su muhtevası arttığında daha fazla miktarda çöp çözünmüş hale gelir.

Katı atık depolama alanlarında oluşan ve sızıntı suyu olarak adlandırılan sıvı atıkların karakteristiği ve miktarı çürüme safhasına, mevsimlere ve değişik depolama tekniklerine göre önemli farklılıklar gösterir (Lin, 1991). Sızıntı suyunun kalitesi ve miktarı; atığın kompozisyonuna, depolanan atıkların yaşına, depo sahasının hidrojeolojik yapısına ve topografyasına, sıkıştırma oranına, atıkların içerisine süzulebilen yağmur suyu oranına, numune alma yöntemine, deponun derinliğine, yüzey örtüsünün yapısına, depo ortamındaki çevresel faktörlere (kimyasal ve biyolojik aktivite, nem, sıcaklık, pH) ve analitik metotlara bağlıdır. Birçok kimyasal ve biyolojik reaksiyonun gerçekleştiği depo ortamında, çöplerin içerisinden yağış sularının ve ayrışmanın nihai ürünü olan suların süzülmesi sonucu katı atıkların organik ve inorganik bileşimleri yıkanarak sızıntı suyuna karışır. Müteakiben, kimyasal ve biyolojik reaksiyonlara ilave olarak difüzyon ve sorpsiyon gibi fiziksel prosesler gerçekleşir. Sızıntı suyu muhteviyatındaki kirletici konsantrasyonunun yüksek olması, ayrışmanın, kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında olduğunu gösterir. Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor içerirken özellikle amonyum konsantrasyonu yüksektir. Sızıntı sularının içerdiği toplam azotun %60-90'ı amonyum azotundan ileri gelir. Deponun anaerobik yapısı sebebiyle sızıntı sularında hemen hiç nitrit ve nitrat bulunmaz. Ağır metaller açısından değerlendirildiğinde sızıntı sularında özellikle demir konsantrasyonu oldukça yüksektir. Çinko da önemli miktarda bulunabilir. Cr, Ni, Cu, Cd, Pb ve diğer ağır metaller daha düşük konsantrasyonlarda bulunur. Sızıntı suyunun Hg, Pb, Ni, Cd gibi toksik bileşen muhtevası atıklara geri kazanma proseslerinin uygulanması durumunda azalır.

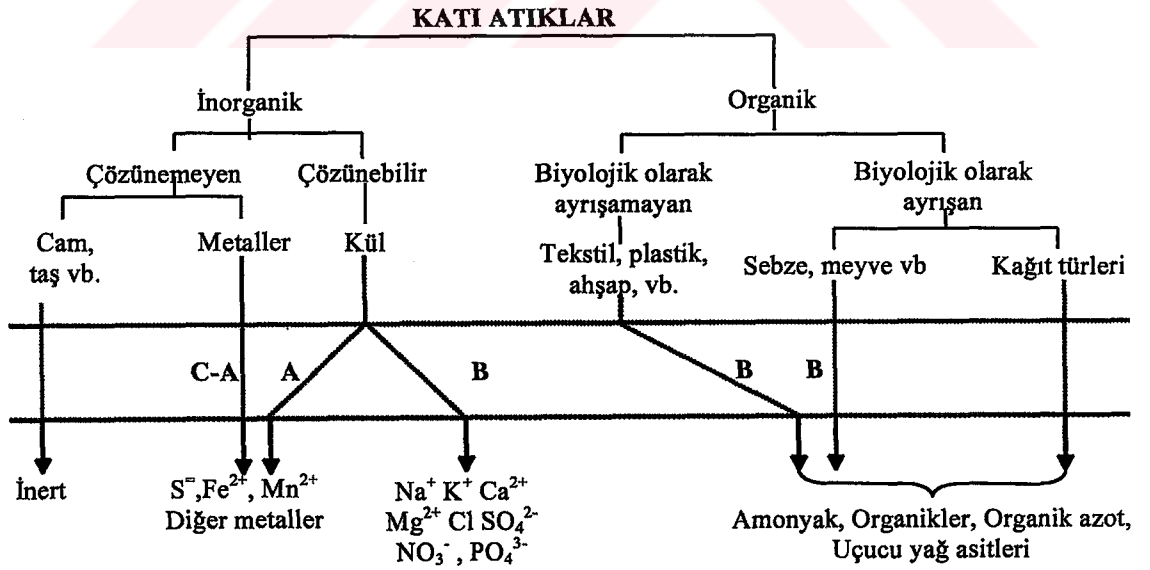
Çizelge 2.7’de düzenli depo sahalarında 5 safhada gerçekleşen anaerobik ayrışmanın 3. ,4. ve 5. safhalarında değişime uğrayan kirletici bileşenlerin geri devirli ve klasik depo sahalarındaki değerleri verilmiştir (Reinhart, 1996).

Çizelge 2.7 Klasik ve geri devirli katı atık depo sahalarının anaerob ayrışma safhalarında sızıntı suyu kirletici bileşenlerinin değişimi

Parametre	3.Safha		4.Safha		5.Safha	
	Asit oluşumu		Metan oluşumu		Doygunluk safhası	
	Klasik	Geri Devirli	Klasik	Geri Devirli	Klasik	Geri Devirli
BOİ	100-57700	0-28000	600-3400	100-10000	4-120	100
KOİ	1500-71000	11600-34550	580-9760	1800-17000	31-900	770-1000
TUA	3000-18800	0-30730	250-4000	0-3900	0	-
BOİ/KOİ	0.4-0.8	0.45-0.95	0.17-0.64	0.05-0.8	0.02-0.13	0.05-0.08
NH ₃	2-1030	0-1800	6-430	32-1850	6-430	420-580
pH	4.7-7.7	5.7-7.4	6.3-8.8	5.9-8.6	7.1-8.8	7.4-8.3
İletkenlik	1600-17100	10000-18000	2900-7700	4200-16000	1400-4500	-

pH ve iletkenlik (µmhos/cm) hariç bütün birimler mg/L’dir.

Deponun uygun tasarımı ve işletilmesi sızıntı suyunun miktarını ve kuvvetliliğini önemli derecede azaltmakla beraber sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenemez. Sızıntı sularının kirletici parametrelerinin türlerinin ve konsantrasyonlarının artmasında etkili olan katı atık bileşenleri ile ayrışma safhaları Şekil 2.3’de gösterilmiştir.



A: Doğrudan çözünme, B: Biyolojik ayrışma, C: Kimyasal çözünme

Şekil 2.3 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları

Organik maddeler

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 (Johansen ve Carlson, 1976). Sızıntı suyu muhteviyatındaki organik asit konsantrasyonunun yüksek olması, kompleks organiklerin organik asitlere dönüşümünün birinci anaerobik ayrışma safhasında gerçekleştiğini gösterir. Düşük organik asit konsantrasyonu, biyolojik ayrışma hızının yavaş olduğunu ya da sızıntı suyunun atıkların etkili bir şekilde stabilize olduğu ikinci anaerobik ayrışma safhasında olduğuna işaret eder.

Sızıntı suları aminoasitler, proteinler, karbonhidratlar, AOX (absorplanabilen organik halojenler), fenolik ve hidroksi aromatik bileşikler gibi bir çok spesifik bileşenleri de içerir (Berrueta vd, 1996). Organik atıkların hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde (2. safha) 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 süzmüşler ve kolloiderin önemli bir kısmının 0.001-0.4 µm arasında olduğunu ve kolloidal maddelerin başlıca bileşeninin TOK olduğunu vurgulamışlardır.

Azotlu bileşikler ve fosfor

Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor içerirken yüksek miktarlarda amonyum konsantrasyonu içermektedirler. Sızıntı sularının içerdiği toplam azotun %60-90'ı amonyum azotundan ileri gelir. Deponun anaerobik yapısı sebebiyle sızıntı sularında nitrit ve nitrat bulunmaz.

Ağır metaller

Ağır metallerden özellikle demir ve çinko yüksek konsantrasyonlarda sızıntı sularında bulunabilir. Cr, Ni, Cu, Cd, Pb ve diğer ağır metaller demir ve çinkoya nazaran daha düşük konsantrasyonlarda bulunur. Atıklara geri kazanma programı uygulanırsa, sızıntı suyunun Hg, Pb, Ni, Cd gibi toksik bileşen muhtevası azalır. pH değeri, karbonat ve sülfür çözünürlüğü ağır metal konsantrasyonunu etkileyen önemli parametrelerdir. Ağır metaller mertebe olarak genellikle sızıntı sularının biyolojik arıtımında problem teşkil edecek miktarda değildir.

Sızıntı suyundaki kirletici parametrelerin konsantrasyonları günden güne önemli farklılıklar gösterebileceğinden, kirletici parametrelerin konsantrasyonlarının mutlak değerleri yerine parametrelerin birbirlerine oranlarının değerlendirilmesi daha faydalıdır. KOİ/TOK, BOİ/TOK,

UKM/ÇKM, $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ oranlarının değerlendirilmesi sızıntı suyunun içerdiği organik maddeler ve atıkların ayrışma süreci ile ilgili önemli ipuçları verebilir. $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ oranı ile ORP ters orantılı olup, depo sahasında anaerobik ayrışmanın etkili olduğu saftada ORP en düşük seviyededir (Chian ve DeWalle, 1976).

KOİ/TOK oranı organik maddelerin kompozisyonun değerlendirilmesinde kullanışlı bir parametredir. Deponun yaşı ilerledikçe KOİ/TOK oranı azalma eğilimindedir. Bu oran genç depo sahaları için 3.3 iken, yaşlı depo sahaları için 1.16'ya kadar düşebilir (Lisk, 1991). Bazı organik maddeler için KOİ/TOK oranı maksimum 4.0 olabilir ve karboksil grubu içeren organik maddeler için 1.3 gibi değerler alabilir. KOİ/TOK oranına benzer olarak BOİ/KOİ oranı da depo sahası yaşlandıkça azalır. ÇOK (Çözülmüş Organik Karbon)/TOK oranındaki azalma BOİ ya da uçucu yağ asiti olarak ölçülen organik maddelerin kompozisyonundaki değişimin göstergesidir. Bu organik maddeler genellikle mikrobiyal aktivite sonucu ortaya çıkan ayrışma ürünleridir ve depo sahası yaşlandıkça artar.

Çizelge 2.8'de sızıntı suyu bileşenlerinin depo yaşı ile değişimi verilmiştir (Farquar, 1988)

Çizelge 2.8 Sızıntı suyu bileşenlerinin depo yaşına bağlı olarak değişimi

Parametre	Depo yaşı			
	0-5	5-10	10-20	>20
BOİ	10,000-25,000	1,000-4,000	50-1,000	<50
KOİ	15,000-40,000	10,000-20,000	1,000-5,000	<1,000
TKN	1,000-3,000	400-600	75-300	<50
Amonyak azotu	500-1,500	300-500	50-200	<30
TDS	10,000-25,000	5,000-10,000	2,000-5,000	<1000
pH	3-6	6-7	7-7,5	7,5
Kalsiyum	2,000-4,000	500-2,000	300-500	<300
Sodyum ve Potasyum	2,000-4,000	500-1,500	100-500	<100
Magnezyum ve Demir	500-1,500	500-1,000	100-500	<100
Çinko ve Alüminyum	100-200	50-100	10-50	<10
Klorür	1,000-3,000	500-2,000	100-500	<100
Sülfat	500-2,000	200-1,000	50-200	<50
Fosfor	100-300	10-100	10-50	<10

2.7 Depo Gazı Oluşumu ve Özellikleri

Katı atık düzenli depo sahalarında ayrışma sırasında başlangıçta kısa süreli bir aerobik ayrışma fazı ve daha sonra daha uzun süren ve depo gazı oluşumu nedeniyle daha önemli olan anaerobik ayrışma fazı gerçekleşir. Katı atıklar depo sahalarında ilk depolandıkları anda ortamda O_2 mevcuttur. Bu durum, biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin başlangıçta aerobik şartlar altında ayrışmasına neden olur. Atıkların aerobik ayrışması sonucu karbondioksit ve su oluşur. Atıklar depolandıktan sonra O_2 'nin önemli ölçüde azalması anaerobik ayrışma fazının başladığını gösterir.

Yapılan çalışmalarda, organik maddelerin metan ve karbondioksit'e dönüştürüldüğü anaerobik ayrışma proseslerinin birkaç safhadan oluştuğu belirlenmiştir. Şekil 2.4'de anaerobik ayrışmanın kademeleri verilmiştir (El-Fadel, vd., 1997).



Şekil 2.4 Anaerobik ayrışma kademeleri

Katı atık düzenli depo sahalarından oluşan depo gazlarının büyük bir kısmını metan ve karbondioksit oluştursa da, yapılan çalışmalarda gaz içerisinde 170 den fazla bileşiğin olduğu belirlenmiştir (Gendebien, vd., 1992). Tipik depo gazı bileşenleri Çizelge 2.9'da, iz bileşenleri ve miktarları ise Çizelge 2.10'da verilmiştir (El-Fadel, vd., 1997).

Çizelge 2.9 Tipik depo gazı bileşenleri

Bileşen	% Kuru Hacim
Metan	40-70
Karbondioksit	30-60
Karbonmonoksit	0-3
Azot	3-5
Oksijen	0-3
Hidrojen	0-5
Hidrojen sülfür	0-2
İz bileşenler	0-1

Çizelge 2.10 Depo gazındaki eser bileşikler

Eser bileşik grubu	Konsantrasyon aralığı (mg/m ³)
Alkoller	2-2500
Organosülfür bileşikleri	3-240
Halojenli hidrokarbonlar	1-2900
Aromatik hidrokarbonlar	30-1900
Aldehitler	0-200
Ketonlar	0-50
Hidrokarbonlar;	
Alkanlar	20-4500
Alkenler	6-1100
Sikloalkanlar	1-1000
Esterler	0-1300
Eterler	0-250

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 özellikleri şu şekilde özetlenebilir;

Metan (CH₄), 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. Bu değerler atmosferik havanın yoğunluğunun hemen hemen yarısına eşit olduğundan, CH₄ rahatlıkla depo sahası sınırları dışına çıkabilir. 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. Havada %5

oranında CH_4 bulunması en düşük patlayıcılık sınırı (LEL) olarak adlandırılır. LEL seviyesine eşit veya daha yüksek konsantrasyonlar, binalar, kanallar veya depo sahasına yakın diğer yapılar için tehlikelidir. CH_4 konsantrasyonları bu kritik seviyeye ulaştığında, atık içerisindeki O_2 tamamen tükenmiş olduğundan depo sahalarında patlamaların meydana gelmesi gibi direkt bir tehlike söz konusu değildir. Ancak bazı durumlarda depo gövdesinde ve sahada yangınlar çıkabilir. Ayrıca CH_4 'ın global ısınmaya etkisi de göz önünde bulundurulmalıdır. CO_2 ve su buharından sonra infrared ışınlarını tutan üçüncü önemli gaz CH_4 'dır. CH_4 'ın daha az ancak yine de önemli bir kısmı, sahanın yakınında toprak örtüsüne doğru hareket eder veya saha içerisindeki veya civardaki boşluklarda birikir. Her bir CH_4 molekülü, bir CO_2 molekülünün absorblayabileceği infrared fotonlarının 23 kat daha fazlasını absorblayabilir. Ancak, atmosferde 83 kat daha az miktarda CH_4 molekülü bulunduğundan, CH_4 'ın sera etkisi CO_2 'nin sebep olduğu sera etkisinin $1/4$ 'ü kadardır. Öte yandan, depo sahalarından oluşan CH_4 'ın bir enerji kaynağı olarak kullanılması düşüncesi, son yıllarda ortaya çıkmıştır. CH_4 konsantrasyonu hacimce %35 olduğunda gazın bu amaçla kullanılması ekonomiktir. Doğal gazın ısı değeri 30.8 MJ/m^3 ($29,2 \text{ Btu/m}^3$) olduğu göz önüne alındığında, %50 CH_4 ihtiva eden depo gazının, ısı değeri $15,1 \text{ MJ/m}^3$ ($14,3 \text{ Btu/m}^3$) olan orta dereceli bir enerji kaynağı olduğu görülmektedir (Gendebien, vd., 1992).

Karbon dioksit (CO_2), atmosferde % 0.036 konsantrasyonunda mevcuttur. Depo sahalarındaki sıcaklıklarda yoğunluğu yaklaşık $1,8 \text{ kg/m}^3$ civarındadır. Bu değer atmosferik havanın yoğunluğunun 1,5; CH_4 'ın yoğunluğunun ise yaklaşık 2,8 katına eşittir. Bu sebeple, CO_2 depo sahasının alt kısımlarında hareket halindedir. Depo gazının diğer önemli bileşeni olan CO_2 patlayıcı veya zehirli olmamasına rağmen atmosferdeki CO_2 konsantrasyonları özellikle son yıllarda büyük ölçülerde artış gösterdiğinden önem kazanmış ve çevresel açıdan dikkate alınmaya başlanmıştır. CO_2 konsantrasyonundaki bu dengesiz artış sonucunda 1948 yılında atmosferdeki ortalama CO_2 konsantrasyonu 310 ppm (hacimce % 0.031) iken, 1996'da bu değer 356 ppm (hacimce % 0.0356) seviyesine ulaşmıştır (Nastev, 1998). Bu büyük artış, CO_2 'in sera etkisinden dolayı global ısınmaya yol açabilecek seviyelerdedir. CO_2 'in yol açtığı ikinci büyük tehlike asidik şartların oluşmasına yol açmasıdır. CO_2 , suda çözünabilir özellikle olduğundan, su ile temas halindeki CO_2 'in büyük bir kısmı sıvı faza geçecektir. Çözünmüş CO_2 , bikarbonat (HCO_3^-) iyonları ve karbonik asit (H_2CO_3) oluşturarak sıvının pH'ını düşürür.

Atmosferik hava, azot (N_2 , hacimce % 78), oksijen (O_2 , % 21), argon (A, % 1) ve eser miktarda diğer bileşenlerden oluşur. Depo gazı bileşimi analizleri yapılırken ölçülen O_2 ve N_2 'un kaynaklarını numune alma sırasında hava girişi veya gaz toplama sistemindeki sızıntılar oluşturmaktadır.

2.8 Depo Sahalarında Meydana Gelen Çökmeler

Katı atıklar heterojen bir yapıya sahip olduklarından toprakta meydana gelen çökmeler ile karşılaştırıldığında depo sahalarında meydana gelen çökme mekanizmasının daha kompleks olduğu görülmektedir (El-Fadel, et al., 1999). Katı atıklar sıkışma, yoğunluk, su muhtevası, bileşen, sıcaklık ve biyolojik olarak ayrışma gibi çökme olayını önemli derecede etkileyen özelliklere sahiptirler. Bu özellikler atıklar depolandıktan sonra sürekli değişim gösterirler. Bu yüzden klasik toprak çökme mekanizmalarının depo sahaları için kullanımında birtakım sınırlamaların göz önünde tutulması gerekmektedir. Katı atıklar, heterojen yapıları ve yüksek oranda organik madde ihtiva etmesi, fiziksel özellikleri ve yapısının sürekli değişmesi sebebiyle çökme açısından farklı özellikler göstermektedirler. Katı atıklarda zamana bağlı olarak çökme hızının belirlenmesi amacıyla yapılan laboratuvar çalışmaları büyük ölçekte olmadıkları takdirde, güvenilir sonuçlar vermeyebilir. Bu nedenle depo sahalarında çökmelerin belirlenmesinde saha çalışmaları daha yaygın olarak kullanılmakta ve bu çalışmalardan daha güvenilir sonuçlar elde edilmektedir. Literatürde laboratuvar, arazi ve tam ölçekli sahalarda meydana gelen çökme ile ilgili çalışmalar mevcuttur (Demir, 2003, Wall and Zeis, 1995, Vaidya, 2002, Buivid, et al., 1981).

Meydana gelecek çökme miktarları önceden tahmin edilememesine rağmen, bunların da hesaba katılarak depolama kapasitesinin artırılması gerekir. Toplam çökme miktarının % 90'ının atıklar depolandıktan sonraki ilk birkaç yıl içerisinde meydana geldiği belirtilmiştir (Wall ve Zeiss, 1995).

Depo sahalarında meydana gelen çökmelerin sebepleri mekanik ve biyokimyasal olmak üzere iki gruba ayrılabilir (Oweis, vd., 1990). Katı atık depo sahalarında meydana gelen çökmeleri, atık depolandıktan sonra ağır iş makinelerinin çalışması sonucu katı partiküllerde meydana gelen deformasyon ve boşluk hacminin azalması sonucu oluşan mekanik çökmeler, çözünmeyen maddelerin süzülen su içerisinde çürümesi, oksidasyonu, yanması, çözünmesi gibi fiziko-kimyasal reaksiyonlar sonucu oluşan çökmeler ve katı atığın organik kısmının biyolojik olarak ayrışması ve depo gazı oluşumuna bağlı olarak meydana gelen hacim kaybı sonucu oluşan çökmeler olarak sıralamak mümkündür.

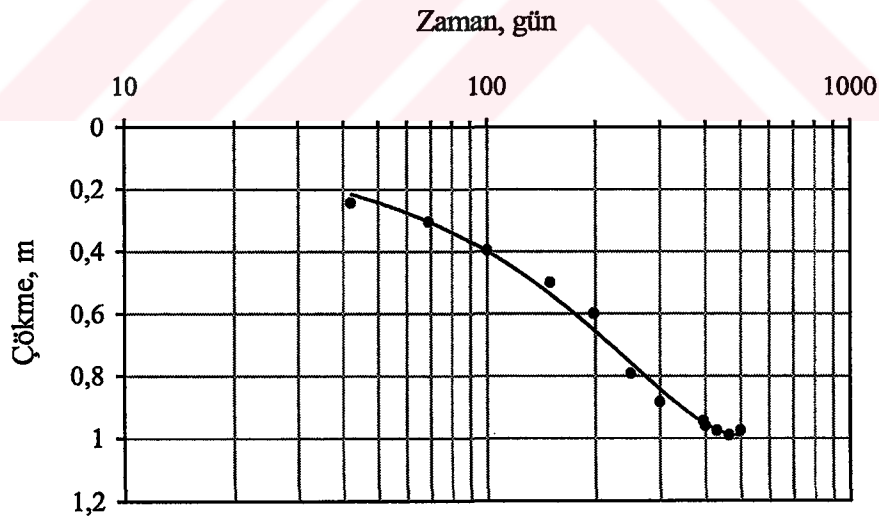
Depolama stüresince meydana gelen çökme miktarı üniform olmayıp, depo gövdesinin yüksekliği, atık yaşı, su muhtevası, sahanın geometrik özellikleri ve sahada cereyan eden biyolojik proseslere bağlı olarak önemli değişiklikler göstermektedir. Biyolojik ayrışma proseslerini hızlandıran bütün faktörler, 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. Ancak yinede meydana gelen çökmelerin büyük bir kısmının ilk 1 veya 2 yıl içerisinde görüldüğü, genel olarak benimsenmiştir. Aerobik ayrışmaya maruz kalan atıkta meydana gelen çökme oranı daha yüksektir. Atığın depolanma sırasında daha fazla sıkıştırılması toplam çökme miktarını azaltmaktadır. Depo sahasına gelen atığın yoğunluğu 0.12-0.4 ton/m³ arasında değişir. Sıkıştırmadan sonra ise atık yoğunluğu 1 ton/m³'e kadar yükselebilir (Nastev, 1998).

Sızıntı suyu geri devirli katı atık depo sahalarında meydana gelen çökme miktarı hızlandırılmış biyolojik ayrışma sebebiyle geri devirsiz sahalarda meydana gelen çökme miktarından daha fazladır. Warith, (2002) tarafından tam ölçekli katı atık hücrelerinde gerçekleştirilen çalışmada, geri devirli hücrelerde meydana gelen çökme miktarının geri devirsiz hücrelere nazaran hacimsel olarak %25 daha fazla olduğu ve geri devrin depolama için ilave bir hacim sağlayabileceği sonucuna varılmıştır. Bir başka çalışmada da 4 yıllık bir periyodun sonunda ıslak ve kuru katı atık hücrelerinde meydana gelen çökme oranı sırası ile %8-12 , %13-15 olarak tesbit edilmiştir (Buivid, 1981).

Çökme hadisesi, depo sahalarındaki atık bileşenlerinin yerleşmesi, depolanan atıklarda aşırı yükten ileri gelen basınç ve atıkların ayrışması ile yakından ilgilidir. Barlaz ve Gabr, (2000) çökme hadisesini etkileyen faktörlerin birbirleri ile etkileşim içerisinde olduğunu vurgulamışlardır. Bu faktörler, atığın ilk yoğunluğu, boşluk oranı, ayrışabilen atıkların yüzdesi, atık yüksekliği ve su muhtevası, sıcaklık, ve gaz üretimi gibi çevresel faktörlerdir. Organik topraklarda meydana gelen çökme ile karşılaştırıldığında kentsel katı atık depo sahalarında meydana gelen çökme mekanizmasının daha kompleks olduğu görülmektedir (Wall and Zeis, 1995, Sharma and Lewis, 1995). Atıkların heterojen bir yapıya sahip olması, depo sahalarında meydana gelen çökmeyi tahmin etmek için toprakta kullanılan mekanik modellerin kullanılmasına sınırlamalar getirmektedir. Çöpün heterojen yapısı depo sahalarında meydana gelen çökmenin analitik hesabını zorlaştırmaktadır. Bazı araştırmacılar depo sahalarında meydana gelen çökme mekanizması ile ilgili çalışmalar yapmışlardır. Çöpte meydana gelen çökme mekanizması, mekanik çökme (partiküllerin yerleşmesi), küçük

partiküllerin mevcut boşluklara hareketi, fiziksel ve kimyasal değişim (korozyon, yanma ve oksidasyon), biyolojik ayrışma olarak gerçekleşmektedir (Sharma and Lewis, 1995). Depo sahalarında çökme olayını etkileyen faktörler arasında atığın karakteri, atık yüksekliği, depo yaşı, yoğunluk ve sıkıştırma derecesi, su muhtevası, sızıntı suyu geri devir işlemi ve sıcaklık gibi faktörler vardır.

Depo sahalarında çökmeye etki eden en önemli faktörler dış yükler ve çöpün kendi ağırlığıdır. Dış yükler toprak örtü tabakaları, sıkıştırma oranı ve ilave atık tabakalarıdır. Depo sahalarında meydana gelen çökme düzensiz olmasına rağmen genellikle organik topraklar (özellikle turba) gibi özellikler sergilemektedirler. Atıklar depolandıktan hemen sonra atıkların yerleşmesi ve aerob ayrışmadan dolayı kısa süreli ve önemli çökmeler meydana gelir. Meydana gelen ilk çökme birincil çökme, uzun sürede meydana gelen çökme ise ikincil çökme olarak sınıflandırılabilir. Depo gövdesinde meydana gelen çökme miktarı başlangıçtaki yüksekliğin %10-30 u kadardır. Birincil çökmenin atıklar depolandıktan sonra 1 ay ile 5 yıl arasında gerçekleştiği belirlenmiştir. Anaerobik biyolojik ayrışmadan ileri gelen ikincil çökme atık dolgusunun derinliği ve zamana bağlı olarak azalmaktadır. İkincil çökmenin büyük bir çoğunluğu atıklar depolandıktan 30 yıla kadar tamamlanır. Şekil 2.5’de atık üzerindeki farklı izleme noktalarında zamana bağlı olarak meydana gelen ortalama çökme miktarı verilmiştir (Sharma and Lewis, 1995).



Şekil 2.5 Kentsel katı atık depo sahalarında farklı izleme noktalarında zamana bağlı olarak meydana gelen ortalama çökme miktarının değişimi

Katı atık depo sahalarında çökmenin tahmini için yapılan bütün modelleme çalışmaları çökmeyi çöpün ilk yüksekliği, basınç ve zamanın bir fonksiyonu olarak modellemişlerdir. İlk olarak geliştirilen ve yaygın olarak kullanılan Sowers Modeli kohezif topraklar için

konsolidasyon teorisine bağılı kalınarak geliştirilmiş ve bu modelde birincil ve ikincil çökmeyi bulmak için iki ayrı eşitlik kullanılmıştır. Birincil çökme ile ikincil çökme arasındaki farkı belirlemek zor olduğundan, çöpün ikincil sıkışmasının organik topraklarda meydana gelen sıkışmadan farklıdır.

Aşağıda depo sahalarında meydana gelen çökmeyi tahmin etmek için mevcut modeller verilmiştir.

Sowers Modeli, birincil ve ikincil sıkışmayı bulmak için iki ayrı eşitlikten oluşmaktadır. Modelde ilk çökmeyi hesaplamak için aşağıdaki eşitlik kullanılmaktadır.

$$S = H \cdot \left(\frac{C_c}{1 + e_o} \right) \cdot \log \left(\frac{P_o + d_p}{P_o} \right) \quad (2.1)$$

S : Tabakalarda meydana gelen birincil sıkışma

H : Atık tabakasının ilk kalınlığı

Cc : Birincil sıkışma indeksi

e_o : Başlangıçtaki boşluk oranı

P_o : Basınç

dp : Katsayı

Çöp için boşluk oranı değerleri 0.4 – 0.6 , basıncı hesaplamak için gerek duyulan çöpün birim hacim ağırlığı ise sıkışmaya bağılı olarak 0.35-1.35 ton/m³ arasında değişmektedir. Cc katsayısı, çöp tabakasının ilk boşluk oranına bağılı olup atığı organik içeriğine bağılı olarak 0.15 ve 0.55 arasındaki bir katsayı ile e_o'ın (porozite) çarpımı ile elde edilebilir. Düşük organik içeriğine sahip atıklar için bu değer 0.15 iken organik içeriği yükseldikçe 0.55'e kadar çıkar. Yaşlı depo sahaları için (10-15 yıl) bu değer 0.1-0.4 arasındadır (Sharma and Lewis, 1995) .

Modeldeki ikincil çökme miktarı aşağıdaki formül yardımı ile hesaplanmaktadır.

$$S_s = H \cdot \left(\frac{C_\alpha}{1 + e_o} \right) \cdot \log \left(\frac{t_2}{t_1} \right) \quad (2.2)$$

S_s : Tabakalarda meydana gelen ikincil sıkışmayı ; H : Atık tabakasının ilk kalınlığı; C_α : İkincil sıkışma indeksi (0.01-0.07) ; e_o : Tabakanın ilk boşluk oranı; t₁ : Uzun süren çökme periyodu için başlangıç zamanı ; t₂ : Uzun süren çökme periyodu için bitiş zamanını göstermektedir.

3. KATI ATIK DEPO SAHALARINDA SIZINTI SUYU GERİ DEVRİ

Katı atık depo sahalarında karşılaşılan en önemli problemlerden biri olan ve yüksek kirlilik içeriğine sahip sızıntı sularının, yüzey ve yeraltı sularına vereceği zararları en aza indirmek için uygun bir yönetim sistemi belirlenmelidir. Bu amaçla kullanılan en verimli yöntemlerden biri, atık içerisinde sızarak tabana ulaşan sızıntı sularının depo sahasına geri devrettirilmesidir. Sızıntı sularının depo alanları içerisindeki maddeleri taşıması ve reaktifleri biraraya getirmesi özelliklerinden dolayı bunların sahaya kontrollü olarak verilerek atık stabilizasyonu daha kısa bir sürede gerçekleştirilebilir. Nem muhtevasını arttırması dolayısıyla metan oluşumunu optimize etmesi geri devrin en belirgin avantajıdır. Böylece çöpün içindeki yüksek miktardaki gaz geri kazanılır ve kullanılır.

Sızıntı suyu geri devir işlemi atık içerisindeki organik maddelerin stabilizasyonunun sağlanması için etkili yöntemlerdendir. Bu işlem işletme esnasında sızıntı suyu miktarında meydana gelebilecek pikleri ortadan kaldırır ve sızıntı suyu organik madde içeriğinin hızlı bir şekilde azalmasını sağlar. Sızıntı suyunun depo sahası üzerine geri devrettirilmesi suretiyle depo bir anaerobik reaktör olarak kullanılmış olur ve organik kirleticiler ile metallerin etkili bir biçimde giderilmesi sağlanır. Depo sahasında gerçekleşen bu anaerobik ayrışma süreci sonucunda hidroliz, asit üretimi ve metan oluşumu kademelerinden geçen organik maddeler CH_4 ve CO_2 ye dönüşür. Böylelikle, sızıntı suyu kirliliğinin önemli ölçüde azaltılması ile beraber anaerobik ayrışma sonucu on yıldan daha kısa bir sürede depo yeri hacminin %25-40 oranında azalması, biyogaz üretiminin artması ve sızıntı suyu arıtma tesisi yükünün büyük oranda düşürülmesi sağlanır. Literatürde sızıntı suyu geri devri ve biyoreaktör depo sahaları ile ilgili çalışmalar mevcuttur (Bookter and Ham 1982, Wall and Zeiss 1995, Reinhart and Al-Yousfi 1996, Reinhart 1996, Pohland and Kim 1999, Leckie et al. 1979, Mehta et al. 2002, Warith 2002, Onay and Pohland, 1998, Pohland & Al-Yousfi 1994, Demir, 2003)

Sızıntı suyu geri devri, depolama tesisinin bilhassa sızıntı suyu oluşumunun düşük seviyelerde olduğu ilk yıllarında tavsiye edilmektedir. Bunun yanında sızıntı debisindeki pikleri ortadan kaldırarak daha dengeli bir akış elde edilmesi gayesiyle deponun ileriki yıllarında da uygulanabilir. Kurak mevsimlerde geri devir işlemi terleme kayıplarıyla yıllık sızıntı suyu miktarının azalmasına sebep olmasının yanında, terleme kayıplarının %30-35 olduğu hallerde deşarj edilecek sızıntı suyunun %80 den fazlasının geri devrettirilmesi sağlanabilmektedir. Sızıntı suyu geri devri (bilhassa yağmurlama sistemi), buharlaşma sonucu yaz aylarında sızıntı suyu miktarında önemli oranda (%50 ye varan miktarlarda) azalma sağlayabilir. Bu da arıtma tesisi yükünü önemli oranda azaltır (Öztürk, vd.,1997).

Organik maddelerin parçalanmasını hızlandırması, BOİ ve KOİ'yi düşürmesi, biyogaz üretimini arttırması, sızıntı suyu uzaklaştırma ihtiyacını geciktirmesi, sızıntı suyu arıtma maliyetini düşürmesi ve depo gövdesinde anaerobik arıtma için uygun çevre şartları sağlaması geri devir uygulamasının başlıca faydalarındandır. Toplanan sızıntı suları, katı atık dolgu alanının her kademesinde doyma kapasitesine ulaşıncaya kadar geri devir uygulanmalıdır. Sızıntı suyu geri devir sistemi karmaşık bir sistem olup istenen sonuçları verebilmesi için uygun şekilde projelendirilip işletilmesi gereklidir. Bununla beraber bu sistemlerde karşılaşılabilecek tipik problemler; dağıtım sisteminin tıkanması, sızıntının tabana doğru bir kanal oluşturarak kısa devre yapması, fazla yük binmesi dolayısıyla dağıtım sisteminin çökmesi ya da hasara uğraması, atığın ayrışması nedeniyle bölgesel oturmaların ve çökmelerin meydana gelmesidir.

Yukarıda belirtilen hususlar göz önüne alınarak, özellikle işletmeye yeni açılmış düzenli katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının depo sahası üzerine ilk 5-10 yıl geri devrettirilmesi işletme açısından önemli avantajlar sağlayacaktır. Ancak ileriki yıllarda sızıntı suyu miktarının artmasıyla birlikte harici bir arıtma sistemine de gerek duyulmaktadır.

3.1 Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devir Sistemleri

Depo sahalarında nem muhtevasının atıkların ayrışmasını hızlandıran en önemli faktör olduğu yapılan çalışmalar ve deneyimlerle gösterilmiştir. Sızıntı suyu geri devri atıkların nem muhtevasının kontrolünde en pratik yaklaşımlardan biri olduğundan biyolojik ayrışmanın hızlanması için temel bir proses olarak kullanılmaya başlanmıştır. Biyoreaktör depo sahalarının optimum şartlarda çalışmasını sağlamak ve geri devir sisteminin performansını değerlendirmek için öncelikle atıkların nem muhtevası kontrol edilmelidir. Sızıntı suyu geri devir işleminde geri devrettirilen suyun etkilediği alanı artırmak için sürekli aynı noktaya vermek yerine suyun belirli periyotlarla farklı alanlara verilmesi gerekmektedir. Deneysel çalışmalar sonunda geri devir besleme oranları için elde edilen değerler 2-4 m³/gün-m (hendek uzunluğu) ve 5-10 m³/gün-kuyu'dur. Ancak çalışma yapılan saha için atık özellikleri, iklimsel faktörler gibi durumlar da göz önünde tutularak bu oranların çalışılan sahaya göre belirlenmesi de şarttır (Reinhart, vd., 2002). Depo sahasına ilave edilen sızıntı suyunun miktarı nem muhtevası ve alan kapasitesi gibi atık özelliklerine bağlıdır. Sızıntı suyu geri devir sistemlerini etkileyen bir diğer önemli faktör de, atıkların sıkışma oranıdır.

Depo sahalarında kullanılan sızıntı suyu geri devir teknikleri, atığı ön ıslatmaya tabi tutma, saha üzerine yağmurlama, yüzey hendekleri, dikey enjeksiyon kuyuları ve yüzeyden yatay borularla besleme işlemlerinden ibarettir (Reinhart, 1996).

3.1.1 Atıkların ön ıslatılması metodu

Bu işlem atıkların sıkışma verimini artırmak için kullanılan bir metoddur. Buna ilaveten bu işlemin avantajları arasında basit bir yöntem olması, sızıntı suyunun buharlaşma ile miktarının azaltılması, atık nem tutma kapasitesinden faydalanma gibi avantajlara sahiptir. Bu metod büyük ölçekli depo sahaları için nadiren kullanılmaktadır. Yöntemin dezavantajı çöp depo sahası kapatıldıktan sonra kullanılamamasıdır.

3.1.2 Saha üzerine yağmurlama metodu

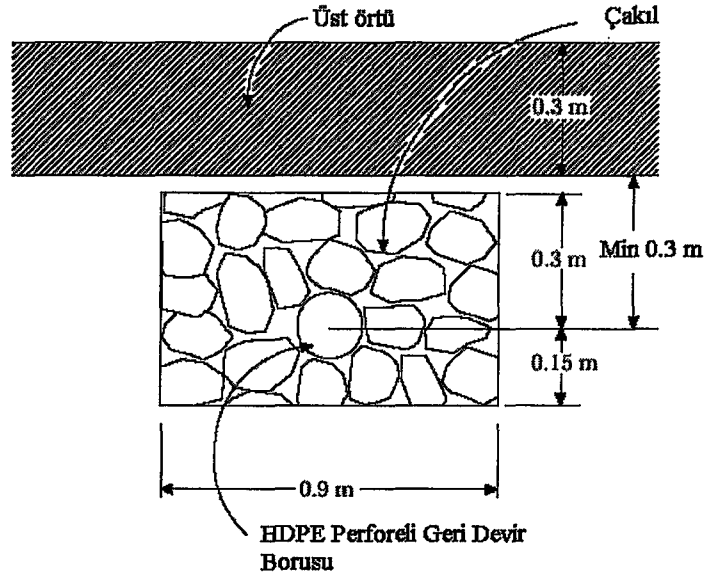
Bu yöntemin koku ve meydana gelebilecek sağlık problemlerinden dolayı kullanımı kısıtlıdır. Sızıntı suyu KOİ değerinin 1000 mg/l'den düşük olduğu durumlarda tavsiye edilmektedir. Bu sistemle, sızıntı suyu miktarı etkin bir şekilde azaltılabilir (Doedens and Cord-Landwehr, 1989). Sistem yağmurlu havalar ve don şartlarında kullanılamaz.

3.1.3 Hendek metodu

Bu methoda depo sahasının yüzeyinde açılan sızdırma hendekleri ve havuzları vasıtasıyla sızıntı sularının depo sahasına yüzeyden sızması sağlanır.

3.1.4 Yüzey altı yatay borularla besleme metodu

Sızıntı suyunun yüzeyden beslenmesi metodu, depolama işlemi tamamlanmış atığın yüzeyi kazılarak drenaj borusu ve drenaj malzemesi yerleştirildikten sonra sızıntı suları bu borulardan depo gövdesine vermek suretiyle gerçekleştirilir. Bu sistemin avantajı ilave edilen suyun depo gövdesine daha iyi yayılmasıdır. Yatay borular daha sonra dikey gaz toplama borularına bağlanarak gaz toplama işlevi de görebilirler. Şekil 3.1'de bu metoda ait detaylar verilmiştir.



Şekil 3.1 Yüzey altı yatay borularla beslenen sızıntı suyu geri devir sistemi

3.1.5 Dikey enjeksiyon kuyuları metodu

Sızıntı suyunun dikey kuyulara verme metodunda ise gaz toplama bacaları gibi hazırlanan dikey sondaj kuyuları inşa edilmektedir. Geri devir maksadıyla kullanılan hektar başına kuyu sayıları 1-6 kuyu/hektar'dır (Reinhart, 1996). Bu metotta ilave edilen sızıntı suyunun kısa devre yapmasını önlemek için geri devir kuyusunun alt kısmı açık olmamalıdır. Yatay borularla yüzeyden besleme metodunun saha için uygun olmadığı durumlarda bu yöntem kullanılmaktadır. Depo sahasına ilave edilen sızıntı sularının dağılımı sınırlı olduğundan çok sayıda kuyu inşa etmek gerekebilir.

3.2 Sızıntı Suyu Geri Devri İle İlgili Yapılan Muhtelif Çalışmalar

Biyoreaktör depo sahalarının faydaları 1970'de yapılan laboratuvar ölçekli çalışmalarda vurgulanmış (Pohland, 1980), 1980'li yıllarda yapılan pilot ve tam ölçekli çalışmalarda söz konusu faydalara yer verilmiştir. 1988'de biyoreaktör depo sahalarının işletme ve dizaynı ile ilgili tecrübelerin yetersiz olmasına rağmen Amerika'da 200'ün üzerinde depo sahasında sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör depo sahaları işletilmeye başlanmıştır. Buna ilaveten 1997'de Kuzey Amerika Katı Atık Birliği (SWANA) tarafından yapılan araştırmada 130'un üzerinde mevcut depo sahasının sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör olarak işletildiği tesbit edilmiştir (Reinhart, 2002). Çizelge 3.1'de son yıllarda uygulanan tam ölçekli sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör depo sahalarından örnekler verilmiştir (Reinhart, 2002).

Çizelge 3.1 Sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör depo sahalarından örnekler

Yer/Başlangıç yılı	Boyutlar	Geri devir tekniği	Yorum
Bluestem SWA, Iowa/1998	0.2 hektar (7700 ton katı atık)	4,6 m aralıklarla kurulan yüzeyden besleme metodu (10.67 m ³ /gün)	Biyolojik çamur ilaveli
Milwaukee/1999	61×12,2 m	Yüzeyden besleme metodu	Sıkıştırmasız, biyolojik çamur ilaveli
Keele Valley , Toronto, Kanada/1990	Pilot ölçekli	Dikey kuyulara verme metodu, 1,2 adet kuyu/ha 190-400 l/dk	Sızıntı suyu oluşmadığından temiz su ilavesi ile
Eau Claire/1998	720 ton/gün atık kabulünün yapıldığı saha	7,6 m aralıklarla kurulan yüzeyden besleme metodu (73 l/m ² gün)	Geri devir bölgesinde gaz üretimi 25% artış gözlenmiş, geri devir için drenaj malzemesi olarak araba lastikleri kullanılmış
Lower Spen Valley LF/1991	860 ton atık iki adet hücre, 5,5 m derinliğinde	Yüzeyden besleme metodu	Biyolojik çamur ve atıksu ilavesi
Crow Wing MSW/1997	5,18 hektar	15 m aralıklarla kurulan yüzeyden besleme metodu (310 l/gün-m)	—
Worcester Co LF/1990	6,9 hektar, 24 m derinlik	Dikey kuyu enjeksiyonu	Oluşan sızıntı suyunun 65% i geri devrettirilmiş
Lyndhurst LF Melbourne/1995	1,3 hektar	Dikey kuyular ve yüzeyden besleme metodu	Sahanın hidrolojisi, nem dağılımı ve depo gazı parametreleri izlenmiş
Baker Rd, LF Colombia/1996	3,24 hektar, 3 m derinlik	20 adet dikey kuyu	Hava enjekte edilmiş, Çökme oranı 4,5% ve ayrışma hızı 45% artırılmış
Trail Road LF, Ontario/1992	270×500 m	İnfiltrasyon lagünleri	Nem muhtevası alan kapasitesine ulaştığında lagünlerin yeri değiştirilmiş

3.2.1 Sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör uygulamaları

Katı atık depo sahalarında atıkların ayrışması için gerekli olan temel mekanizmalar mikrobiyolojik biyokimyasal proseslerle kontrol edilmektedir. Atıkların biyolojik ayrışma hızı uygun çevre şartları altında hızlandırılabilen ve kontrol altına alınabilmektedir. Uygun çevre şartlarında atık ayrışma süresi minimuma indirilerek sızıntı suyu arıtımı kolaylaştırılabilir ve sahaların daha erken rehabilite edilip tabiata kazandırılması sağlanabilir. Atıkların ayrışmasının hızlandırılmasında uygun çevre şartları, pH ve sıcaklık, toksisite, nutrientler, atığın partikül çapı ve su muhtevasıdır. Atıkların su muhtevası ayrışmayı etkileyen en kritik parametrelerdendir (Chug, et al., 1998). Konu ile ilgili yapılan laboratuvar ve pilot ölçekli çalışmalar, su muhtevasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığını, gaz üretimini artırdığını, sızıntı suyu özelliklerini iyileştirdiğini, depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerini azalttığını ve sahaların atık depolama kapasitesini artırdığını göstermiştir (Reinhart and Al-Yousfi, 1996). Atıkların su muhtevası, depo sahalarının tabanından drenaj boruları ile toplanan sızıntı sularının depo gövdesinde yeniden dağılımını sağlayan geri devir işlemi ile kontrol edilebilir. Bu proses sızıntı suyundaki kompleks ara ürün bileşenlerinin son ürünlere dönüşümünü hızlandırmak için tercih edilen bir yöntemdir. Böylece klasik depo sahaları sızıntı suyu geri devri ile **sabit yataklı anaerobik biyoreaktör** olarak kullanılabilir. Katı atık depo sahalarında bakteriyel aktivite için önemli bir etken de karıştırma işlemidir. Depo gövdesindeki atıkların karıştırılması imkansızdır, sızıntı suyu geri devri bu işlemi gerçekleştirmenin tek yoludur.

Araştırmacıların büyük bir çoğunluğu sızıntı suyu geri devrinin potansiyel faydasına dikkat çekmişlerdir. Sızıntı sularının çevreye olan etkisini kısmen azaltan bir yönetim biçimi olan geri devir işlemiyle çöp kütlesi içerisinden tekrar sızarak tabana ulaşan bu sular, kirletici konsantrasyonunu azaltarak arıtım maliyetini düşürmektedir. Depo sahasındaki ayrışmanın hızlandırılması ve depo gazı elde etmek için sızıntı sularının belirlenen zaman aralıklarında ve kontrollü bir şekilde geri devrettirilmesi alternatif bir yaklaşım olarak kullanılabilir.

Klasik depo sahalarında organik atıkların ayrışması sonucunda %50-55 oranında CH_4 , %45-50 oranında CO_2 ve %1'den daha az oranlarda diğer gazların oluşması muhtemeldir. Bu oranlar, uygun işletme ve gaz oluşumunu etkileyen çevresel faktörlerin (nem, sıcaklık gibi) ıslah edilmesi ile CO_2 ve diğer gazlar için %20'lere indirilirken, CH_4 için %80'lere çıkarılabilir. Böylece depo gazı; CO_2 , nem ve diğer eser organiklerden kolaylıkla arındırılabilir (Abraham,1998).

Tam ölçekli depo sahalarında geri devrin sızıntı suyu özellikleri üzerindeki etkilerini belirlemek klasik ve geri devirli depo sahalarının paralel işletilmesini gerektirdiği için oldukça

zordur. Bu amaca ulaşmak için arazi ölçekli test hücrelerinde sızıntı suyu geri devirli ve geri devirsiz çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Bazı araştırmacılar tarafından yapılan çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

Pohland, 1980

Kentsel katı atıkların ayrışması üzerinde sızıntı suyu geri devrinin etkisini belirlemek için ilk temel araştırma 1975' te Pohland tarafından yapılmıştır. Pohland Georgia Teknoloji Enstitüsünde yapmış olduğu çalışmada, sızıntı sularının geri devir işlemini pH kontrolü, pH kontrolü ve evsel atıksu çamuru ilavesi ve sadece geri devir işlemleriyle bu suların atık stabilizasyonunu artırma potansiyelini artırmayı amaçlamıştır. Laboratuvar testleri, test hücrelerinde uygun organik madde ilavesinin ayrışma hızını artırmasıyla aktif anaerob biyolojik sistemi iyileştirdiğini göstermiştir. pH kontrolünün yapıldığı hücrede metan oluşumunun arttığı görülmüş, çamur ilavesinin yapıldığı hücrede ise, uçucu yağ asitlerinin oluşumunu hızlandıran bir ortam oluşmuş ve metan bakterilerinin faaliyeti engellenmiştir.

Reinhart ve Townsend, 1997

Araştırmacılar sızıntı suyu geri devri ile gerçekleştirilen mevcut pilot ölçekli çalışmalarını özetleyen çalışmalarında, bazı çalışmalar sızıntı suyu geri devrinin organik bileşenlerin stabilizasyonunu hızlandırdığı, gaz üretimini artırdığı, gaz ve sızıntı suyu özelliklerini iyileştirdiğini vurgulanmışken, bazı araştırmacılar da işletme sırasında, gaz üretimi, sızıntı suyunun göllenmesi, yüksek amonyum konsantrasyonundan ileri gelen toksisite ve sızıntı suyunun dağılımı ile ilgili problemlerle karşılaşmıştır.

Leckle et al, 1979

Yapılan çalışmada su muhtevasının depo sahasının stabilizasyon hızı ve oluşan sızıntı suyu miktarı ve bileşenleri üzerindeki etkisi araştırılmıştır. Bu çalışma için beş adet arazi ölçekli test hücresi kullanılmıştır. Çalışmadan elde edilen sonuçlara göre, sızıntı suyu geri devrinin anaerobik mikrobiyal kütlenin oluşum hızını önemli derecede artırdığını, BOİ, KOİ ve Toplam Uçucu Yağ Asidi konsantrasyonlarındaki azalmanın organik maddelerin stabilizasyon hızını artırdığını ve depo sahasındaki çökme oranını artırdığı tesbit edilmiştir. Georgia Teknoloji Enstitüsünde gerçekleştirilen deneylerde KOİ ve Toplam Uçucu Yağ asidi konsantrasyonunun kontrol hücresine (geri devirsiz) nazaran daha hızlı azaldığı ve bu parametrelerin konsantrasyonlarında pik değişimlerin daha az olduğu belirlenmiştir. İlave olarak nötr pH değerlerine daha erken ulaşıldığı tesbit edilmiştir.

Reinhart ve Al-Yousfi, 1996

Yapılan çalışmada, sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu, sızıntı suyu arıtım ve yönetimi, gaz oluşumu, depo sahasının atık depolama kapasitesi ve sahanın uzun süreli çevresel etkisi üzerindeki etkisi tam ölçekli depo sahalarında araştırılmıştır. Asit oluşumu, metan oluşumu ve olgunlaşma fazında klasik depo sahalarıyla geri devirli depo sahalarında sızıntı suyu özelliğindeki değişimler izlenmiştir. Elde edilen sonuçlar, bu depo sahaları için atık stabilizasyonunun birbirini izleyen ayrışma safhaları esnasında sızıntı suyu bileşenlerinin oldukça farklı olduğunu göstermiştir. Asit oluşumu safhasında 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 sonraki kademelerde sızıntı suyu geri devrinin biyolojik dönüşümü hızlandırmak suretiyle sızıntı suyu stabilizasyonunu hızlandırdığı görülmüştür. Ayrıca sızıntı suyu geri devri ile atık stabilizasyonunun hızlanması sonucu gaz üretimi önemli miktarlarda artırmış ve ilave edilen sızıntı suyunun biyoreaktör depo sahası içerisinde ayrışması da gaz oluşumunu artırmıştır. İlave olarak stabilizasyonun hızlanması ile meydana gelen çökmelerin atık depolamak için ilave hacimler oluşturabileceği ve sızıntı sularının uzun süreli çevresel etkilerinin minimuma indirilebileceği tesbit edilmiştir. Çalışmadan elde edilen sonuçlar Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2 Sızıntı suyu geri devirli ve geri devirsiz sahalar için sızıntı suyu bileşenleri

Parametre, mg/l	Geri Devirsiz	Geri Devirli
BOİ	20-40000	12-28000
KOİ	500-60000	20-34560
Amonyak	30-3000	6-1850
Demir	20-2100	4-1095
Klorür	100-5000	9-1884
Çinko	6-370	0.1-66

Pacey, 1983

Pacey'in 1983'de Mountain View'de sızıntı suyu geri devirli 0.08 hektar alana sahip altı adet test hücresinin herbirine çamur, tampon, su ve nütrient ilaveli ve ilavesiz gerçekleştirdiği deneylerde, evsel atıksu çamuru ilave edilen hücrede ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiği görülmüştür. Ayrışma için temel kriterin çökme olduğu kabul edilmiş ve çamur ilavesinin yapıldığı hücrede %20 civarında çökme olduğu bulunmuştur. Dolayısıyla çamur ilavesinin atık stabilizasyonunu artırdığı görülmüştür (Eric, 1995).

K. Knox vd., 1999

K. Knox vd. tarafından 1999 yılında İngiltere’de yapılan bir çalışmada biri geri devirli diğer geri devirsiz, evsel katı atıklarla doldurulmuş, 36×23×5 m. boyutlarında iki adet test hücresinde (Landfill 2000) 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,1999). Geri devirli test hücresinde metan fazına daha erken ulaşıldığı sonucuna varılmıştır.

T.C. Koliopoulos vd., 1999

T.C. Koliopoulos vd. tarafından 1999’da İngiltere’de yapılan bir diğer çalışmada ise deneysel değişkenlerin; atık öğütme, sızıntı suyu geri devri ve inert maddeler olarak alındığı 28X30X5 m. boyutlarında dört adet hücreden geri devirli olan hücrede yüksek CH₄ konsantrasyonları ve azalan CO₂ emisyonları ile; biyolojik ayrışmanın hızlandığı belirlenmiştir (Koliopoulos, T.C., vd., 1999).

Robinson ve Maris, 1985

Robinson ve Maris tarafından 1985’de Yorkshire’de yapılan çalışmada ise, depo sahasının 2,5 ha. lık bölümü test alanı olarak seçilmiş ve bu alan üzerine püskürtme sistemi kurularak sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Geri devrin yapıldığı bölgede sızıntı suyunun üç yılda stabilize olduğu, bu bölgede atık ayrışmasının hızlandığı tesbit edilmiştir (Robinson, 1985).

1980’de aynı araştırmacı tarafından başlatılan tam ölçekli geri devir uygulaması, İngiltere’nin Yorkshire kentindeki depo sahasında yürütülmüştür. Söz konusu çalışma için depo hücresinde öğütülmüş atıklar kullanılmıştır. Depo gazı, atık sıcaklığı ve çökme parametrelerinin incelendiği çalışmanın temel hedefi, geri devrin sızıntı suyu oluşumu ve bu suyun sahada arıtımı üzerindeki etkisini araştırmaktır.

2 hektar alana sahip test hücresi iki bölgeye ayrılmış, birinci bölgeye geri devir yaptırılırken diğer bölge kontrol alanı olarak kullanılmıştır. Bu iki bölge hidrolik olarak izole edilmemiş ancak her iki bölgenin de suları ayrı ayrı toplanmıştır. Geri devir işlemi için spreyleme yöntemi seçilmiş su test yüzeyine belirli aralıklarla verilerek homojen olarak dağılması sağlanmıştır. Çalışmanın sonunda, sızıntı suyu miktarında buharlaşmanın etkisiyle azalma sağlanmış aynı zamanda geri devrin yapıldığı bölgelerde sızıntı suyu kirletici bileşenlerinden KOİ, NH₃ ve klor konsantrasyonlarının daha düşük olduğu tesbit edilmiştir. Buna rağmen, kirletici konsantrasyonlarındaki bu azalmanın yeterli olmadığı, geri devir işlemine ilaveten harici bir arıtmanın gerekliliği vurgulanmıştır.

Kilmer, 1991

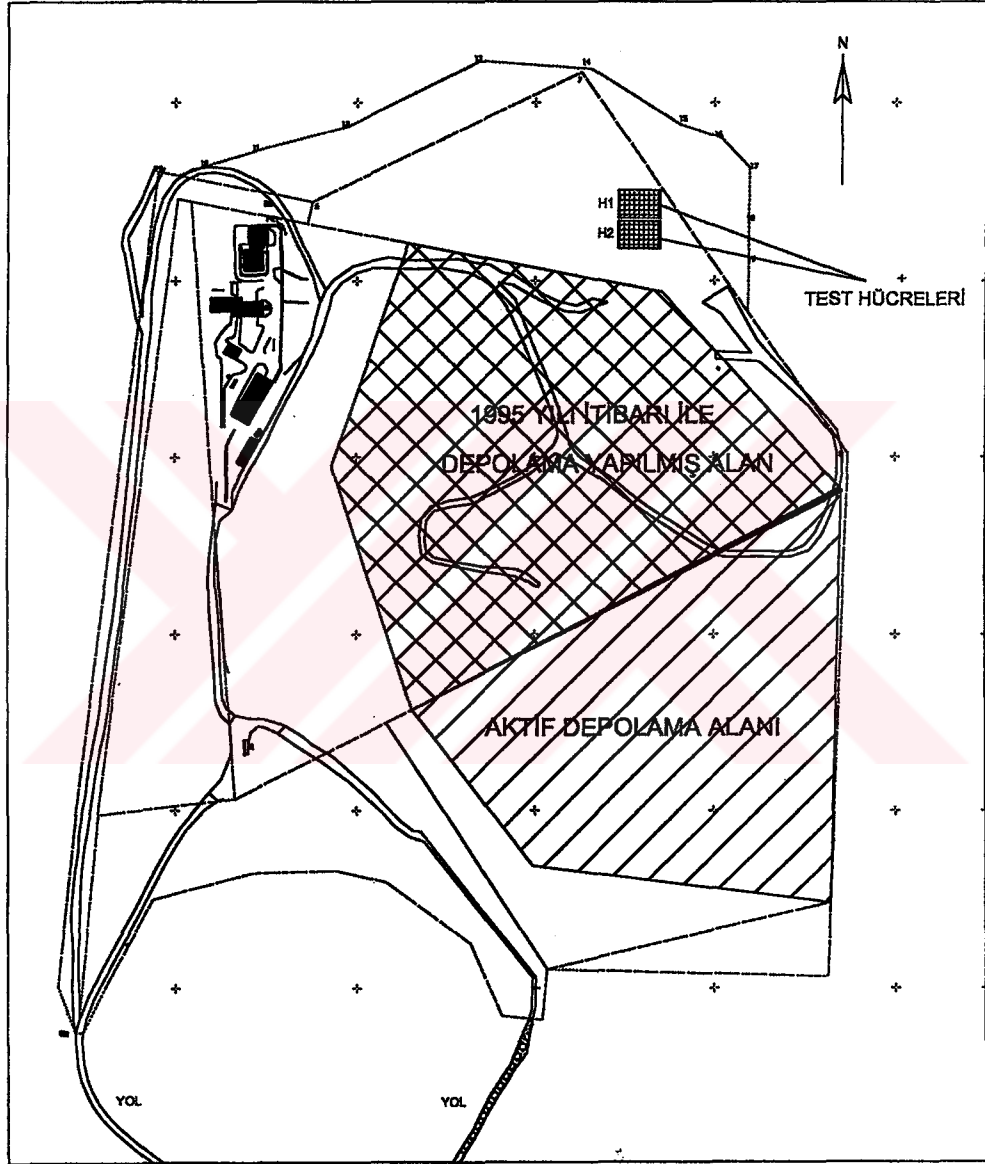
Geri devrin potansiyel avantajları arasında yüzeysel terlemeyle sızıntı suyu hacminin ve kontrolsüz bir anaerob arıtımla sızıntı suyu kirletici bileşenlerinin azaltılması sayılabilir. Sızıntı suları geri devrettirilerek normalde 30-50 yıl olan ayrışma süresi 5-10 yıl gibi kısa bir periyoda indirilebilir. Böylece biyolojik stabilizasyon için gerekli zaman kısılır.

Metal giderimi için geri devir işlemi esnasında sızıntı suyunun nötralize edilmesi ve bu şekilde pH 'nın kontrol altında tutulması tavsiye edilir. pH'daki ani değişimler anaerob mikrobiyal popülasyonu azaltarak biyolojik stabilizasyon süresinin uzamasına sebep olabilir. Nötral pH değerlerinde metanojen popülasyonunun aktivitesi hızlanır ve bunun neticesinde biyogaz oluşur. İyi bir pH kontrolü ve çamur aşılması arıtma verimini artırır ve biyolojik stabilizasyon periyodunu kısaltır (Eric, 1995).



4. DENEYSEL YAKLAŞIM

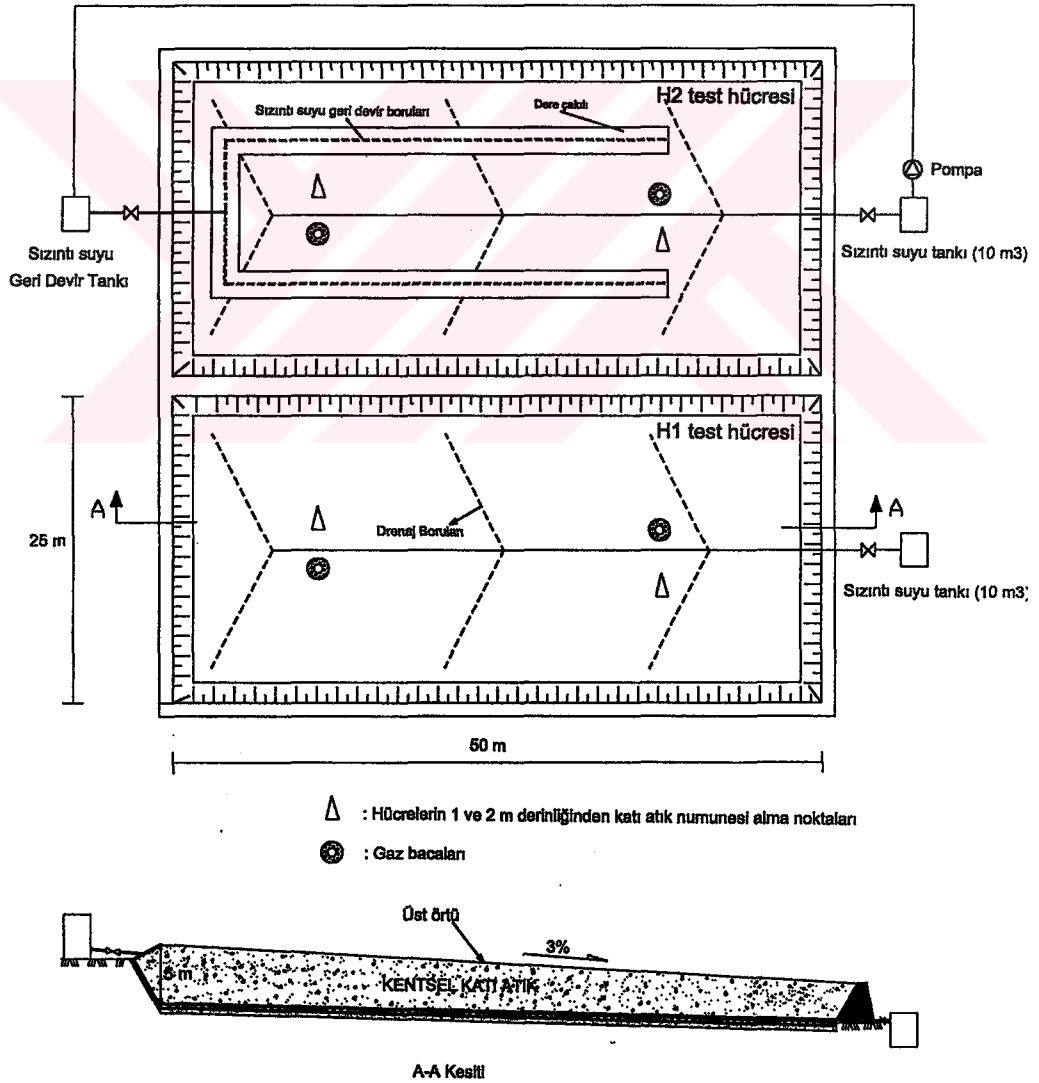
İstanbul Avrupa yakasında oluşan katı atıklar, ilçe belediyelerince Baruthane, Halkalı ve Yenibosna aktarma istasyonlarına taşınmakta, buradan da silolarla Odayeri Katı Atık Düzenli Depo Sahası'na aktarılmaktadır. Odayeri katı atık depo sahasında aktif depolama alanı, depolama işlemi tamamlanmış alan ve çalışmanın gerçekleştirildiği katı atık test hücrelerinin konumu Şekil 4.1' de verilmiştir.



Şekil 4.1 Odayeri katı atık depo sahasında depolama alanları ve test hücrelerinin konumu

4.1 Test Hücreleri

Katı atık düzenli depo sahalarında sızıntı suyu geri devrinin etkilerinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisinin belirlenmesi amacıyla, Odayeri katı atık depo sahası içerisinde $25 \times 50 \times 5$ m (B×L×H) boyutlarında 2 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 ($\varnothing 150$ mm HDPE) oluşturulmuştur. Ayrıca oluşacak depo gazının tahliyesi için her hücrede ikişer adet olmak üzere toplam 4 adet gaz bacası teşkil edilmiştir. Ek-1'de hücrelerin hazırlanması aşamasında sahada yapılan çalışmalar (kazı çalışmaları, taban ve üst örtü teşkili, vs.) gösterilmiş ve Şekil 4.2'de test hücrelerine ait detaylar verilmiştir.

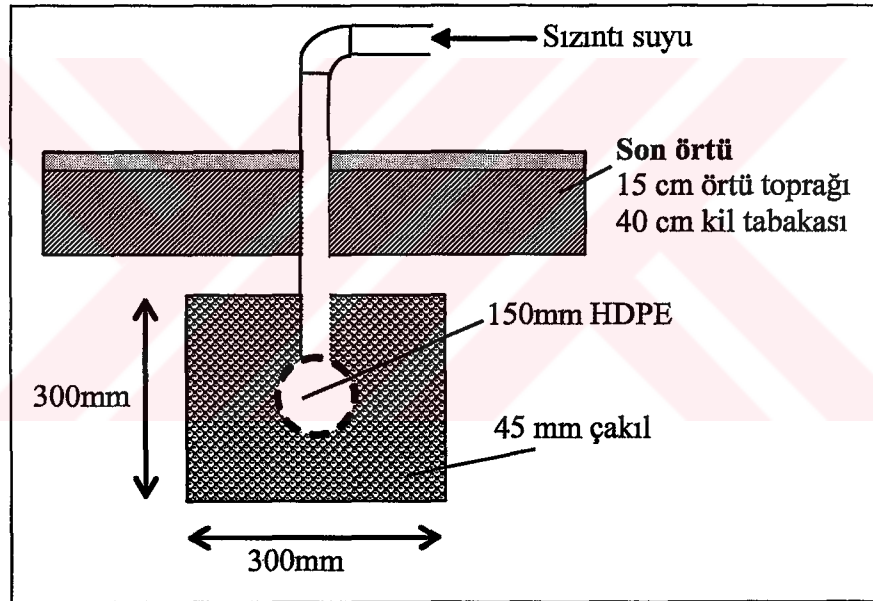


Şekil 4.2 Test hücrelerinin yapı detayları ve numune alma noktaları

Katı atık miktarı her bir hücre için yaklaşık olarak birbirine eşit olacak şekilde sızıntı suyu geri devirli (H2) ve geri devirsiz (H1) test hücrelerine sırasıyla 5400 ton ve 5350 ton olmak üzere toplam 10750 ton katı atık depolanmıştır. 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 10 ton kapasiteli tank yerleştirilmiştir (Şekil 4.2).

4.1.1 Sızıntı suyu geri devir sistemi

Atıkların test hücrelerine depolama işlemi tamamlandıktan sonra H2 test hücresindeki atığın yüzeyi kazılarak sızıntı suyu geri devri için drenaj borusu (Ø150 mm HDPE) ve drenaj malzemesi yerleştirilmiştir. Sisteme ait detaylar Şekil 4.3’de verilmiştir. Geri devirli test hücresinden oluşan sızıntı suları 10 tonluk bir tankta biriktirilerek bir pompa yardımı ile hücrenin üst kısmında bulunan tanka alınmış (Şekil 4.2), buradan da belirli zamanlarda saha üzerine geri devrettirilmiştir.



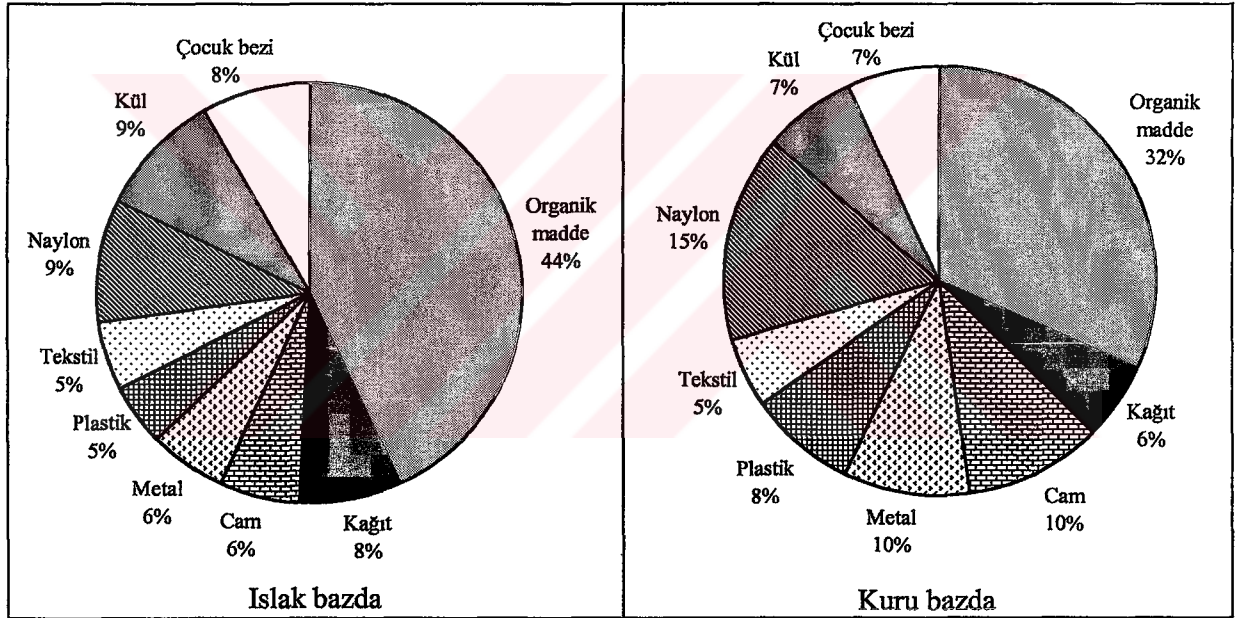
Şekil 4.3 Sızıntı suyu geri devir sistemi

4.2 Test Hücrelerine Depolanan Atıkların Bileşen ve 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 Avrupa yakasının katı atıklarının bertaraf edildiği Odayeri katı atık depo sahasında 16 ilçenin katı atıkları depolanmaktadır. Bu atıklar ilçe belediyelerince önce Baruthane, Halkalı ve Yenibosna'daki aktarma istasyonlarından birisine taşınmakta daha sonra 32 m³'lük 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. Hürelere depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri Şekil 4.4'de verilmiştir. Buradan atıkların önemli bir yüzdesini organik maddelerin (yemek atıkları, meyve sebze atıkları, vs.) oluşturduğu görülmektedir.



Şekil 4.4 Test hücrelerine depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri

Atıklar hürelere depolandıktan sonra kompaktörle sıkıştırma işlemi gerçekleştirilmiştir. Test hücrelerindeki (H1 ve H2) sıkıştırılmış atığın yoğunluğu ve porozitesi ile ilgili değerler Çizelge 4.1' de verilmiştir.

Çizelge 4.1 Test hücrelerine depolanarak sıkıştırılmış atıkların yoğunluğu ve porozitesi

Parametre	Hacim (m ³)		Ağırlık (ton)		Yoğunluk (ton/m ³)		Porozite	
	H1 ⁽¹⁾	H2 ⁽²⁾	H1	H2	H1	H2	H1	H2
Atığın hacmi ⁽³⁾	6250	6250	—	—	—	—	—	—
Atık kütlesi	—	—	5350	5400	—	—	—	—
Atığın yoğunluğu	—	—	—	—	0.856	0.864	—	—
Kuru bazdaki yoğunluk ⁽⁴⁾					0.529	0.525		
Porozite ⁽⁵⁾	—	—	—	—	—	—	0.618	0.646

(1): Sızıntı suyu geri devirsiz test hücresi, (2): Geri devirli test hücresi, (3): Hücrelerin hacmi (B×L×H = 25m×50m×5m) , (4): Atıkların su muhtevası %55 olarak belirlenmiş ve kuru bazdaki yoğunluk = (1-0.55×yoğunluk), (5) : Porozite = 1– (depolanana atık hacmi kuru bazda/toplam hacim)

Atıkların boşluk oranı H1 ve H2 hücreleri için sırasıyla 0.618 ve 0.646 olarak hesaplanmıştır. Depo sahalarında optimum ayrışma ve depo ortamında nemin etkin dağılımı için porozitenin 0.50-0.60 arasında olması gerekmektedir (Korfiatis, et al., 1984, Yuen 1999). Bu durumda test hücrelerindeki porozite değerlerinin literatürde optimum nem dağılımı için verilen değerlerle uyum içerisinde olduğu ve yeterli sıkışmanın sağlandığı görülmektedir.

4.2.1 Sızıntı suyu miktar ve bileşenlerinin tesbiti

Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının miktarı, drenaj borularının çıkışına bağlanan 10 ton kapasiteli tanktaki su yüksekliği ile belirlenmiştir. Sızıntı suyu numuneleri üst örtü teşkilinden sonra belirli periyotlarla sızıntı suyu tankından alınmış ve analizleri yapılmak üzere laboratuvara getirilmiştir.

4.2.1.1 Sızıntı suyu analiz yöntemleri

Sızıntı suyunun bileşenleri APHA (1995)'de verilen yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir. Bu analizlere ait yöntemler Çizelge 4.2'de verilmiştir.

Çizelge 4.2 Sızıntı suyu analiz yöntemleri

Parametre	Analiz Yöntemi
pH	Jenway 3040 Ion Analyser
Toplam Alkalinite (CaCO_3)	2320 B Titrasyon metodu *
Toplam çözünmüş katılar	AGB-1001 μP Conductivity and Temperature meter
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 *
Sülfat (SO_4^{2-})	APHA (1995) 4500-E türbidimetrik yöntem *
Cl^-	4500-Cl B. Argentometrik Metod *
Ağır metaller	Perkin-Elmer Simaa-6000 AAS

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

4.2.1.2 Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan kısmının belirlenmesi

Bir atıksuya ait KOİ bileşenleri temelde biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan fraksiyondan oluşmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan KOİ çözünmüş ve partiküler olmak üzere iki bileşenden meydana gelir. Bazı araştırmacılar biyolojik proseslerden çıkan suların biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ’sinin Çözünmüş Mikrobiyal Ürünlerden (ÇMÜ) oluştuğunu ve bu ürünlerin substrat ayrışması esnasında ara ürün, son ürün ve içsel solunum sonucu ortaya çıktığını belirtmişlerdir (Boero, et al., 1991). Bir başka çalışmada da bu ürünlerin biyokütle teşkili esnasında ve basit substratların mineralizasyonu sırasında biyokütle ayrışması sonucu çözünmüş organiklerin birikiminden kaynaklandığı belirtilmiştir (Noguera, et al., 1994).

Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ’sinin belirlenmesi maksadıyla anaerobik kesikli reaktörlerdeki ÇMÜ seviyesi, aklime olmuş aşıyla kalıcı KOİ’si bulunmayan tamamen kolay ayrışabilen substrat olan glikoz çözeltisi kullanılarak elde edilmiştir. Anaerobik sistemin ara ürünlerinden olan Uçucu Yağ Asitlerinin (UYA) çözünmüş mikrobiyal ürün tanımından çıkarılması gerektiğinden ÇMÜ seviyesi aşağıdaki formül kullanılarak elde edilmiştir (Barker ve Stuckey, 1999).

$$\text{ÇMÜ} = \text{Sn} - 1,07 (\text{UYA}) \quad (4.1)$$

Burada,

ÇMÜ : Çözünmüş mikrobiyal ürün (mg/l),

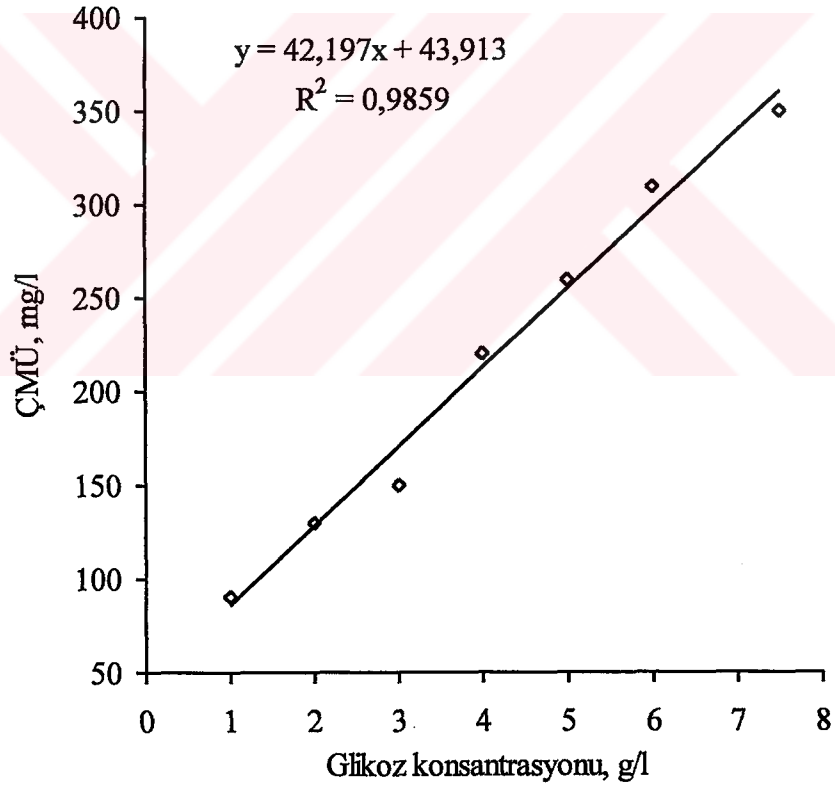
Sn : Glikoz reaktörünün nihai süzölmüş KOİ'si (mg/l)

UYA : Asetik asit olarak Uçucu Yağ Asidi Konsantrasyonu (mg/l). 1,07 asetik asitin CO₂ ve H₂O'ya oksidasyonu için kullanılan dönüşüm faktörüdür.

Test hücrelerinden oluşan sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'sinin belirlenmesi için ilk başta aklime edilmiş biyokütlenin çözünmüş mikrobiyal ürün seviyesi yukarıdaki formül yardımıyla tesbit edilmiştir. Aklimasyon işlemi, KOİ'si ortalama 20000 mg/l olan Odayeri Depo Sahasından oluşan sızıntı suyunun arıtımı için kullanılan laboratuvar ölçekli Yukarı Akışlı Çamur Yataklı Anaerobik reaktörden alınan biyokütle ile gerçekleştirilmiştir. Aşı mikroorganizmanın hem sızıntı suyuna hem de glikoza alışması için anaerobik reaktörler KOİ'si 5000 mg/l olan %50 çözünmüş sızıntı suyu ve %50 glikoz çözeltisi ile beslenmiştir. Sözü edilen %50'lik sızıntı suyu, test hücrelerine atıklar depolandıktan T=30 gün (Çözünmüş KOİ'si, S₀ =58000 mg/l), T=100 gün (S₀ =22200 mg/l) ve T=337 gün (S₀ =5000 mg/l) sonra oluşan ve çözünmüş KOİ'si 5000 mg/l'ye seyreltilerek birleştirilmiş olan 3 farklı nitelikteki sızıntı suyudur. Aklimasyon işlemi 500 ml kapasiteli reaktörlere KOİ'si 5000 mg/l olan sızıntı suyu karışımı ve glikoz çözeltisinden 250'şer ml beslenerek hidrolik bekletme süresi 10 gün olacak şekilde gerçekleştirilmiş ve bu işlem 2 ay sürmüştür. Böylece aşı mikroorganizmalar, farklı nitelikteki sızıntı suyu ve glikoza aklime edilmiştir. Aşı mikroorganizmaların hem sızıntı suyuna hem de glikoza alışmış olması sebebiyle sızıntı suyu reaktörlerinden oluşacak mikrobiyal ürün seviyesi ile glikoz çözeltisinden oluşacak mikrobiyal ürün seviyesi birbirine eşit kabul edilmiştir (Germirli, 1990). Bu aşamadan sonra anaerobik kesikli reaktörler, Çizelge 4.3'de bileşenleri verilen nutrient çözeltisi (Goorany, 1998) ve aklime olmuş biyokütle ilavesi ile farklı konsantrasyonlara sahip glikoz çözeltileri beslenerek devreye alınmıştır. Farklı başlangıç konsantrasyonlarına sahip glikoz çözeltileri ile beslenen 6 ayrı anaerobik reaktörde nihai KOİ değerleri belirlenmiş ve (4.1) denklemi ile elde edilen ÇMÜ değerleri Şekil 4.5'de verilmiştir.

Çizelge 4.3 Nutrient çözeltilerinin bileşenleri

Nutrient A		Nutrient B	
Bileşen	Konsantrasyon (g/l)	Bileşen	Konsantrasyon, mg/l
K ₂ HPO ₄	320	MgCl ₂	400
KH ₂ PO ₄	160	KCl	400
MgSO ₄ .7H ₂ O	15	NaS ₂ .9H ₂ O	375
FeSO ₄ .7H ₂ O	0.5	(NH ₄) ₂ HPO ₄	80
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0.5	FeCl ₂ 4H ₂ O	40
MnSO ₄ .7H ₂ O	0.5	CaCl ₂ 2H ₂ O	25
CaCl ₂	2	CoCl ₂ 6H ₂ O	2,5
		KI	2,5
		MnCl ₂ 6H ₂ O	0.5
		ZnCl ₂	0.5
		NaMoO ₃	0.5
		H ₃ BO ₃	0.5
		NiCl ₂ 6H ₂ O	0.5



Şekil 4.5 Anaerobik reaktörlerde farklı glüköz konsantrasyonları için akline olmuş biyokütlenin çözünmüş mikrobiyal ürün seviyeleri

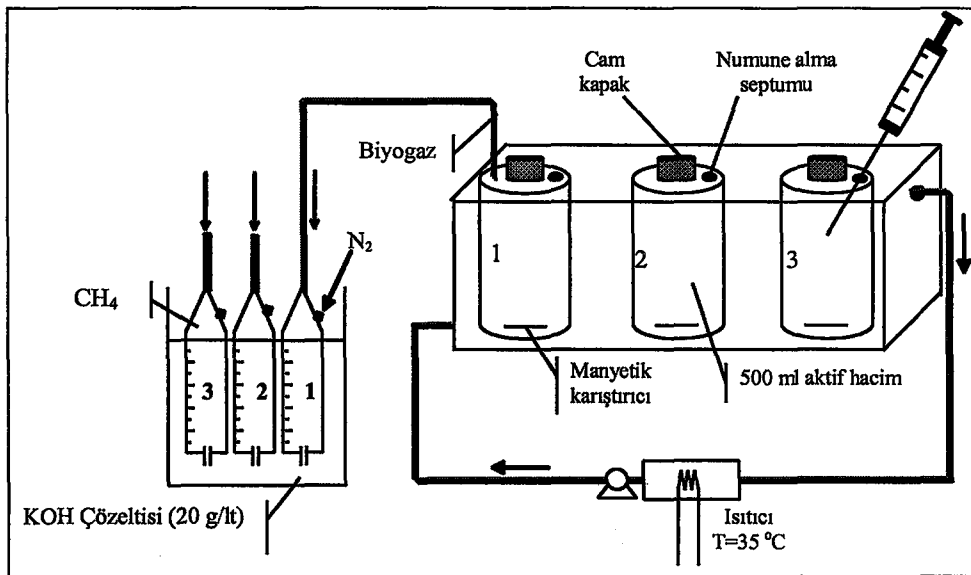
Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'si, başlangıç KOİ'si seyreltilerek 5000 mg/l civarına getirilmiş süzölmüş KOİ ve aktime olmuş aşu mikroorganizma ile beslenen kesikli reaktörlerdeki nihai KOİ değerleri ve Şekil 4.5'de çizilen kalibrasyon denklemi ($y=42.197x+43.913$; $R^2=0.9859$) kullanılarak elde edilen çözönmüş mikrobiyal ürün arasındaki farktan bulunmuştur. Buna göre sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan çözönmüş KOİ'si (S_{non}),

$$S_{non} = S_{NR} - \text{ÇMÜ} \quad (4.2)$$

ifadesi ile elde edilmiştir. Burada, S_{NR} ; sızıntı suyu reaktörlerindeki çözönmüş nihai KOİ, ÇMÜ; kalibrasyon denklemi ile elde edilen çözönmüş mikrobiyal ürün değerleridir. Çözönmüş KOİ değerleri 0.45 µm membran filtre (S&SCHUELL, 47 mm) yardımıyla filtre edilerek elde edilen değerlerdir.

Anaerobik Reaktör Düzenegi ve reaktörlerin devreye alınması işlemleri

Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının biyolojik olarak ayrışamayan çözönmüş bileşeninin depo yaşına bağlı olarak değişiminin belirlenmesi maksadıyla BOİ analizi için tasarlanmış olan magnetik karıştırıcılı **Hach-Model 2173B BOD** üzerine su banyosu tertip edilerek 6 adet 500 ml'lik anaerobik reaktör kurulmuştur. Reaktörler sıcaklık kontrolü için su banyosu içerisinde $35\pm1^\circ\text{C}$ 'de tutulmuş ve tabandaki magnetik karıştırıcılarla tam karışım sağlanmıştır. Reaktörler şematik olarak Şekil 4.6'da verilmiştir. Reaktörler devreye alınmadan önce oluşan biyogazın toplanacağı 1000 ml kapasiteli mezürler N_2 gazı ile doldurulmuş ve reaktörlerin devreye alınması esnasında bu gaz reaktör içerisinde geçirilmiştir.



Şekil 4.6 Deneysel çalışmalarda kullanılan anaerobik kesikli reaktörler

Reaktörler besi çözeltileri (A ve B), aşı mikroorganizma (50 mg UKM/l) ve arıtılacak sızıntı suyu ile doldurulmuştur. Çözelti A ve B nutrient ihtiyacını karşılamak ve pH'yı tamponlamak için reaktörlere ilave edilmiştir. Reaktörlerde üretilen gaz hacim deplasmanı yöntemiyle 1000 ml'lik mezürlerde toplanmıştır.

4.2.1.3 Ağır metal analizleri

Katı atık düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı sularının ağır metal muhtevalarının belirlenebilmesi için öncelikle bu metallerin tamamen çözeltiye geçirilmesi işlemi yapılmıştır. Bu maksatla ETHOS-1600 marka mikrodalga fırın kullanılmıştır. Sızıntı suyu numunelerinden 5 ml alınarak teflondan yapılmış basınca dayanıklı özel kaplara konmuş ve üzerine 6 ml % 65'lik HNO₃, 3 ml % 35'lik HCl ve 0.25 ml %30'luk H₂O₂ ilave edilerek mikrodalga fırında parçalama işlemi gerçekleştirilmiştir. Parçalama işlemi tamamlandıktan sonra numune hacmi 100 ml'ye tamamlanmış ve ağır metal analizleri Perkin-Elmer marka Simaa-6000 model atomik absorpsiyon spektrofotometresiyle gerçekleştirilmiştir.

4.2.2 Depo gazı bileşenleri

H1 ve H2 test hücrelerinde bulunan gaz bacalarında gerçekleştirilen analizler depo sahalarında gaz emisyonlarının ölçümünde kullanılmak üzere Gas Data Limited tarafından imal edilmiş "Landfill Monitoring System Version 4.17" analiz cihazıyla gerçekleştirilmiştir. Infrared CH₄ ve CO₂ dedektörlerine sahip olan cihaz, diğer gazlar ve sıcaklık ve basınç gibi diğer çevresel faktörlerin de belirlenebileceği şekilde tasarlanarak üretici firma tarafından kalibre edilmiştir (Gas Data Limited, 2000). Bu cihazla depo gazında CH₄, CO₂, O₂ ve H₂S değerleri belirlenmiştir.

4.2.3 Sahada meydana gelen çökme miktarları

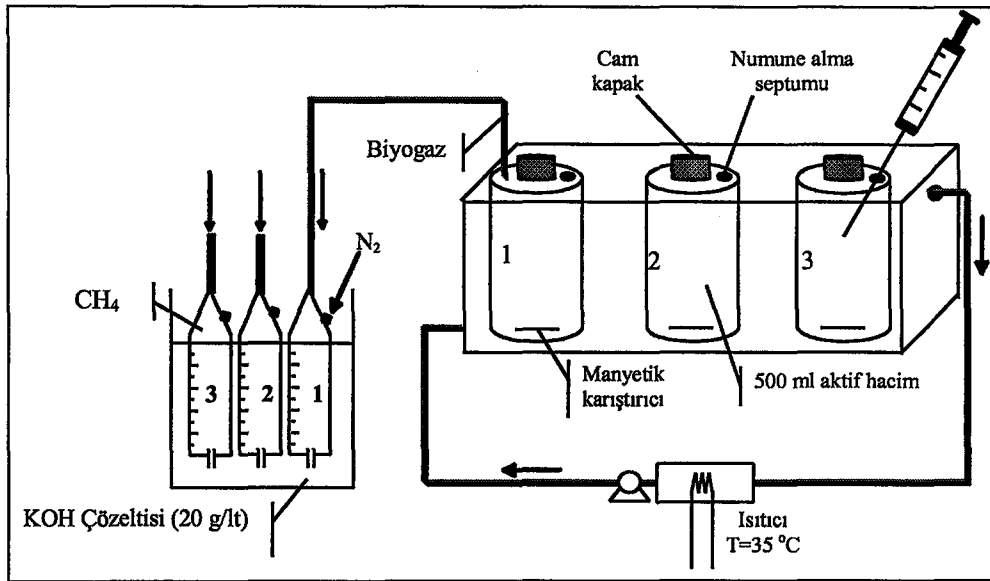
Yüzeysel çökme analizi için, başlangıçta ve depolamadan 150 ve 375 gün sonra hücrelerin yüzeyinde belirlenen 36 noktada topografik ölçümler yapılmıştır. Bu ölçümler sonunda hücrelerde meydana gelen çökme miktarı (Z (dikey) yöndeki değişimler) belirlenmiştir.

4.2.4 Katı atık analizleri

4.2.4.1 Biyolojik Metan Potansiyeli'nin (BMP) belirlenmesi

BMP testi, katı atıkların CH_4 'a dönüşüm oranlarının belirlenmesinde kullanılan yöntemdir. Literatürde BMP testi kullanılarak farklı atık türleri için birim atık başına oluşabilecek CH_4 miktarının belirlendiği çalışmalar mevcuttur (Owens, et al., 1993, Lin, et al., 1999, Mehta, 2000). Bu çalışmada, BMP testi için atıkların organik kısmı (yemek atıkları, sebze ve meyve atıkları, kağıt, vs.) 103°C 'de 24 saat kurutulduktan sonra öğütülmüş daha sonra 10 gr. (kuru ağırlık) ağırlığındaki numuneler 0.1 N NaOH çözeltisi içerisinde 120°C sıcaklık ve 1 atm basınç altında 2 saat süreyle ön hidroliz işlemine tabii tutulmuştur (Marticorena, vd., 1993). Ön hidroliz işlemi tamamlandıktan sonra numunelere nutrient çözeltisi ve 50 mg UKM/l anaerobik granül aşı ilave edilerek, 500 ml'lik kesikli reaktörlerde 35°C 'de magnetik karıştırıcılarla karıştırılarak inkübe edilmiştir. Oluşan biyogaz içerisindeki CO_2 , 1 N KOH çözeltisinde tutularak CH_4 miktarı ölçülmüştür (Demirer and Speece, 1998). Deney düzeneği Şekil 4.7'de verilmiştir. Reaktörlerde gaz oluşumu tamamlandıktan sonra birim kuru ağırlık başına oluşan CH_4 miktarları belirlenmiştir.

Başlangıçta test hücrelerine depolama yapılmadan önce aktarma istasyonlarından gelen katı atıklar üzerinde BMP testi gerçekleştirilmiştir. Atıkların ayrışma hızının belirlenmesi amacıyla depolamadan itibaren 6 aylık periyotlarda hücrelerin iki farklı noktasının 2 m derinliğinden 5-10 kg numune alınarak laboratuvara getirilmiş ve analizler tekrarlanmıştır. Bu işlemle H1 ve H2 hücrelerinin toplam 4 noktasından alınan numunelerin birim atık başına oluşturabileceği CH_4 miktarı izlenmiş ve atıkların ayrışma hızları tesbit edilmiştir.



Şekil 4.7 BMP testi için kullanılan kesikli reaktörler

4.2.4.2 Depo gövdesindeki atık sıcaklığının değişimi

Atık sıcaklığının değişiminin incelenmesi maksadıyla her iki hücrede belirlenen noktalarda (bu noktalar birbirinin simetriği olacak şekilde) 4 farklı derinliğe (0.5 m, 1 m, 1.5 m ve 2 m) yerleştirilen paslanmaz çelikten imal edilmiş problar yerleştirilmiş ve depo yaşına bağlı olarak gövdedeki sıcaklık değişimleri izlenmiştir.

4.3 Sızıntı Suyu Bileşenlerinin Değişimini Veren Simülasyon Yöntemi

Sızıntı suyu kirletici bileşenlerinin çöp yaşı ile değişimini veren fonksiyon $y = f(t)$ olarak tanımlanacak olursa, n bilinen veri sayısı olmak üzere (t_i, y_i) , $i=1, 2, 3, \dots, n$ olacaktır. $y = f(t)$ fonksiyonunun bilinmeyen katsayılarının r tane olduğu düşünülerek; fonksiyonda $a_1, a_2, a_3, \dots, a_r$ kadar bilinmeyen katsayı vardır. n tane bilinen değer r tane bilinmeyen katsayının çözümü için kullanılacak olursa $[y_i = f(t_i)]$, $n = r$ olduğu sürece bu fonksiyonun bilinmeyen katsayıları bulunabilir.

Bu çalışmada bilinmeyen katsayılar en küçük kareler tekniğine göre MATLAB 5.3[®] (Lisans No: 76297) bilgisayar programı kullanılarak elde edilmiştir. En küçük kareler yöntemi, belli noktalara en yakın mesafeden doğru bir çizgi bulma işlemidir. Bu doğru verilen noktalara mesafelerin karelerini minimize edecek şekilde oluşturulur. Bu çalışmada değişkenler arasında bağıntı kuran $y=f(t)$ gibi bir fonksiyon tanımlanmış ve fonksiyonun bilinmeyen katsayıları MATLAB programı yardımıyla “Ters Bölme İşletmeni (\)” kullanılarak elde edilmiştir (The Mathworks Inc., 1999).

Çalışmada kirletici parametrelerin konsantrasyonu ile çöp yaşı arasındaki ilişki aşağıda verilen non lineer fonksiyon kullanılarak modellenmiştir.

$$y = a_0 + a_1 \cdot e^{-t} + a_2 \cdot t \cdot e^{-t} \quad (4.3)$$

a_0, a_1 ve a_2 fonksiyonun bilinmeyen katsayıları olup, H1 ve H2 hücrelerinden elde edilen verilerin modelden sapmasının kareleri toplamını minimize eden en küçük kareler yöntemi ile hesaplanmıştır. Ele alınan fonksiyon için regresyon matrisi aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & e^{(-t_1)} & t_1 \cdot e^{(-t_1)} \\ 1 & e^{(-t_2)} & t_2 \cdot e^{(-t_2)} \\ 1 & e^{(-t_3)} & t_3 \cdot e^{(-t_3)} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & e^{(-t_n)} & t_n \cdot e^{(-t_n)} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} a_0 \\ a_1 \\ a_2 \end{bmatrix}$$

Bu matris MATLAB programında,

$$X=[\text{ones}(\text{size}(t)) \exp(-t) t.\exp(-t)] \quad (4.4)$$

$$a=X/y \quad (4.5)$$

komutları ile kirletici parametrelerin konsantrasyonu ve çöp yaşı arasındaki ilişkiyi veren fonksiyonun çözümü yapılarak bilinmeyen katsayılar (a_0 , a_1 , a_2) elde edilebilir.

4.4 Sızıntı Suyunun Biyolojik Olarak Ayrışamayan Çözünmüş KOİ Bileşeninin Modelleme Yöntemi

Test hücrelerinden oluşan sızıntı suyu KOİ'sinin biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş kısmı (S_{non}) bakteriyel büyüme ve metabolik ürünler arasındaki ilişki temel alınarak oluşturulmuş bir model olan "Gompertz Eşitliği" kullanılarak modellenmiştir (Zwietering, et. al., 1990). Bu çalışmada bakteriyel büyüme için kullanılan eşitlik, biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ fraksiyonunun (S_{non}), sızıntı suyu toplam KOİ'sine (S_0) oranının zamanla değişimi ele alınarak modifiye edilmiştir. Bu eşitlik,

$$A = A_0 + A_{\max} \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{m \cdot \exp(1)}{A_{\max}} \cdot (L - t) + 1 \right) \right] \quad (4.6)$$

şeklinde olup,

Burada;

A_0 : Başlangıç (S_{non}/S_0) oranı

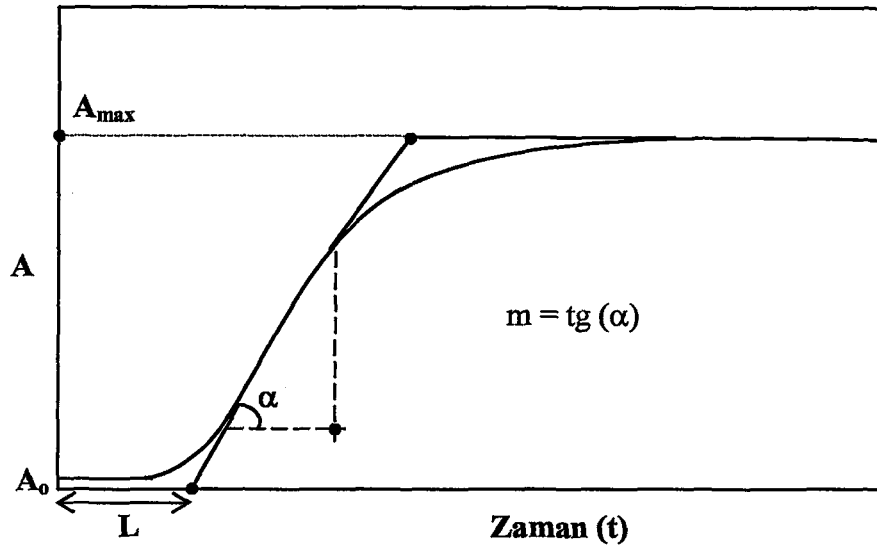
A : (S_{non}/ S_0) oranını,

$A_{\max}$: Maksimum (S_{non}/ S_0) oranını,

m : eğim

L : (S_{non}/ S_0) oranının artmaya başladığı zamana kadar geçen süreyi göstermektedir.

A , $A_{\max}$, m ve L değerlerinin grafik üzerinde gösterimi Şekil 4.8 'de verilmiştir.



Şekil 4.8 Gompertz eşitliğindeki parametreler

4.5 Regresyon Analizi

Regresyon analizi iki veya daha fazla değişken arasında herhangi bir ilişkinin olup olmadığını, varsa bu ilişkinin derecesini belirlemede kullanılan metottur. Bir başka deyişle bir y değişkeninin diğer bir x değişkeni ile bağımlılığı inceleme konusu yapılarak bunlar arasındaki ilişkiler karşılıklı olarak incelenir. Doğrusal regresyonda bağımlı değişkenin bir tek bağımsız değişkene olan regresyonu inceleme konusu yapılırken, çoklu regresyonda birden fazla bağımsız değişkenin tek bir bağımlı değişkene olan etkileri inceleme konusu yapılır. Regresyon analiz metodu deneysel araştırmayı, matematiksel metodları ve istatistik analizi içine alır. Bir araştırmacı amaç fonksiyonunu belirlemek amacıyla ya bağımsız değişkenler arasındaki ilişkiyi araştırır ya da optimum çözümü elde etmek için bağımsız değişkenlerin katsayılarını tesbit etmek ister. Bu nedenle önceden belirlenen modelin katsayıları deneysel veriler yardımıyla tahmin edilir (Hasar, 2001).

4.5.1 Basit regresyon

$(x_1, y_1); (x_2, y_2); (x_3, y_3); \dots; (x_n, y_n)$ gibi bir takım ikili gözlemlerden meydana gelen düz bir doğru en küçük kareler yaklaşımının en basit örneğidir. Düz bir doğru için matematiksel ifade aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$Y_i = a_0 + a_1 x_i + e \quad (4.7)$$

Burada a_0 ve a_1 eğimi temsil eden katsayılarıdır. e ise matematiksel model ve gözlemler arasındaki hatadır. Denklem tekrar düzenlenirse;

$$e = Y_i - (a_0 + a_1 \cdot x_i) \quad (4.8)$$

Böylece hata (e), önceden lineer denklem yardımıyla elde edilen yaklaşık değer $(a_0 + a_1 \cdot x_i)$ ve Y_i 'nin gerçek değeri arasındaki fark olmaktadır.

4.5.2 Regresyon katsayılarının elde edilmesi

Deneysel gözlemlerdeki amaç x ve y arasındaki ilişkiyi gösteren en iyi hattı bulmaktır. Bu hattı temsil eden denkleme *regresyon denklemi* denir. Gözlemlere en iyi uyan hat en küçük kareler metodu yardımıyla bulunması yani a_0 ve a_1 katsayılarının elde edilmesidir. Bu işlem ise hataların karelerinin toplamının minimize edilmesi ile olur. Yani tahmin edilen Y_i değerlerindeki hata değerinin en küçük olmasıdır. Hataların toplamı;

$$\sum_{i=1}^n e_i = \sum_{i=1}^n (Y_i - a_0 - a_1 \cdot x_i) \quad (4.9)$$

şeklinde ifade edilir ve hataların karelerinin toplamı ise;

$$B_e = \sum_{i=1}^n e_i^2 = \sum_{i=1}^n (Y_i - a_0 - a_1 \cdot x_i)^2 \quad (4.10)$$

şeklinde yazılabilir. x ve Y arasındaki ilişkiyi ifade eden a_0 ve a_1 katsayıları, hataların karelerinin toplamının her bir katsayıya göre kısmi türevlerinin alınarak sıfıra eşitlenmesi ile elde edilir. Kısmi Türevleri;

$$\frac{\partial B_e}{\partial a_0} = -2 \sum_{i=1}^n (y_i - a_0 - a_1 \cdot x_i) \quad (4.11)$$

$$\frac{\partial B_e}{\partial a_1} = -2 \sum_{i=1}^n (y_i - a_0 - a_1 \cdot x_i) \cdot x_i \quad (4.12)$$

şeklinde elde edilir. Bu değerler sıfıra eşitlenerek bir minimum B_r değeri bulunur. Denklemde

$\sum_{i=0}^n a_0$ yerine $n \cdot a_0$ yazılırsa iki bilinmeyenli iki lineer denklem takımı elde edilir ve aşağıdaki gibi yazılır.

$$n \cdot a_0 + \sum_{i=1}^n x_i \cdot a_1 = \sum_{i=1}^n Y_i \quad (4.13)$$

$$\sum_{i=1}^n x_i \cdot a_0 + \sum_{i=1}^n x_i^2 \cdot a_1 = \sum_{i=1}^n x_i \cdot Y_i \quad (4.14)$$

Denklemler sayısal olarak çözümlendiğinde ise a_1 katsayısı;

$$a_1 = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i \cdot Y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n Y_i}{n \sum_{i=1}^n x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2} \quad (4.15)$$

şeklinde elde edilir. Elde edilen a_1 katsayısı Denklem (4.14)'de yerine konarak a_0 katsayısı elde edilir.

$$a_0 = \bar{Y} - a_1 \cdot \bar{x} \quad (4.16)$$

Denklemin (4.16)'daki $\bar{x}$ ve $\bar{Y}$ değerleri sırasıyla her bir x ve Y değişkenlerinin aritmetik ortalamalarını ifade etmektedir.

4.5.3 Lineer olmayan regresyon

Lineer regresyon, verilerden en iyi doğruyu elde etmek için kullanılan bir tekniktir. Bununla beraber bağımsız ve bağımlı değişkenler arasındaki ilişkinin lineer olduğu önceden kabul edilir. Bu her zaman geçerli değildir ve bir lineer model kullanmaksızın herhangi bir regresyon modeli uygulanarak veriler gözle görülür bir şekilde de kontrol edilir. Diğer taraftan dönüştürülebilir bir formdaki veriler lineer regresyonla da ifade edilebilir. Örnek olarak aşağıdaki gibi eksponansiyel bir denklem ele alınabilir.

$$Y = a_1 \cdot e^{b_1 \cdot x} \quad (4.17)$$

Burada a_1 ve b_1 birer sabiti ifade etmekte ve Y ile x arasında lineer olmayan bir ilişki bulunmaktadır. Bu tip deneysel çalışmalarda denklemdeki katsayılar lineer olmayan regresyon tekniği kullanılarak elde edilirler. Bununla beraber alternatif olarak lineer olmayan denklem matematiksel dönüşümler kullanılarak lineer forma dönüştürülür ve daha sonra basit yada çoklu lineer regresyondan elde edilen verilere en uygun eğri elde edilir. Örnek olarak yukarıda verilen denklem ele alınırsa, lineer olmayan denklemin önce her iki tarafının logaritması alınarak;

$$\ln Y = \ln a_1 + b_1 \cdot x \cdot \ln e \quad (4.18)$$

ifadesi elde edilir, ve $\ln e = 1$ olduğundan;

$$\ln Y = \ln a_1 + b_1 \cdot x \quad (4.19)$$

şeklinde lineer şekle dönüştürülür ve lineer regresyon kullanılmak suretiyle çözüm elde edilir.

4.5.4 Regresyon metodu için matris formülasyonu

Regresyon analizin basit lineer regresyon, çoklu lineer regresyon ve lineer olmayan regresyon olmak üzere üç tipi vardır. Her üç regresyon tipi için en küçük kareler metoduna göre genel denklem aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$Y = a_0 \cdot z_0 + a_1 \cdot z_1 + a_2 \cdot z_2 + \dots + a_m \cdot z_m \quad (4.20)$$

Burada $z_0, z_1, \dots, z_m$ farklı $(m+1)$ fonksiyonlarıdır. Basit ve çoklu lineer regresyonda $z_0 = 1$, $z_1 = x_1$, $z_2 = x_2$, $\dots$, $z_m = x_m$ olduğu kolay bir şekilde görülür. Lineer olmayan regresyonda ise $z_0 = x^0$, $z_1 = x^1$, $z_2 = x^2$, $z_3 = x^3$, $\dots$, $z_m = x^m$ şeklindedir. Denklem (4.20) matris rotasyonda genel olarak aşağıdaki şekilde yazılabilir.

$$\{Y\} = [z]\{a\} + \{E\} \quad (4.21)$$

Burada $[z]$, bağımsız değişkenler matrisidir ve bu matris aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$[z] = \begin{bmatrix} z_{01} & z_{11} & z_{21} & \cdot & \cdot & \cdot & z_{m1} \\ z_{02} & z_{12} & z_{22} & \cdot & \cdot & \cdot & z_{m2} \\ z_{03} & z_{13} & z_{23} & \cdot & \cdot & \cdot & z_{m3} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ z_{0n} & z_{1n} & z_{2n} & \cdot & \cdot & \cdot & z_{mn} \end{bmatrix} \quad (4.22)$$

Burada m değişkenlerin sayısı ve n veri sayısıdır. $\{Y\}$ ise bir kolon vektörü olup bağımlı değişkenlerin gözlem değerini ifade eder ve aşağıdaki gibi yazılır.

$$\{Y\}^T = [Y_1, Y_2, Y_3, \dots, Y_n] \quad (4.23)$$

Denklem (4.21)'deki $\{a\}$ bilinmeyen katsayılar ve $\{E\}$ ise hataların kolon vektörü olup aşağıdaki gibi yazılabilirler.

$$\{a\}^T = [a_0, a_1, a_2, \dots, a_m] \quad (4.24)$$

$$\{E\}^T = [e_0, e_1, e_2, \dots, e_m] \quad (4.25)$$

Daha önceki bölümlerde ifade edildiği gibi hataların karelerinin toplamı bu model için aşağıdaki gibi tanımlanabilir.

$$B_e = \sum_{i=1}^n \left(Y_i - \sum_{j=1}^{m+1} a_j \cdot z_{ij} \right)^2 \quad (4.26)$$

Her bir katsayıya göre hataların karelerinin minimize edilmesi yani kısmi türevlerinin alınması ve sıfıra eşitlenmesi ile normal denklemler elde edilir. Bu denklemler matris notasyonda aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$[Z]^T [Z] \cdot \{a\} = [Z]^T \cdot \{Y\} \quad (4.27)$$

Denklemin çözümü matrisin inversinin alınması ile elde edilir ve $\{a\}$ vektörü aşağıdaki gibi yazılabilir.

$$\{a\} = [Z]^T [Z]^{-1} \cdot [Z]^T \cdot \{Y\} \quad (4.28)$$

4.5.5 Önemlilik testi

Elde edilen modelin ölçüm sonuçları ile uyumunu veren korelasyon katsayısı “r” aşağıdaki ifadeler yardımıyla bulunabilir. “r” değerinin 1’e yaklaşması regresyon denkleminin ifade ettiği ilişkinin daha doğru bir şekilde olduğunu gösterir.

$$r = \frac{A}{\sqrt{B-C}} \quad (4.29)$$

$$A = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) = \sum_{i=1}^n x_i \cdot y_i - \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^n x_i \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n y_i \right) \quad (4.30)$$

$$B = \sum_{i=1}^n x_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2}{n} \quad (4.31)$$

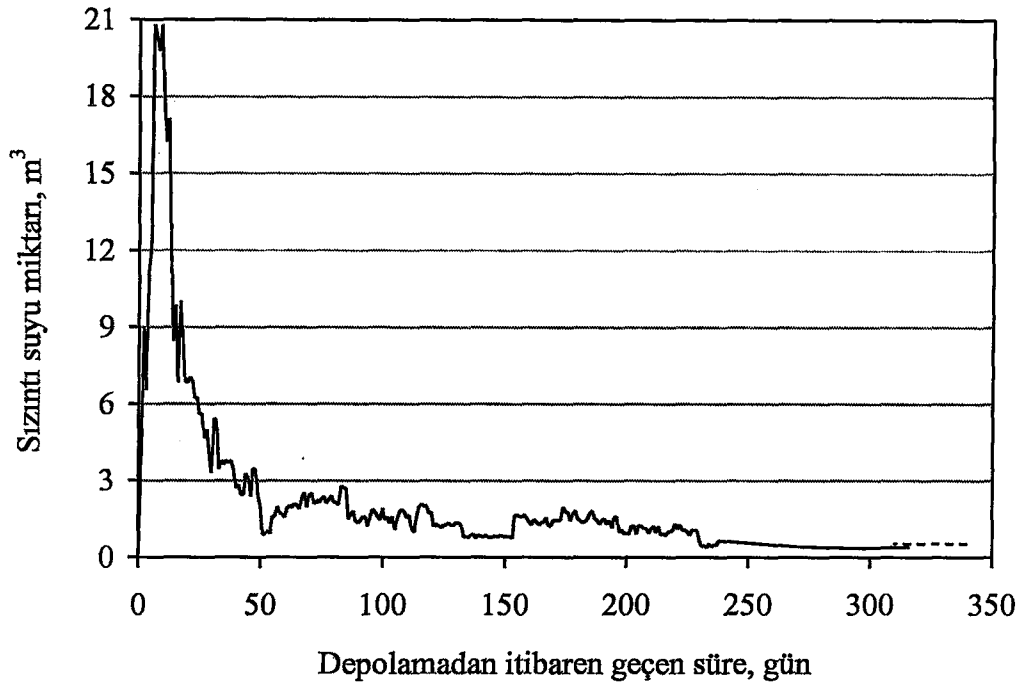
$$C = \sum_{i=1}^n y_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^n y_i \right)^2}{n} \quad (4.32)$$

5. DENEY SONUÇLARI VE DEĞERLENDİRMELER

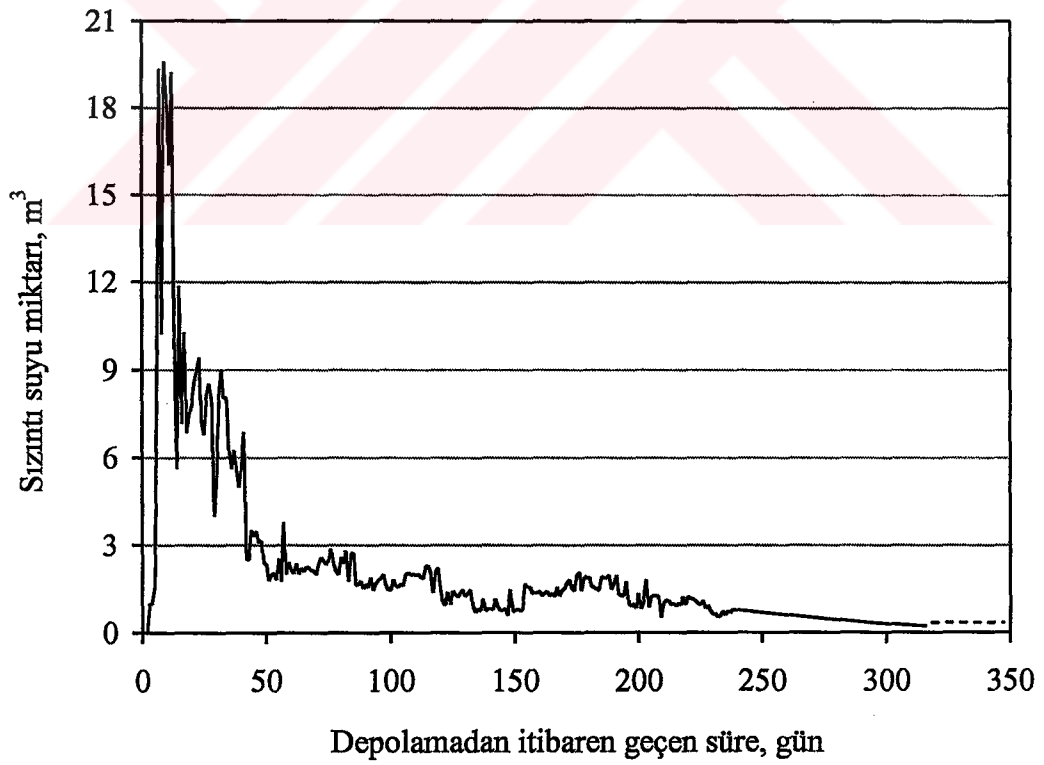
5.1 Test Hücrelerinden Oluşan ve Geri Devrettirilen Sızıntı Suyu Miktarları

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyu geri devir işleminin anaerobik ayrışmanın asit safhasında bu suyun herhangi bir inhibisyon etkisinden kaçınmak için düşük oranlarda ve frekanslarda gerçekleştirilmesi gerekmekte, metan fazına ulaşıldığında ise geri devir oranları kademe kademe artırılmalıdır (Pohland, 1980 ; Cossu, 1989 ; Pohland and Al-Yousfi, 1994). Birçok araştırmacı sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu ve sızıntı suyu oluşum hızı üzerindeki etkileri ile ilgili çalışmalar yapmışlardır (Chugh, et al, 1998 , Al-Yousfi and Pohland, 1998). Al-Yousfi ve Pohland (1998), tarafından yapılan laboratuvar ölçekli çalışmada oluşan sızıntı suyu %25-100 oranlarında geri devrettirilmiş, geri devir oranı yükseldikçe depo gazının metan miktarının arttığı tesbit edilmiştir. Ancak yüksek su muhtevasının anaerobik ortamın gelişmesi üzerinde olumsuz etkilerinin olduğu ve bu şartlarda anaerob bakteri alışma fazının uzun sürdüğü sonucuna varmışlardır. Bir başka çalışmada, atık hacminin %2-30'u oranlarında geri devrettirilen sızıntı suyunun atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiş ve benzer sonuçlar elde edilmiştir (Chugh, et al., 1998).

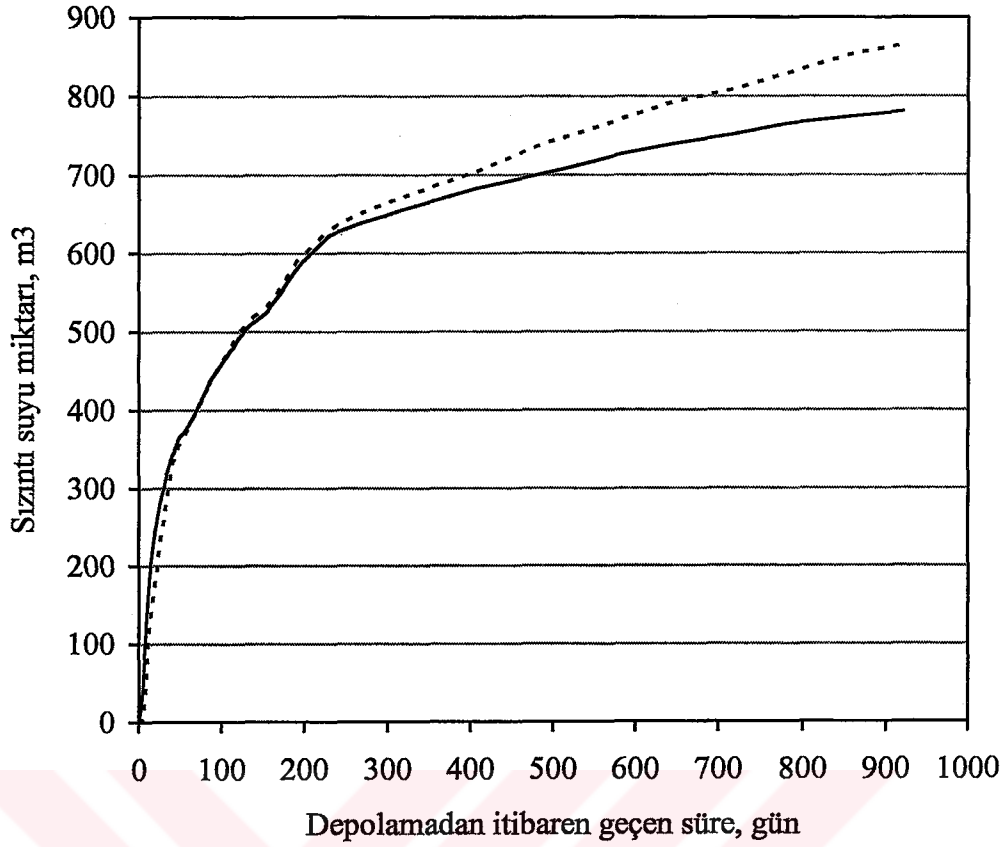
Bu çalışmada biri kontrol (H1) diğeri sızıntı suyu geri devirli (H2) olan katı atık test hücrelerinde geri devrin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışma dahilinde test hücrelerinin tabanına yerleştirilmiş drenaj borularının çıkışına bağlanan 10 m³ kapasiteli tanktaki su yüksekliği ile oluşan sızıntı suyunun miktarları ölçülmüş ve elde edilen günlük sızıntı suyu miktarları Şekil 5.1 ve 5.2'de, kümülatif sızıntı suyu miktarları ise Şekil 5.3'de verilmiştir. H1 ve H2 test hücreleri için 920 gün sonra oluşan toplam sızıntı suyu miktarları sırasıyla 780 ve 865 m³ olarak tesbit edilmiştir. Şekil 5.1, 5.2 ve 5.3'den geri devir periyodu esnasında oluşan sızıntı suyu hacminin önemli derecede değişmediği belirlenmiştir.



Şekil 5.1 H1 test hücresinde oluşan günlük sızıntı suyu miktarları



Şekil 5.2 H2 test hücresinde oluşan sızıntı suyu miktarları

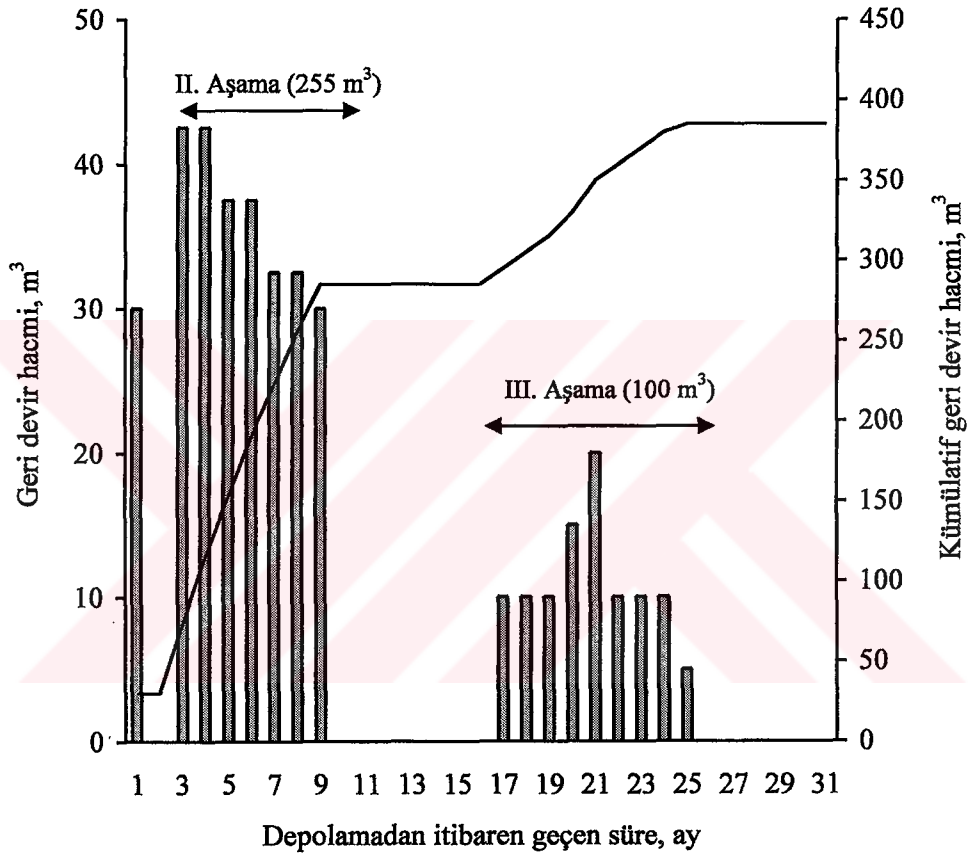


Şekil 5.3 H1 ve H2 test hücrelerindeki kümülatif sızıntı suyu miktarları (— H1 ; --- H2)

Sızıntı suyunun test hücrelerinden birine geri devir işlemi üç aşamada gerçekleştirilmiştir. İlk aşamada, üst örtü teşkil edilmeden önce ve sıkıştırma işleminden sonra oluşan sızıntı suyunun 30 m³'lük kısmı atıkların ön ıslatılmasının sağlanması amacıyla katı atıkların üzerine verilmiştir. İkinci aşamaya yaklaşık 2 ay sonra başlanmıştır. Bu tarihten itibaren oluşan sızıntı suyunun tamamı 7 ay boyunca 1-1,5 m³/gün oranlarında (toplam 255 m³) H2 hücresine geri devrettirilmiştir. Atıkların test hücrelerine depolanmasından itibaren 16 ay sonra üçüncü aşamaya geçilmiş ve 9 ay boyunca toplam 100 m³ sızıntı suyu geri devrettirilmiştir. Bu hücreye geri devrettirilen sızıntı suyu miktarları Şekil 5.4'te verilmiştir.

Bu üç aşama sonunda (25 ay süresince) oluşan 865 m³ sızıntı suyunun 385 m³ 'ü (%45'i) saha üzerine verilmiştir. Sızıntı suyu geri devirsiz H1 hücresinde oluşan sızıntı suyunun tamamı (780 m³) Odayeri Düzenli Depo Sahasının mevcut sızıntı suyu havuzuna deşarj edilmiştir. H2 hücresinde ise deşarj edilen sızıntı suyu miktarı $865 - 385 = 480$ m³ 'dür. Bu işlemle deşarj edilen sızıntı suyu miktarında $[(1 - (480/780)) \times 100] = \%38.5$ oranında azalma sağlanmıştır.

Atıkların en iyi şartlarda ayrışması için nem muhtevasının arazi kapasitesi değerlerinde olması gerekmektedir (Reinhart and Townsend, 1998). Kentsel katı atıkların arazi kapasitesi ağırlık olarak 0.5-0.6 (sıkıştırılmamış atık için) 'dır (Tchobanoglous, et. al., 1993). Atıklar hücrelere depolanmadan önce nem muhtevası ağırlık olarak % 55 olarak belirlenmiş ve geri devir işlemi ile sistemden kaybedilen su tekrar yüzeysel drenaj metodu ile saha üzerine verilmiştir. Böylece H2 hücresinde geri devir işlemiyle sağlanan yüksek su muhtevası, anaerobik ortamın gelişmesi, substrat ve nutrientlerin dağılımı ve alkalinite ilavesi gibi birçok avantajlar sağlamış ve deşarj edilen sızıntı suyu miktarında nisbeten %38.5 azalma olmuştur.



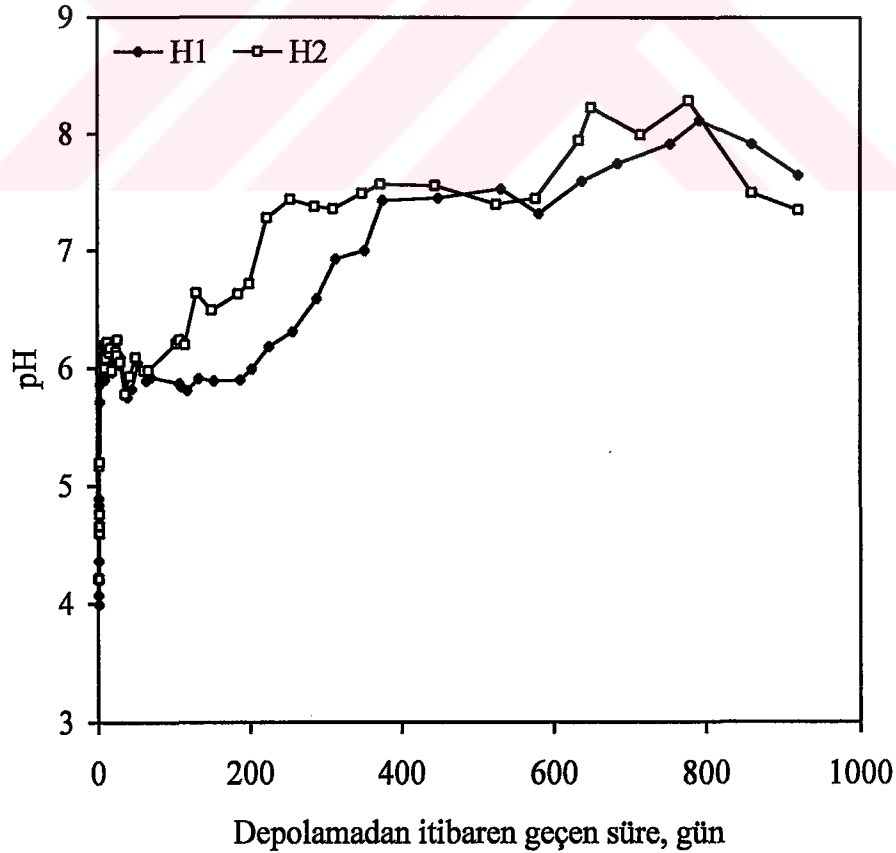
Şekil 5.4 Geri devrettirilen sızıntı suyu miktarları, aylık (■) kümülatif (—)

5.2 Sızıntı Suyu Bileşenleri

Test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının karakterinin geri devirle değişimini incelemek amacıyla hücrelerin tabanından drenaj boruları ile alınan sızıntı suları laboratuvara getirilerek pH, Alkalinite, Klorür, İletkenlik, KOİ, BOİ, Biyolojik Olarak Ayrışamayan Çözünmüş KOİ, $SO_4^{=}$ ve Ağır Metal (Zn, Cr, Cu, Ni, Pb, Cd) analizleri gerçekleştirilmiştir.

5.2.1 pH

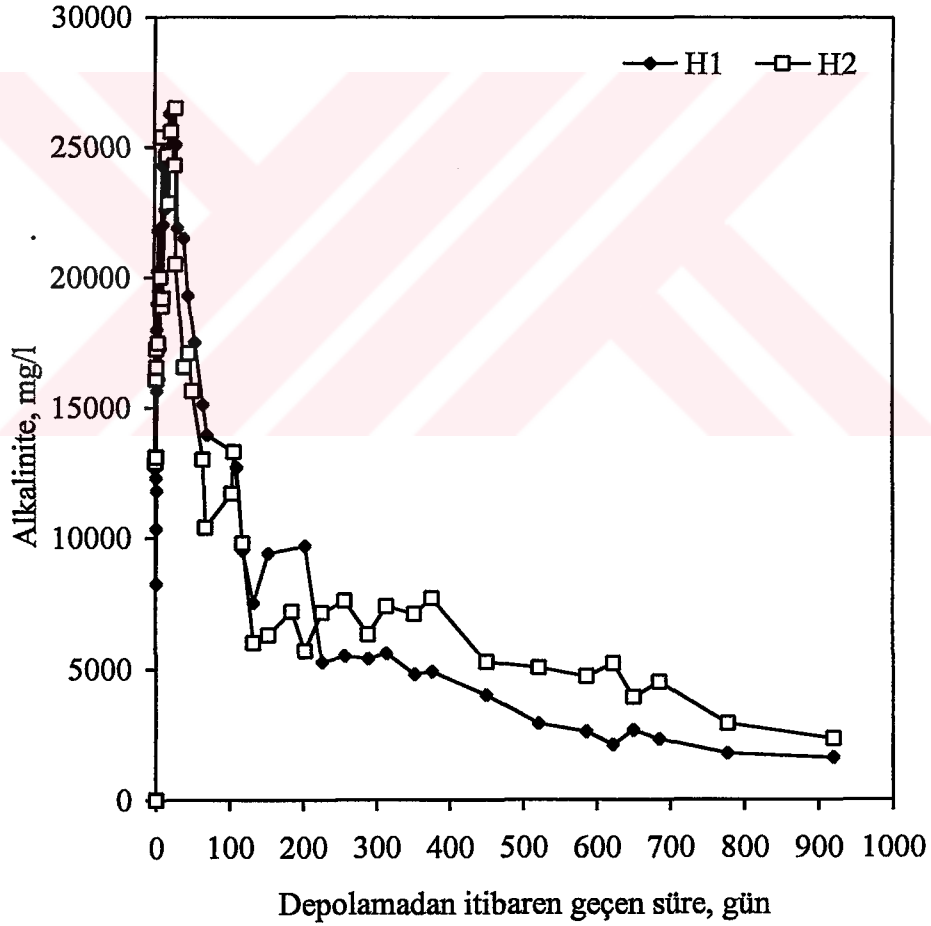
Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Katı atıklar depolandıktan sonra oluşan sızıntı suyunun pH değeri başlangıçta asidik değerlerde iken (4.5-7), sahada anaerobik şartların hakim olmaya başlaması ile birlikte 7-8.5 değerlerine ulaşır (Youcai, et al., 2000). Bu çalışmada, H1 ve H2 test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının pH değerleri 920 gün boyunca izlenmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 5.5’de verilmiştir. Buradan pH değerinin hücrelere depolama yapıldıktan sonra 4-8.3 aralığında değiştiği görülmektedir. Başlangıçta sızıntı suyunun pH değeri asidik değerlerde olmuş ($\text{pH} = 4-6$) ve bu süreç her iki hücre için 1 ay kadar kısa sürmüştür. Bunun sebebi, atıklar depolandıktan sonra ayrışmanın 1. kademesinde oluşan uçucu yağ asitlerinin sızıntı suyu pH’sını düşürmesidir. Sızıntı suyu nötr pH değerlerine H2 hücresinde yaklaşık 200 gün, H1 test hücresinde ise 350 gün sonra ulaştığı görülmektedir. H2 hücresinde sızıntı suyu geri devri ile nem muhtevasının artması atık stabilizasyonunu hızlandırmış ve uçucu yağ asitlerinin hızlı bir şekilde azalması sonucu anaerobik ayrışma için optimum pH değerlerine daha kısa sürede ulaşmıştır. pH değerinin H2 test hücresinin sızıntı suyunda kısa sürede nötr değerlere ulaşması, bu hücrede anaerobik faaliyetin H1 test hücresine göre daha hızlı gerçekleştiği ve bu nedenle daha kısa sürede metan fazına geçildiği sonucuna varılmıştır.



Şekil 5.5 H1 ve H2 hücrelerinde pH'nın depo yaşına göre değişimi

5.2.2 Alkalinite

Alkalinite değeri, sistemin anaerob ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi durdurabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000-3500 mg/l CaCO_3 'tır (Öztürk, 1999). Evsel katı atık içerisinde bulunan kolay ayrışabilen organiklerin (meyve, sebze atıkları) depo sahalarına depolandıktan sonra hızlı bir şekilde ayrışması, uçucu yağ asidi birikimine yol açabileceği için ortamda yeterince alkalinitenin bulunması pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Aksi halde metan bakterilerinin gelişmesi de engellenmiş olacaktır. Sızıntı suyu geri devri ile uçucu yağ asidi birikiminin olduğu bölgelere alkalinite ilavesi ile bu olumsuzluk ortadan kaldırılabilir.

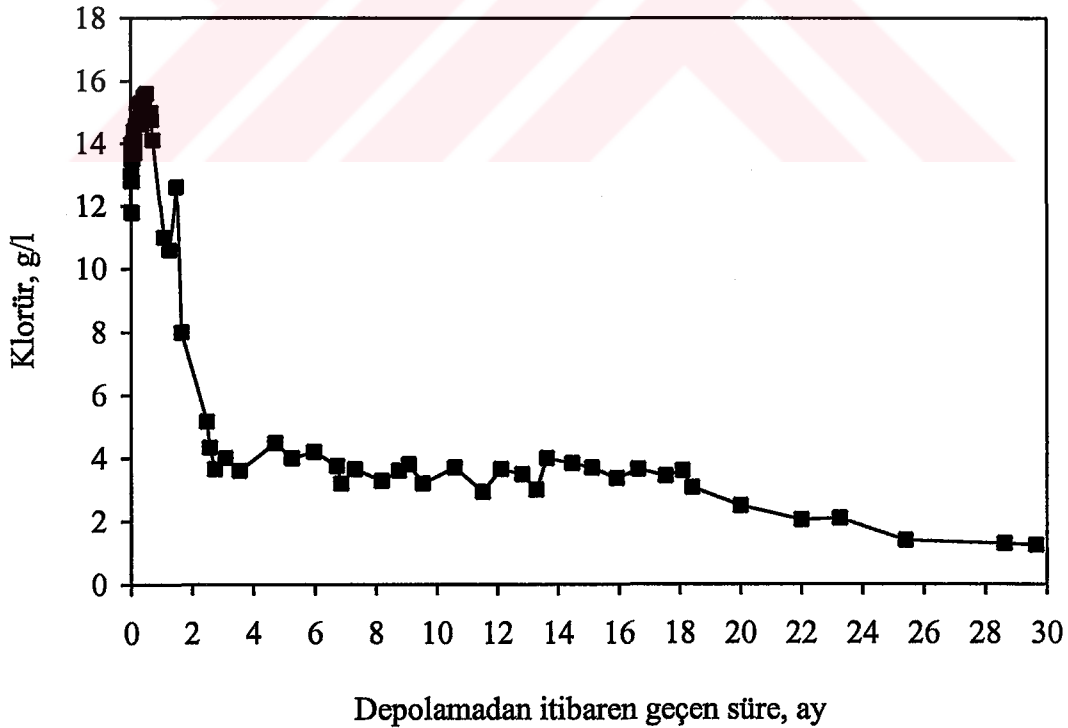


Şekil 5.6 H1 ve H2 hücrelerinde alkalinitenin depo yaşına göre değişimi

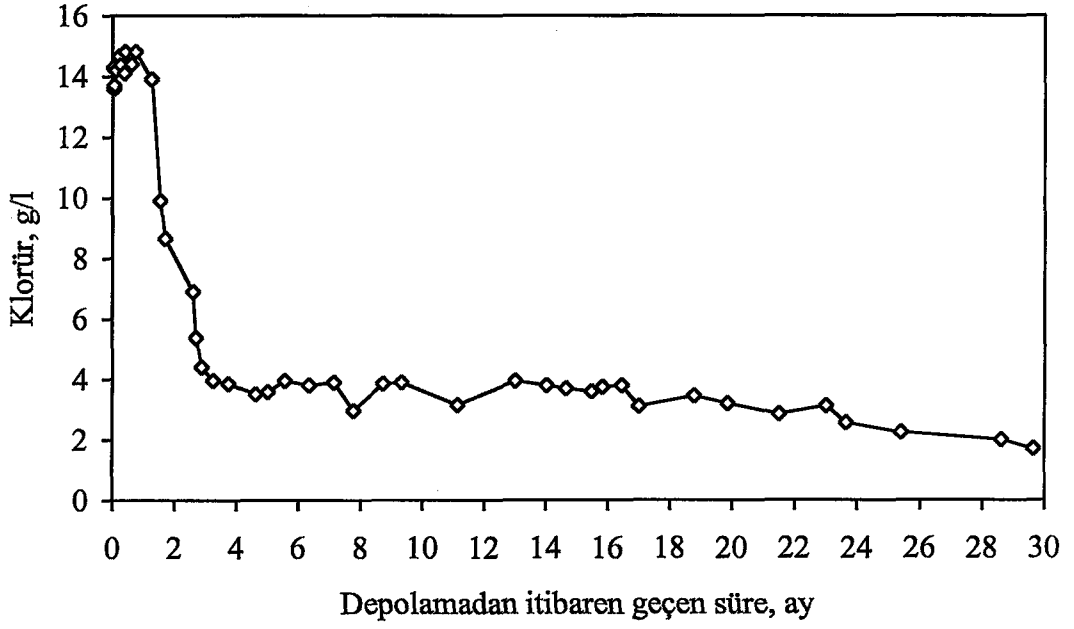
H1 ve H2 hücrelerinden oluşan sızıntı sularının alkalinitesinin zamana bağlı olarak değişimi Şekil 5.6'da verilmiştir. Başlangıçta her iki hücre için alkalinite değeri 20000-25000 mg/l değerlerinde iken bu değerler zamanla 3000-5000 mg/l değerlerine düşmüştür. Buradan atıkların ayrışması ve oluşan sızıntı suyunun anaerobik arıtımı için alkalinitenin atık ayrışmasının her kademesinde yeterli olduğu görülmektedir. Yüksek alkaliniteye sahip sızıntı sularının H2 hücresine geri devrettirilmesi ile de anaerobik ayrışmanın teşekkül ettiği depo gövdesinin tamponlama kapasitesinin düşük olduğu kısımlarına alkalinite ilavesi gerçekleştirilmiştir.

5.2.3 Klorür ve iletkenlik

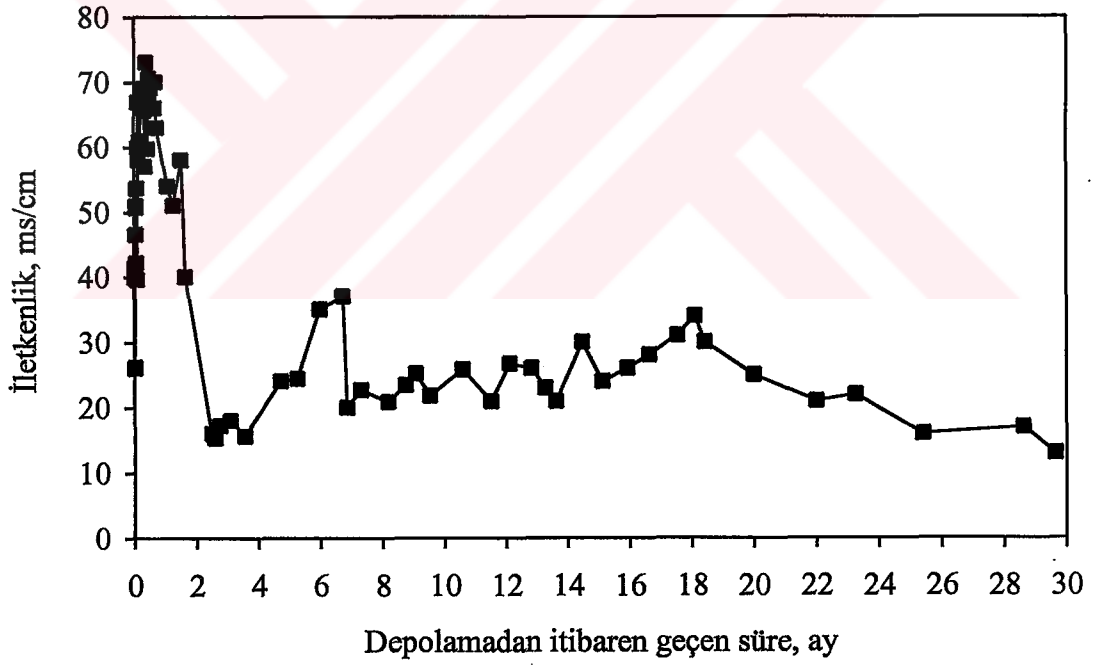
Test hücrelerinden oluşan sızıntı suyundaki Cl^- ve iletkenlik parametrelerinin değişimi Şekil 5.7, Şekil 5.8, Şekil 5.9 ve Şekil 5.10'da verilmiştir. Sızıntı suyunun başlangıç klorür konsantrasyonu her iki hücrenin sızıntı suyunda da 14-15 g/l arasında değiştiği bu değerlerin 2 ay sonra 5 g/l'ye düştüğü görülmektedir. Depolamadan itibaren 2 ay sonra klorür konsantrasyonu 2-5 g/l arasında değişmiş ve önemli bir azalma kaydetmemiştir. Bunun sebebi klorürün biyolojik olarak ayrışmayan kalıcı madde olmasıdır. Sızıntı sularındaki iletkenlik parametresi Cl^- konsantrasyonları ile aynı eğilimde değişim göstermiştir.



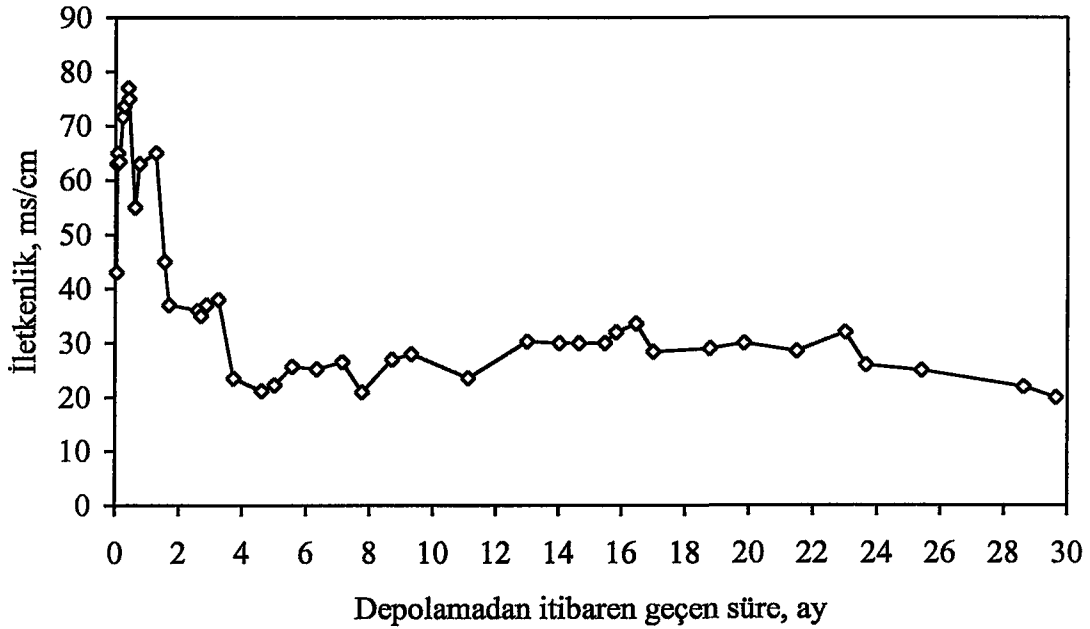
Şekil 5.7 H1 test hücresinde klorür parametresinin depo yaşına göre değişimi



Şekil 5.8 H2 test hücresinde klorür parametresinin depo yaşına göre değişimi



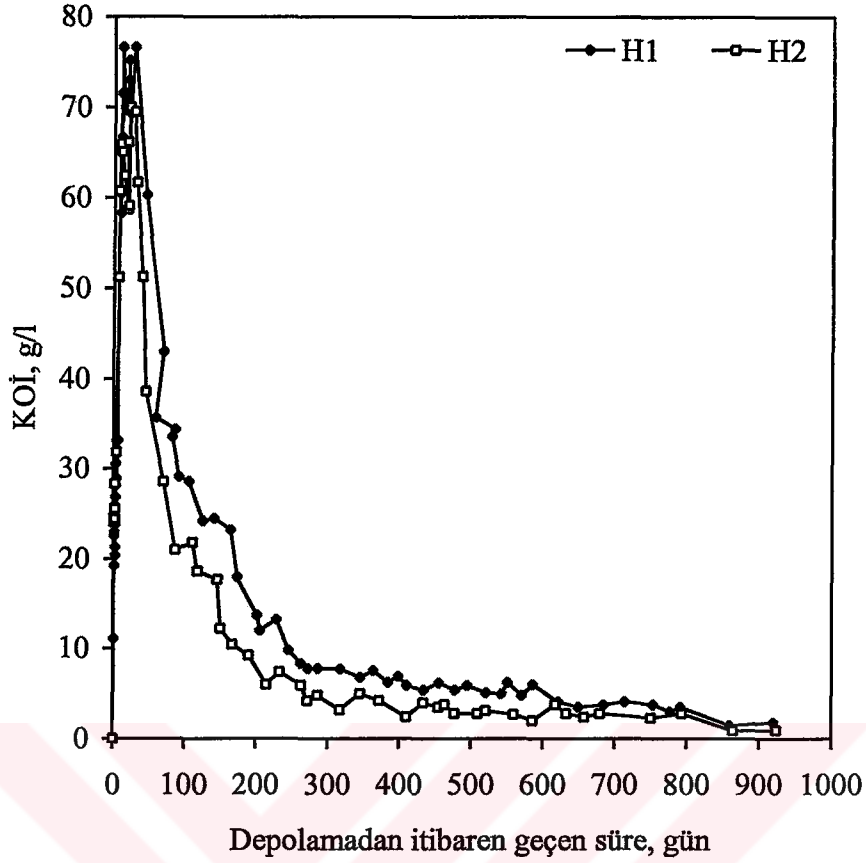
Şekil 5.9 H1 test hücresinde iletkenlik parametresinin depo yaşına göre değişimi



Şekil 5.10 H2 test hücresinde iletkenlik parametresinin depo yaşına göre değişimi

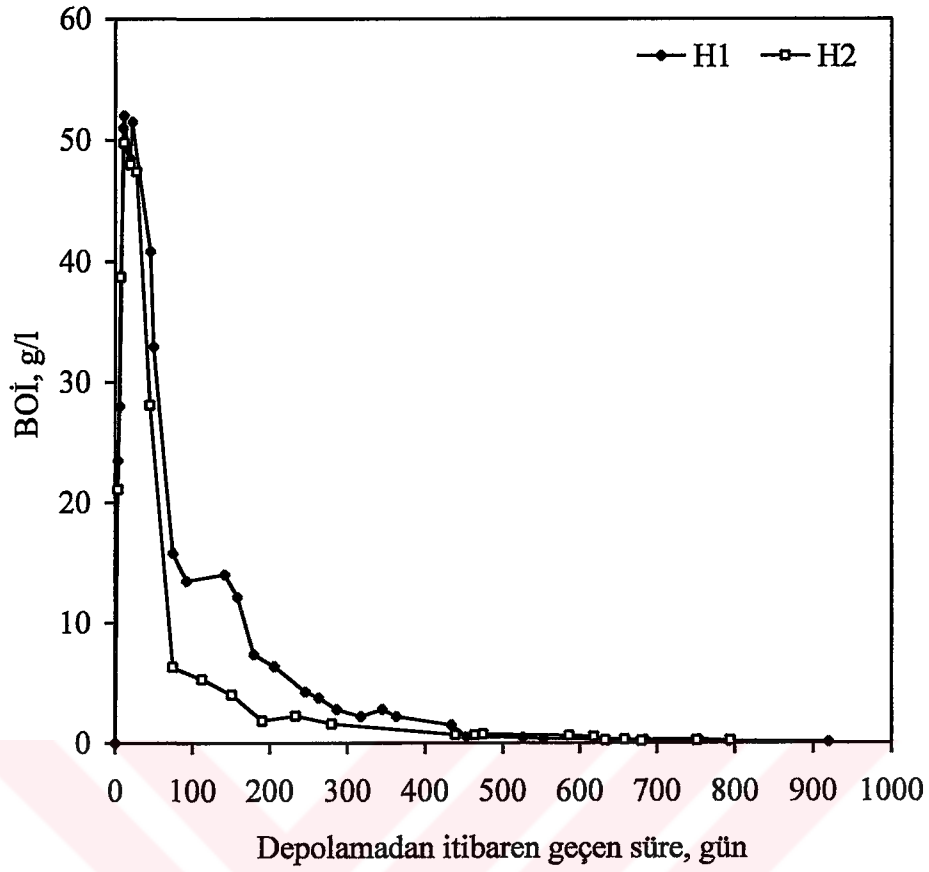
5.2.4 Sızıntı suyu organik içeriği

Organik madde içeriğinin depo yaşı ile değişimi sızıntı suyu arıtım metodunun seçiminde oldukça önemlidir. Sızıntı suları atık ayrışmasının ilk kademelerinde yüksek KOİ, BOİ ve UYA (Uçucu Yağ Asidi) konsantrasyonları ile karakterize edilir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (%90) organik asitlerden kaynaklanır ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelir. Düşük organik asit konsantrasyonu biyolojik ayrışma hızının yavaş olduğunu ya da sızıntı suyu ve atıkların etkili bir şekilde stabilize olduğu ikinci anaerobik ayrışma safhasını karakterize eder. Organik atıkların biyolojik aktiviteye bağlı olarak hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde ortaya çıkan sızıntı suları yüksek BOİ/KOİ oranına (biyolojik olarak kolay parçalanabilme) sahiptir. Sızıntı suyu geri devir uygulamalarında atık ayrışmasının ilk kademelerinde ilave edilen sızıntı suları nem muhtevasının düşük olduğu kısımlarda organik maddenin hidroliz ve çözünürlüğünü artırır. Bu yüzden ayrışmanın ilk kademelerinde klasik ve geri devirli depo sahalarından oluşan sızıntı sularının organik madde konsantrasyonlarında farklılık gözlenmemekle birlikte geri devirli sızıntı sularının organik içeriği nisbeten yüksek konsantrasyonlarda olabilir. Atık ayrışmasının ilerleyen kademelerinde geri devirli depo sahalarından sızan sızıntı sularının organik madde muhtevası daha hızlı azalmaktadır (Reinhart, 1996).

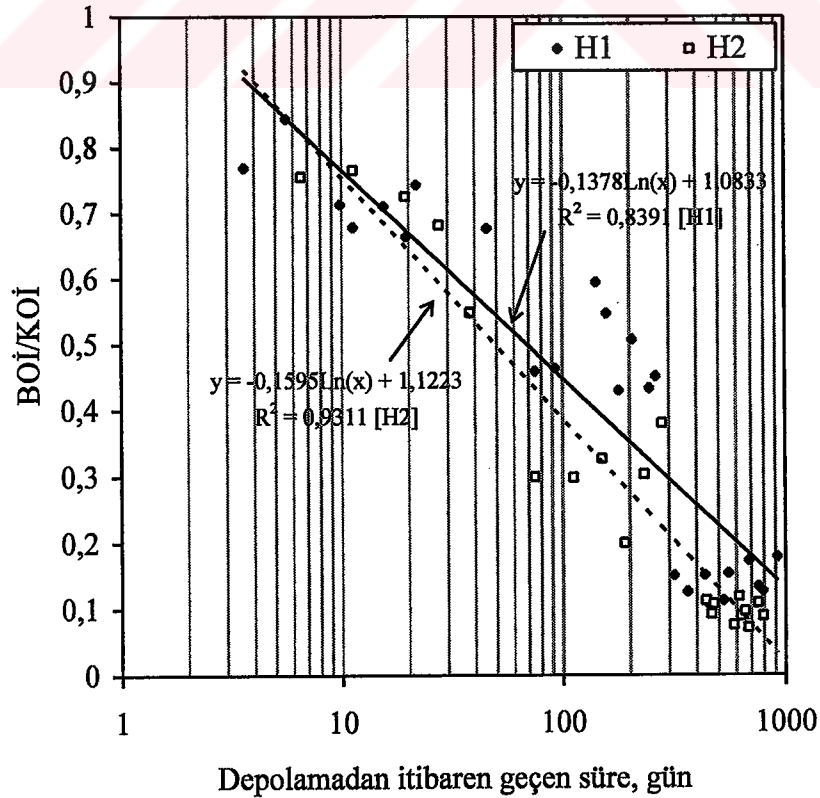


Şekil 5.11 H1 ve H2 test hücrelerinde KOİ parametresinin değişimi

Çalışmada organik maddelerin değişiminin ölçüştü olarak BOİ ve KOİ parametrelerinin depo yaşına göre değişimi izlenmiştir. H1 ve H2 hücrelerinden oluşan sızıntı suyunun KOİ ve BOİ değişimleri sırasıyla Şekil 5.11 ve Şekil 5.12’de BOİ/KOİ oranının depo yaşına göre değişimi ise Şekil 5.13’de verilmiştir. H1 test hücresinde maksimum KOİ değeri olan 76650 mg/l değerine 30 gün sonra, H2 test hücresinde ise 70000 mg/l değerine 20 gün sonra ulaşılmıştır. Depolamanın ilk safhasında sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonunun yüksek olması, ayrışmanın, kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında (asit safhası) olduğunu gösterir. H1 test hücresinin sızıntı suyunda 300-800 gün aralığında ortalama KOİ değeri 5400 mg/l iken bu değer geri devirli H2 hücresinde 3500 mg/l’dir. H1 ve H2 hücresinin sızıntı suyu KOİ’si 920 gün sonra sırasıyla 1800 ve 980 mg/l değerlerine düşmüştür. Buradan, geri devirli test hücresinden sızan sızıntı suyunun nihai değerinin kanalizasyona deşarj limitlerine yakın olduğu, sızıntı suyu geri devrinin depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerini minimuma indirdiği sonucuna varılmıştır. Şekil 5.13’den, atıklar depolandıktan hemen sonra BOİ/KOİ oranının her iki hücrenin sızıntı suyunda da aynı olduğu (0.8) ve bu oranın geri devrili hücrenin sızıntı suyunda daha hızlı azaldığı görülmektedir.



Şekil 5.12 H1 ve H2 test hücrelerinde BOİ parametresinin değişimi

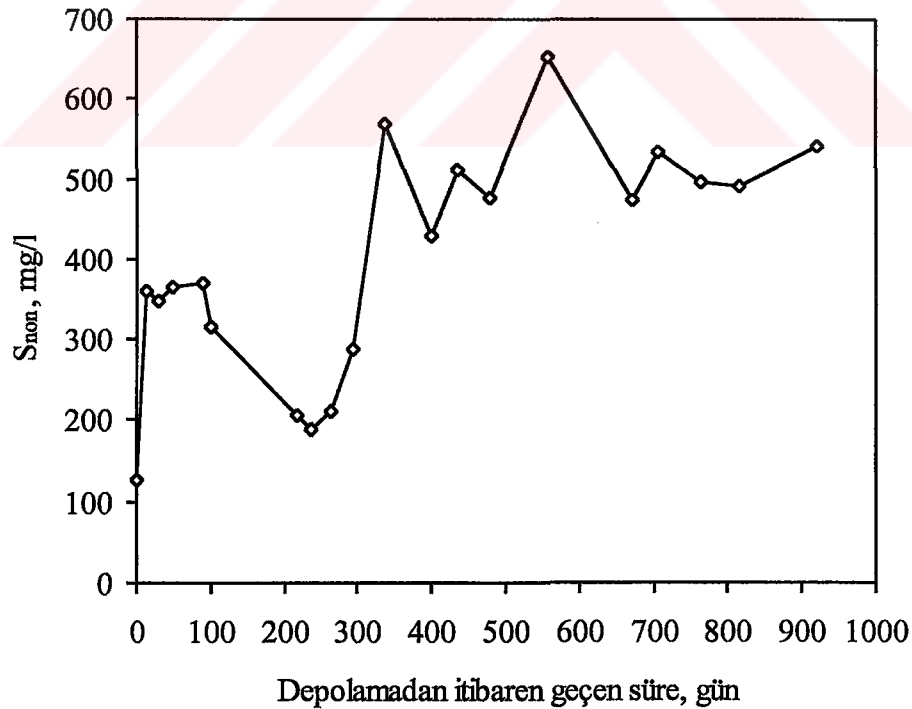


Şekil 5.13 H1 ve H2 test hücrelerinde BOİ/KOI oranının değişimi

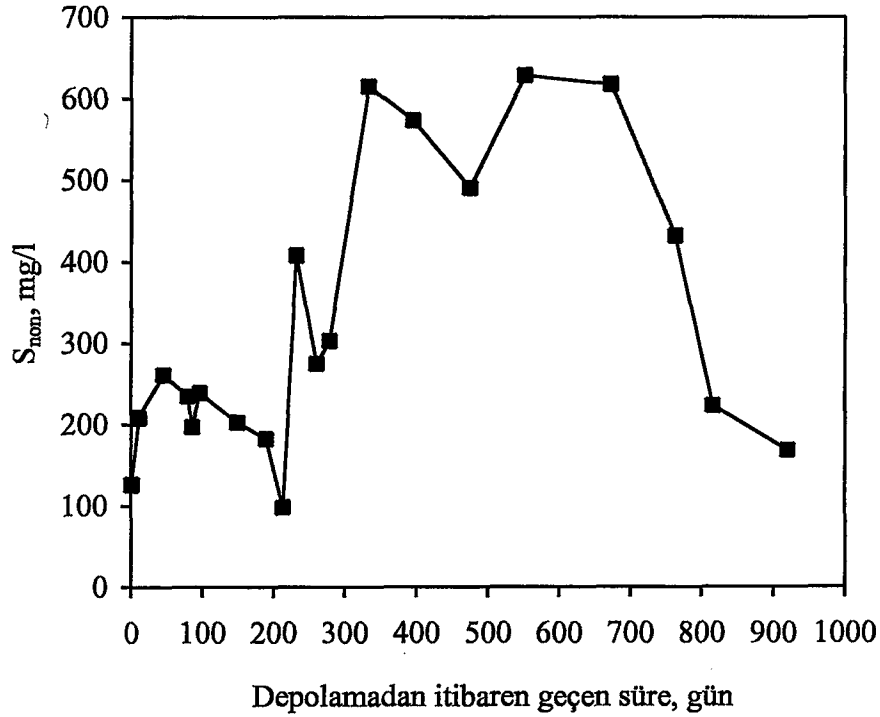
5.2.5 Sızıntı suyundaki organik maddenin biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonları

Katı atık sızıntı suları farklı moleküler ağırlığına sahip kompleks organik maddeleri içerebilmektedir. Özellikle yaşlı depo sahalarından oluşan sızıntı suları N, S ve O atomlarını içeren fonksiyonel grupları bulundurur ve moleküler boyutları geniş bir aralıkta dağılırlar. Genç depo sahası sızıntı suları düşük moleküler ağırlığına sahiptirler. Bu sızıntı sularının düşük moleküler ağırlık fonksiyonları karboksil ve/veya alkoller gibi fonksiyonel gruplarla temsil edilen lineer zincirli organiklerle karakterize edilir (Calace, v.d., 2001).

Bu çalışma ile test hücrelerinden sızan sızıntı sularının zamana bağlı olarak çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'leri belirlenmiştir. Yapılan deneysel çalışmalarda, test hücrelerinden başlangıçta oluşan taze çöp suyunda tek kademeli KOİ gideriminin olduğu ve KOİ'nin kolay ayrışabilen substrattan meydana geldiği tesbit edilmiştir. Depo yaşı arttıkça bu giderimin 2 kademede gerçekleştiği sonucuna varılmıştır. Depo yaşı ilerledikçe KOİ gideriminin tekrar tek kademeye düştüğü ancak sızıntı suyunun daha zor ayrışan organikleri içerdiği belirlenmiştir. Sızıntı suyu geri devirli (H2) ve geri devirsiz (H1) olarak işletilen her iki hücre için KOİ'nin biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş fraksiyonunun zamana bağlı olarak değişimleri sırasıyla Şekil 5.14 ve Şekil 5.15'de verilmiştir.

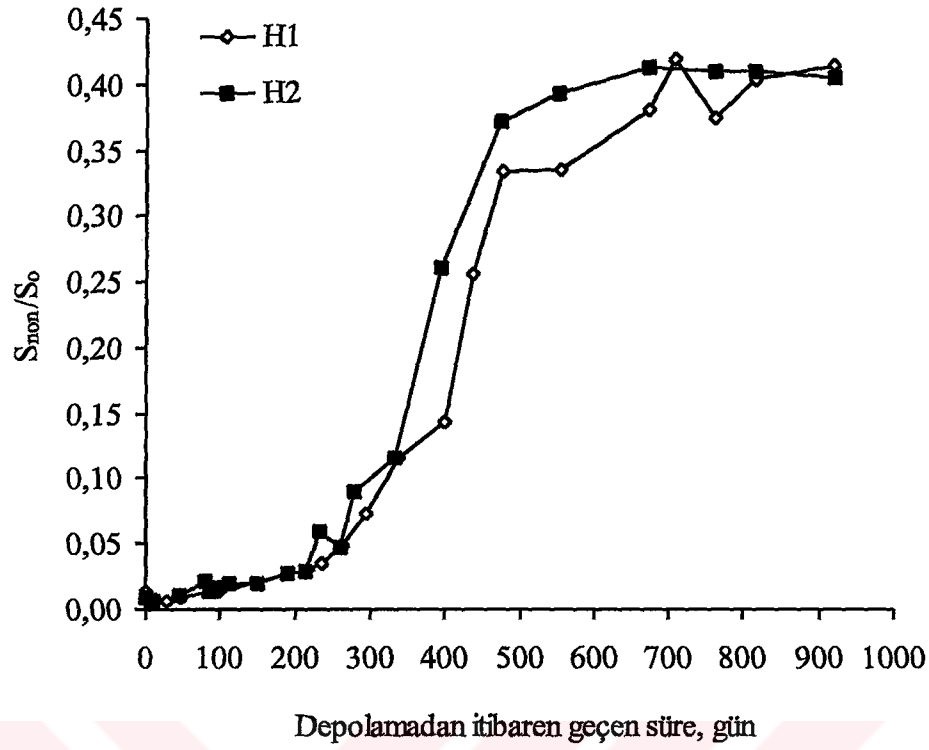


Şekil 5.14 H1 test hücresinden sızan sızıntı sularında çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin (S_{non}) zamana bağlı olarak değişimi



Şekil 5.15 H2 test hücresinden sızan sızıntı sularında çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'nin (S_{non}) zamana bağlı olarak değişimi

Şekil 5.14 ve Şekil 5.15'den depo yaşı ilerledikçe sızıntı sularının KOİ'si düşmesine rağmen biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'sinin arttığı görülmektedir. Bu artış anaerobik biyoreaktör olan depo ortamında organik atıkların ayrışması sırasında oluşan mikrobiyal ürünler ve depo yaşı ilerledikçe sızıntı sularının kompleks organikleri içerebilmesinden kaynaklanmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'nin (S_{non}) artması, başlangıçtaki çözünmüş KOİ'nin (S_0) ise azalması depo yaşı arttıkça S_{non}/S_0 oranını artırmış ve başlangıçta 0.01 civarında olan bu oran 300. günden sonra 0.10 civarlarına yükselmiş, 300-600. günler arasında artmaya devam ederek 0.40 değerine ulaşmıştır. S_{non}/S_0 oranının depo yaşına göre değişimi Şekil 5.16'da verilmiştir. Sızıntı suyu KOİ'sinin H2 test hücresinde daha hızlı bir şekilde azalması biyoayrışamayan çözünmüş KOİ değerinin de düşmesine sebep olmuş ve 920 gün sonra H1 ve H2 test hücreleri için bu değerler sırası ile 540 ve 168 mg/l olmuştur.



Şekil 5.16 Sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş substratın (S_{non}) başlangıç çözünmüş KOİ'ye (S_0) oranının değişimi

H1 ve H2 test hücrelerinin sızıntı suları için biyoayrışamayan deney setlerinden elde edilen sonuçlar sırası ile Çizelge 5.1 ve Çizelge 5.2'de verilmiştir. Bu çizelgelerden, H1 ve H2 test hücrelerinin sızıntı suyunda maximum çözünmüş biyoayrışamayan KOİ değerleri sırasıyla 650 ve 630 mg/l olduğu görülmektedir. H2 test hücresinde KOİ değerinin daha hızlı azalması bu değeri 700 gün sonra 170 mg/l değerlerine düşürmüştüken diğer hücrede bu değer 500 mg/l değerlerinde kalmıştır.

Çizelge 5.1 H1 test hücrelerinden oluşan sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ tesbitinde elde edilen deneysel çalışma sonuçları

T, gün	S_{TO} , mg/l	S_0 , mg/l	S_{OR} , mg/l	S.O. (S_{OR}/S_0)	S_{NR} , mg/l	S_{GN} , mg/l	S_{non1} , mg/l	S_{non} ($S_{non1}/S.O.$)	S_{non}/S_0
1	11000.00	9500.00	4800.00	0.51	310.00	246.46	63.54	125.76	0.013
14	70000.00	45000.00	5100.00	0.11	300.00	259.12	40.88	360.73	0.008
30	76650.00	58000.00	4900.00	0.08	280.00	250.68	29.32	347.07	0.006
49	60300.00	40500.00	5000.00	0.12	300.00	254.90	45.10	365.33	0.009
89	33560.00	28500.00	5000.00	0.18	320.00	254.90	65.10	371.08	0.013
100	27000.00	22200.00	5250.00	0.24	340.00	265.45	74.55	315.25	0.014
217	11200.00	7000.00	5100.00	0.73	410.00	259.12	150.88	207.09	0.030
236	7300.00	5400.00	5400.00	1.00	460.00	271.78	188.22	188.22	0.035
264	8300.00	4400.00	4400.00	1.00	440.00	229.58	210.42	210.42	0.048
295	5900.00	4000.00	4000.00	1.00	500.00	212.70	287.30	287.30	0.072
337	6800.00	4950.00	4950.00	1.00	820.00	252.79	567.21	567.21	0.115
398	4800.00	3030.00	3030.00	1.00	600.00	171.77	428.23	428.23	0.141
436	4100.00	2000.00	2000.00	1.00	640.00	128.31	511.69	511.69	0.256
479	3750.00	1430.00	1430.00	1.00	580.00	104.25	475.75	475.75	0.333
556	6240.00	2000.00	2000.00	1.00	780.00	128.31	651.69	651.69	0.326
673	3750.00	1250.00	1250.00	1.00	570.00	96.66	473.34	473.34	0.379
707	4100.00	1700.00	1700.00	1.00	650.00	115.65	534.35	534.35	0.314
763	3800.00	1200.00	1200.00	1.00	590.00	94.55	495.45	495.45	0.413
816	1460.00	1320.00	1320.00	1.00	590.00	99.61	490.39	490.39	0.372
920	1800.00	1300.00	1300.00	1.00	640.00	98.77	541.23	541.23	0.416

T : Depolamadan itibaren geçen süre, gün, S_{TO} : Sızıntı suyunun başlangıç ham KOİ'si ; S_0 : Sızıntı suyunun başlangıç çözünmüş ham KOİ'si ; S_{OR} : Reaktörlerin başlangıç KOİ'si ; S.O. : Seyrelme Oranı (S_{OR}/S_0) ; S_{NR} : Çözünmüş sızıntı suyu reaktörlerinin nihai KOİ'si ; S_{GN} : Kalibrasyon eğrisi ($y=42.197x+43.913$) kullanılarak elde edilen çözünmüş mikrobiyal ürün ; $S_{non1} = S_{NR}-S_{GN}$; S_{non} : Biyoayrışamayan çözünmüş KOİ ; $S_{non}/S.O.$: Biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'nin başlangıç Çözünmüş KOİ'ye oranı.

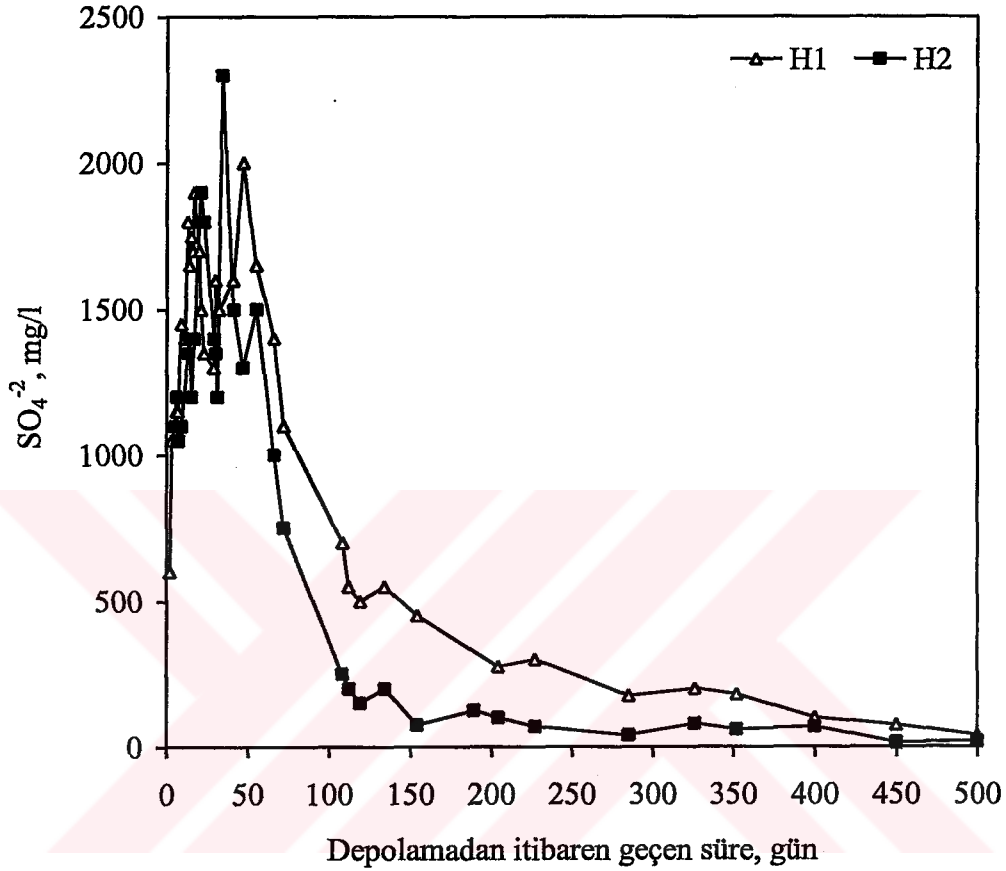
Çizelge 5.2 H2 test hüresinden oluşan sızıntı suyundaki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ tesbitinde elde edilen deneysel çalışma sonuçları

T, gün	S_{TO} , mg/l	S_0 , mg/l	S_{OR} , mg/l	S.O. (S_{OR}/S_0)	S_{NR} , mg/l	S_{GN} , mg/l	S_{non1} , mg/l	S_{non} ($S_{non1}/S.O.$)	S_{non}/S_0
1	24600.00	14000.00	5000.00	0.36	300.00	254.90	45.10	126.29	0.009
11	65940.00	34500.00	5100.00	0.15	290.00	259.12	30.88	208.91	0.006
45	38580.00	23700.00	5000.00	0.21	310.00	254.90	55.10	261.18	0.011
80	21000.00	11250.00	5250.00	0.47	375.00	265.45	109.55	234.76	0.021
85	23400.00	13600.00	5400.00	0.40	350.00	271.78	78.22	197.01	0.014
97	22500.00	13700.00	5300.00	0.39	360.00	267.56	92.44	238.96	0.017
149	12200.00	10000.00	4900.00	0.49	350.00	250.68	99.32	202.70	0.020
190	9250.00	6750.00	5000.00	0.74	390.00	254.90	135.10	182.39	0.027
214	6000.00	3400.00	5300.00	1.56	420.00	267.56	152.44	97.79	0.029
232	7400.00	6800.00	5100.00	0.75	565.00	259.12	305.88	407.84	0.060
261	7000.00	5950.00	5950.00	1.00	570.00	294.99	275.01	275.01	0.046
279	5200.00	3400.00	3400.00	1.00	490.00	187.38	302.62	302.62	0.089
334	7000.00	5240.00	5240.00	1.00	880.00	265.03	614.97	614.97	0.117
395	4200.00	2200.00	2200.00	1.00	710.00	136.75	573.25	573.25	0.261
475	2800.00	1320.00	1320.00	1.00	590.00	99.61	490.39	490.39	0.372
553	4000.00	1600.00	1600.00	1.00	740.00	111.43	628.57	628.57	0.393
673	2800.00	1500.00	1500.00	1.00	725.00	107.21	617.79	617.79	0.412
763	2300.00	1050.00	1050.00	1.00	520.00	88.22	431.78	431.78	0.411
816	900.00	550.00	550.00	1.00	290.00	67.12	222.88	222.88	0.405
920	980.00	420.00	420.00	1.00	230.00	61.64	168.36	168.36	0.401

T : Depolamadan itibaren geçen süre, gün, S_{TO} : Sızıntı suyunun başlangıç ham KOİ'si ; S_0 : Sızıntı suyunun başlangıç çözünmüş ham KOİ'si ; S_{OR} : Reaktörlerin başlangıç KOİ'si ; S.O. : Seyrelme Oranı (S_{OR}/S_0) ; S_{NR} : Çözünmüş sızıntı suyu reaktörlerinin nihai KOİ'si ; S_{GN} : Kalibrasyon eğrisi ($y=42.197x+43.913$) kullanılarak elde edilen çözünmüş mikrobiyal ürün ; $S_{non1} = S_{NR}-S_{GN}$; S_{non} : Biyoayrışamayan çözünmüş KOİ ; $S_{non}/S.O.$: Biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'nin başlangıç Çözünmüş KOİ'ye oranı.

5.2.6 Sülfat

Test hücrelerinde oluşan sızıntı sularındaki SO_4^{2-} konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.17’de verilmiştir.



Şekil 5.17 H1 ve H2 hücrelerinde SO_4^{2-} konsantrasyonlarının zamanla değişimi

Depolamanın tamamlandığı ilk günlerde sızıntı suyunda SO_4^{2-} konsantrasyonları 1000 mg/l civarında olup bu parametre zamanla artış göstermiş, H2 test hücresinde maksimum SO_4^{2-} konsantrasyonuna (2300 mg/l) depolamadan 30 gün sonra, H1 test hücresinde ise 45 gün sonra (2000 mg/l) ulaşılmıştır. Depolama tamamlandıktan yaklaşık 5 ay sonra H2 test hücresinde SO_4^{2-} konsantrasyonları 75 mg/l seviyelerine düşmüştür. H1 test hücresinde ise bu süre sonunda SO_4^{2-} konsantrasyonları 450 mg/l civarında ölçülmüştür. Daha sonraki aşamalarda depo ortamının anaerobik olmasına bağlı olarak indirgenmiş ve her iki hücrede de minimum seviyelere inmiştir.

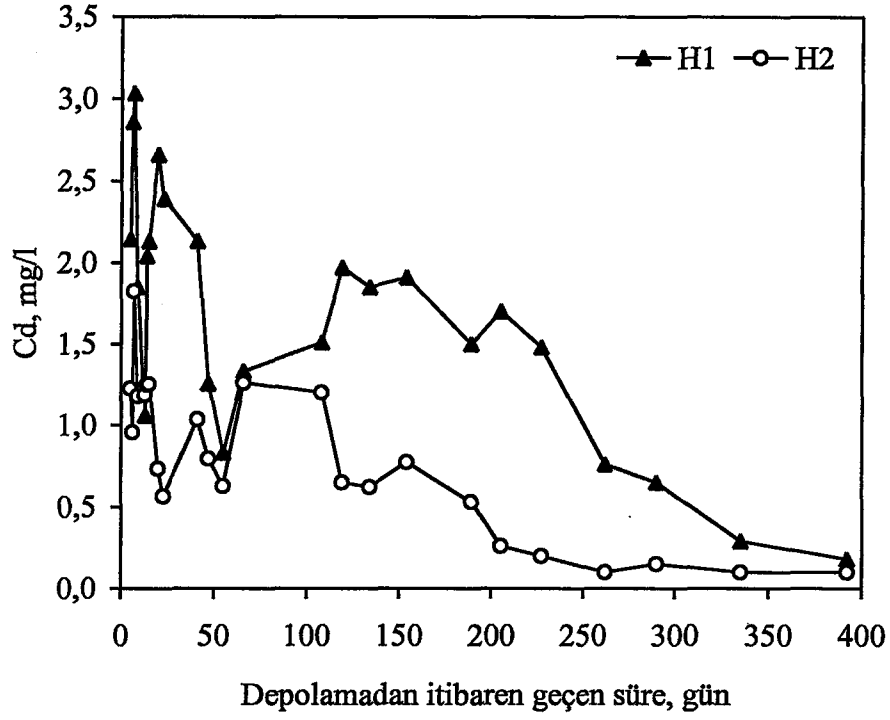
5.2.7 Ağır Metaller

Katı atık depo sahalarında atıkların anaerobik ayrışmasının ilk kademelerinden olan asit safhasında sızıntı suyu asidik pH değerlerindedir. Ayrışmanın metan fazına geçişi ile birlikte sızıntı suyu nötr pH değerlerine ulaşır. Katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı suları Fe, Mn, Zn, Cr, Cu, Ni, Pb ve Cd gibi ağır metalleri ihtiva etmektedir. Katı atıkların düzenli depo sahalarında ayrışması sırasında pH değerlerinde ortaya çıkan bu değişiklikler oluşan sızıntı sularının ihtiva ettiği metal konsantrasyonlarını da önemli ölçüde etkilemektedir. Sızıntı suyunda ağır metal konsantrasyonları pH ve karbonat türlerinin bir fonksiyonudur. Düşük pH değerlerinde ağır metal konsantrasyonları artarken, karbonat türlerinin artmasıyla ağır metal konsantrasyonları azalır (Johansen, 1976). pH ağır metallerin çözünürlüğünü belirlemede kritik parametrelerden olup, pH 7-10 aralığında metaller minimum çözünürlüğe sahiptir.

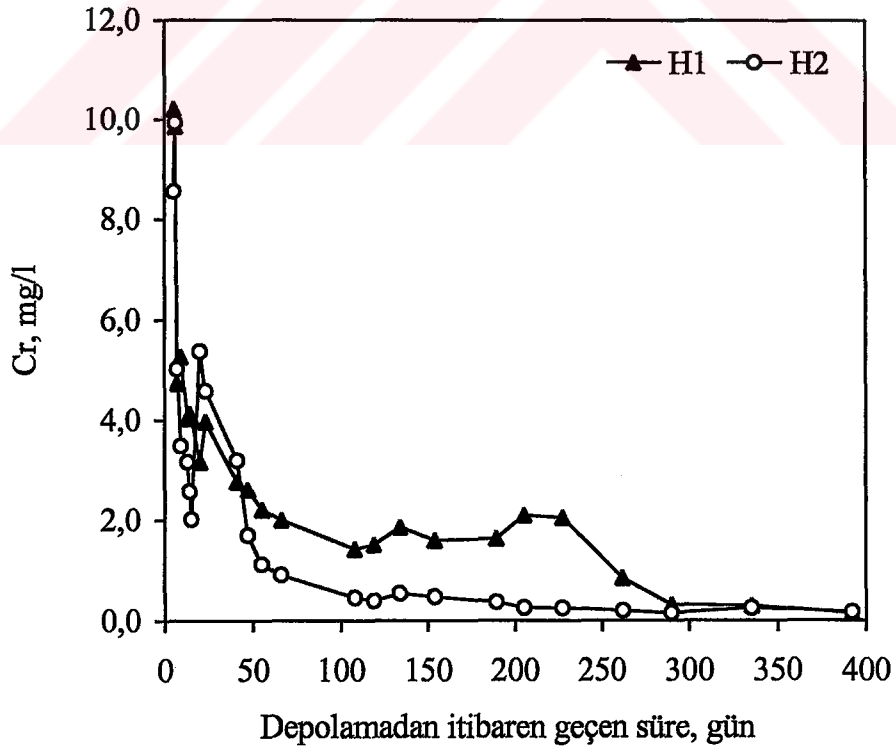
Test hücrelerinden çıkan sızıntı sularının başlangıçtaki pH değerleri 4.5-6.0 civarlarındadır (Şekil 5.5). Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile atıkların ayrışma hızı arttığından geri devirli test hücresinde (H2) metan safhasına daha hızlı bir şekilde ulaşılmış ve H2 test hücresindeki pH nötr değerlere daha kısa sürede ulaşmıştır. Böylece yüksek pH değerlerinde minimum çözünürlüğe sahip olan ağır metallerin katı atıktan sıvıya geçen miktarı azalarak sızıntı suyundaki metal konsantrasyonlarının azalmasına sebep olmuştur.

Bu çalışmada, test hücrelerinden oluşan sızıntı sularında Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ve Zn gibi ağır metal konsantrasyonlarının zamanla değişimleri izlenmiştir.

Her iki hücrede oluşan sızıntı sularında Cd konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.18'de verilmiştir. H1 ve H2 test hücrelerinde başlangıçtaki maksimum Cd konsantrasyonları sırasıyla 3 ve 1.8 mg/l civarındadır. Bu miktarın zamanla geri devirli test hücresinde daha hızlı azaldığı görülmektedir. Test hücrelerinde Cr konsantrasyonlarının zamanla değişimi ise Şekil 5.19'da verilmiştir. Cr konsantrasyonunun her iki hücrede de zamanla üniform bir azalma kaydettiği, H2 test hücresinin sızıntı suyunda Cr konsantrasyonlarının daha hızlı azaldığı görülmektedir.

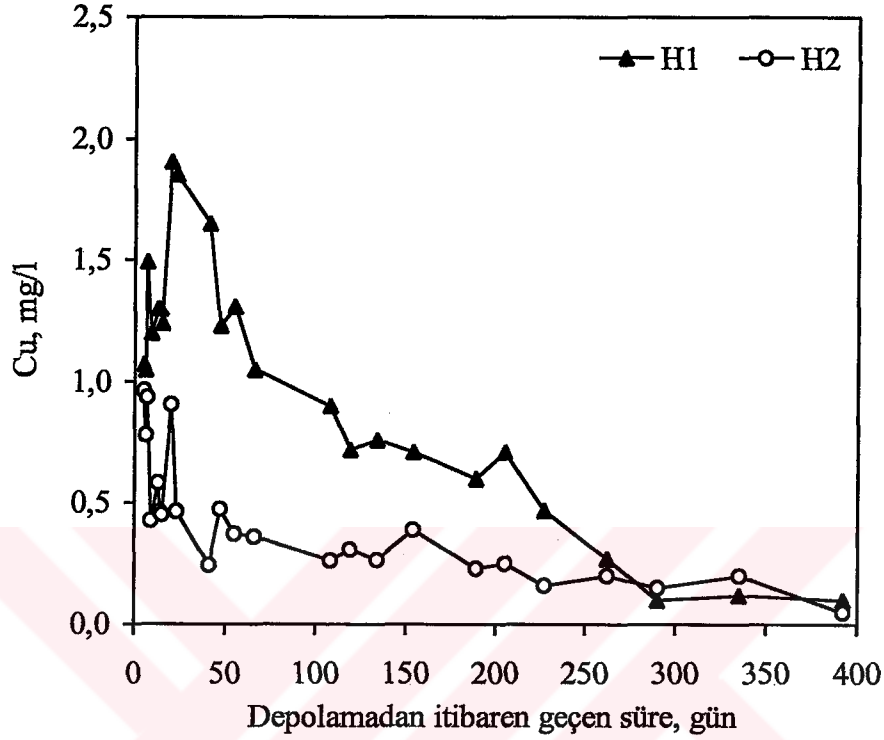


Şekil 5.18 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cd konsantrasyonlarının zamanla değişimi



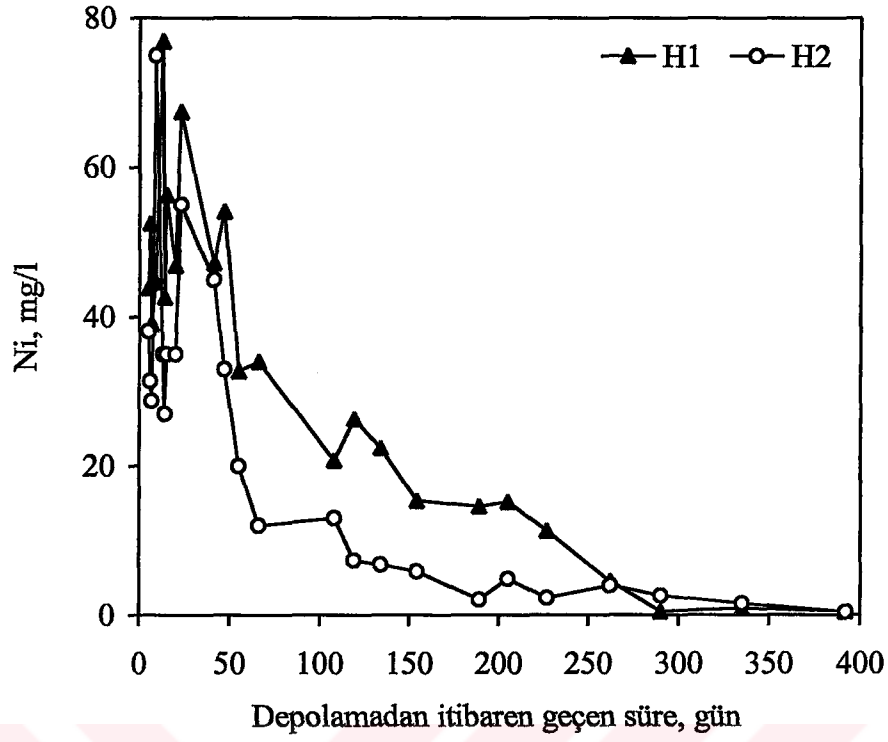
Şekil 5.19 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cr konsantrasyonlarının zamanla değişimi

Sızıntı suyunda ölçülen Cu konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.20’de verilmiştir. Geri devirli test hücresinde oluşan sızıntı suyunda Cu konsantrasyonu maksimumu 1 mg/l civarında iken geri devirsiz test hücresinde bu değer 2 mg/l değerine ulaşmıştır.

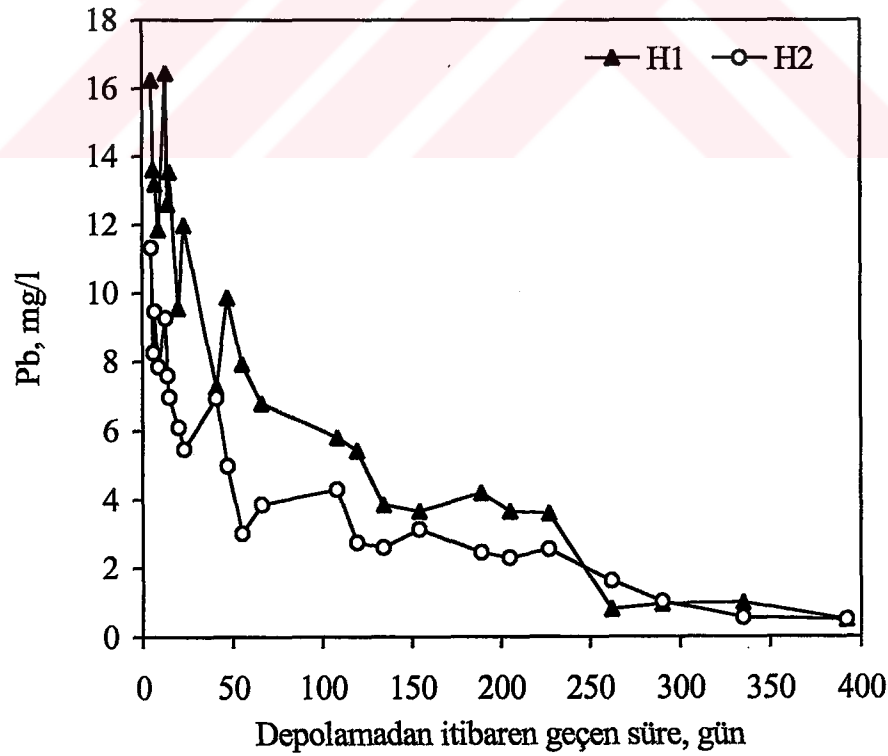


Şekil 5.20 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Cu konsantrasyonlarının zamanla değişimi

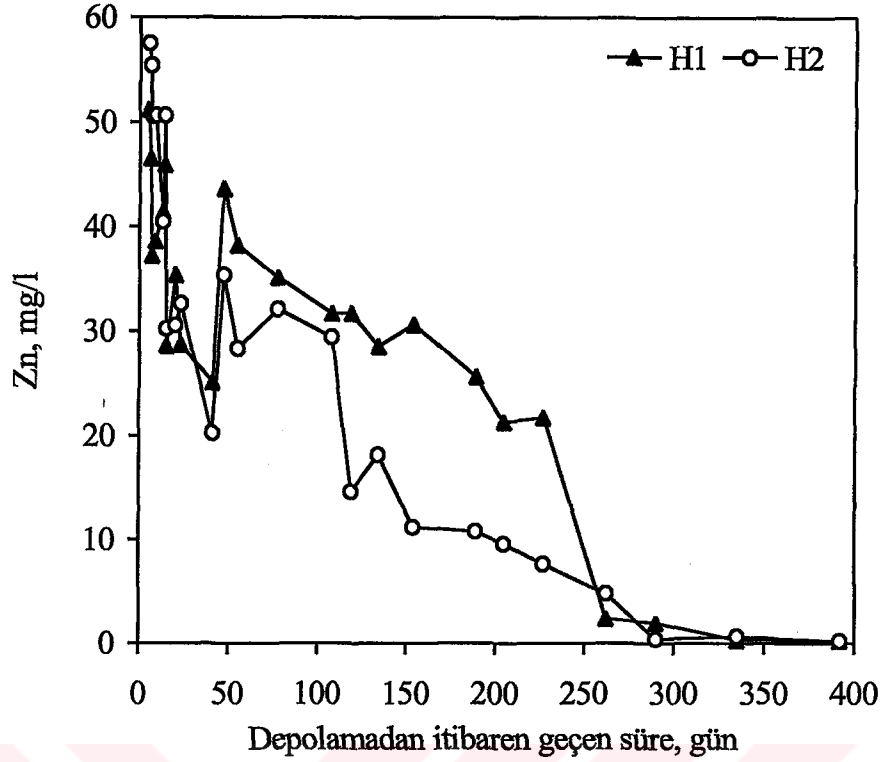
Ni konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.21’de verilmiştir. H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Ni konsantrasyonları başlangıçta 80 mg/l gibi yüksek konsantrasyonlara ulaşmıştır. H2 test hücresinin sızıntı suyunda Ni konsantrasyonu başlangıçta H1 test hücresinin ki ile aynı seviyelerde iken H2 hücresinde daha hızlı azalma kaydedilmiştir. Depolamadan itibaren yaklaşık 300 gün sonra her iki hücrede de Ni konsantrasyonu 0.5 mg/l gibi çok düşük değerlere ulaşmıştır. Pb konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5.22’de verilmiştir. Sızıntı sularının Zn konsantrasyonlarının zamanla değişimi ise Şekil 5.23’de verilmiştir. H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında başlangıçta ölçülen Zn konsantrasyonları sırasıyla 50 ve 60 mg/l civarındadır. Geri devirli test hücresinde pH’nın da artmasına bağlı olarak Zn konsantrasyonları atıkların depolanmasından sonra hızla azalmaya başlamış ve 200 gün sonra 10 mg/l seviyelerine kadar düşmüştür. Geri devirsiz test hücresinde ise pH’daki değişimin daha yavaş gerçekleşmesine bağlı olarak Zn konsantrasyonu aynı süre sonunda 20 mg/l civarında ölçülmüştür.



Şekil 5.21 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Ni konsantrasyonlarının zamanla değişimi



Şekil 5.22 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Pb konsantrasyonlarının zamanla değişimi



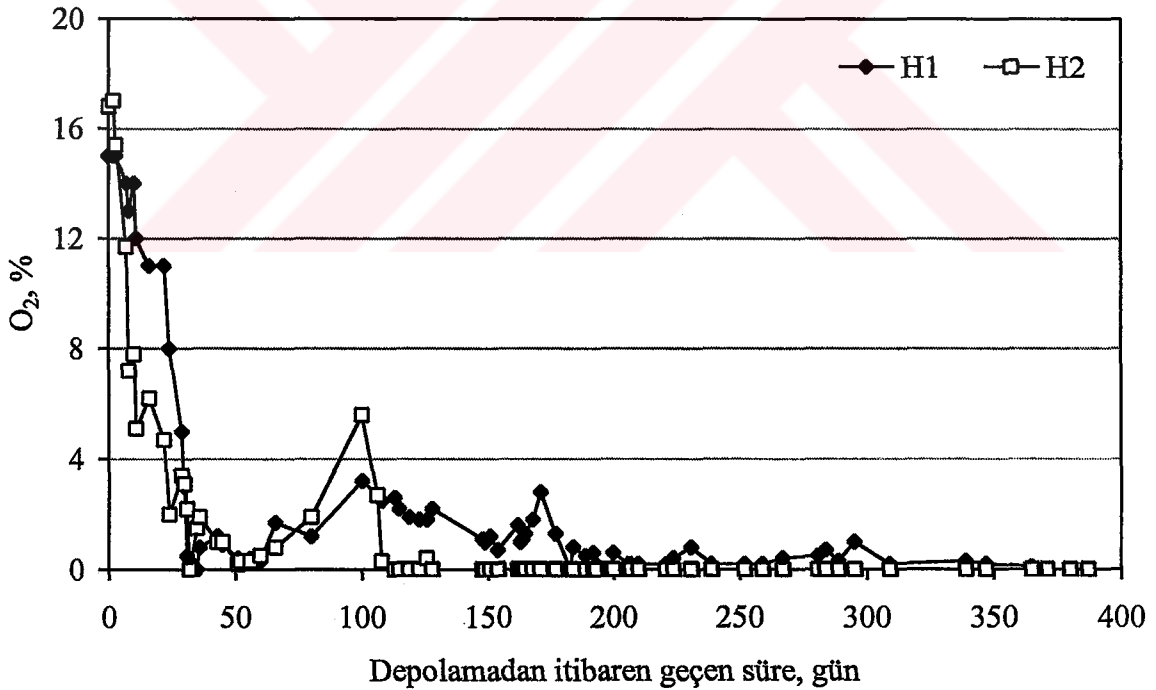
Şekil 5.23 H1 ve H2 test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında Zn konsantrasyonlarının zamanla değişimi

Söz konusu metallerin, depo sahası içerisinde asidik faz başladığında, sızıntı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıktığı görülmüştür. Metan fazının başlamasıyla birlikte pH'nın da artmasına bağlı olarak özellikle geri devirli test hücresinden oluşan sızıntı sularında katı atıktan sıvıya geçen metal konsantrasyonlarında hızlı bir azalma görülmüştür. Sızıntı suyunun katı atık depo sahası üzerine geri devir işlemi ile atıkların daha hızlı stabilize olması sonucu metan fazına daha hızlı bir şekilde ulaşılmış ve buna paralel olarak oluşan sızıntı sularında ağır metal konsantrasyonlarının daha hızlı bir şekilde azalması sağlanmıştır. Sızıntı suyu geri devirli çalıştırılan biyoreaktör depo sahalarında ortamda indirgen şartların daha hızlı hakim olması ile birlikte SO_4^{2-} 'ın hızlı bir şekilde sülfite dönüşmesi ağır metal konsantrasyonlarındaki düşüşün sebeplerindendir. Depo sahalarında ağır metal konsantrasyonlarının azalmasındaki temel mekanizma hidroksit ve sülfid çökmesidir (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996). Yapılan bu çalışma sonunda bu işlemi hızlandırmanın en iyi yollarından birinin sızıntı suyu geri devri olduğu ortaya çıkmıştır.

5.3 Depo Gazı Bileşenleri

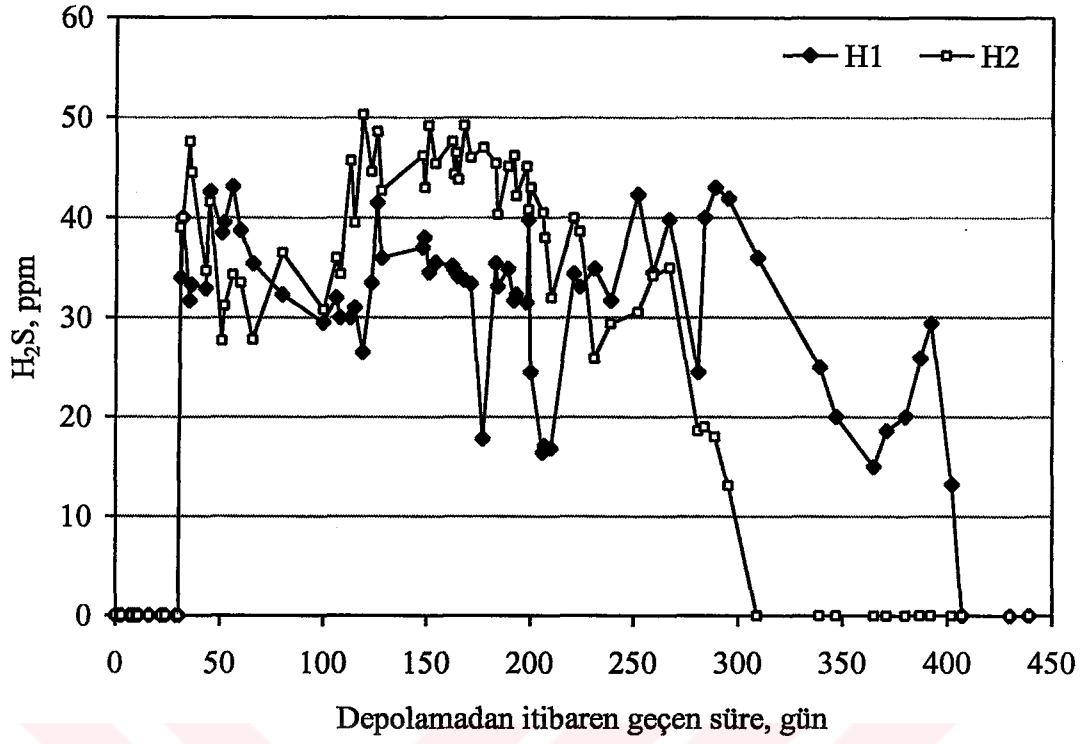
Depo sahalarında, oksijenin açık havadan difüzyonla ve yağmur suyundan temin edildiği üst tabakada meydana gelen aerob ayrışma, hidroliz, asit üretimi ve metan üretimi safhalarından oluşan anaerob ayrışma olmak üzere iki tip ayrışma vardır. Atıkların fermentasyonu sonucu oluşan depo gazının çok önemli bir kısmını CO_2 ve CH_4 oluşturmaktadır. Atıkların maruz kaldığı ilk ayrışma şekli olan aerobik ayrışma depo sahası içerisinde sınırlı miktardaki oksijen tükenene kadar süren ve atık ayrışımı için yüksek miktarda oksijen gerektiren bir fazdır. Bu safhada depo gazının CO_2 bileşeni oldukça yüksektir. Depo ortamında oksijen tükendiğinde anaerobik şartların oluşmaya başlaması ile depo gazındaki CH_4 yüzdesi de artmaya başlar. Bu arada ortamda oksijenin tükenmeye başlaması ile H_2S gazı da ppm mertebesinde oluşur.

Sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonuna etkisinin incelendiği bu çalışmada depo gazının O_2 , H_2S , CH_4 ve CO_2 bileşenleri izlenmiş ve geri devrin depo gazı bileşenleri üzerindeki etkileri tesbit edilmiştir. Bu gazların zamana bağlı olarak değişimleri sırasıyla Şekil 5.24, Şekil 5.25, Şekil 5.26, Şekil 5.27’de verilmiştir.

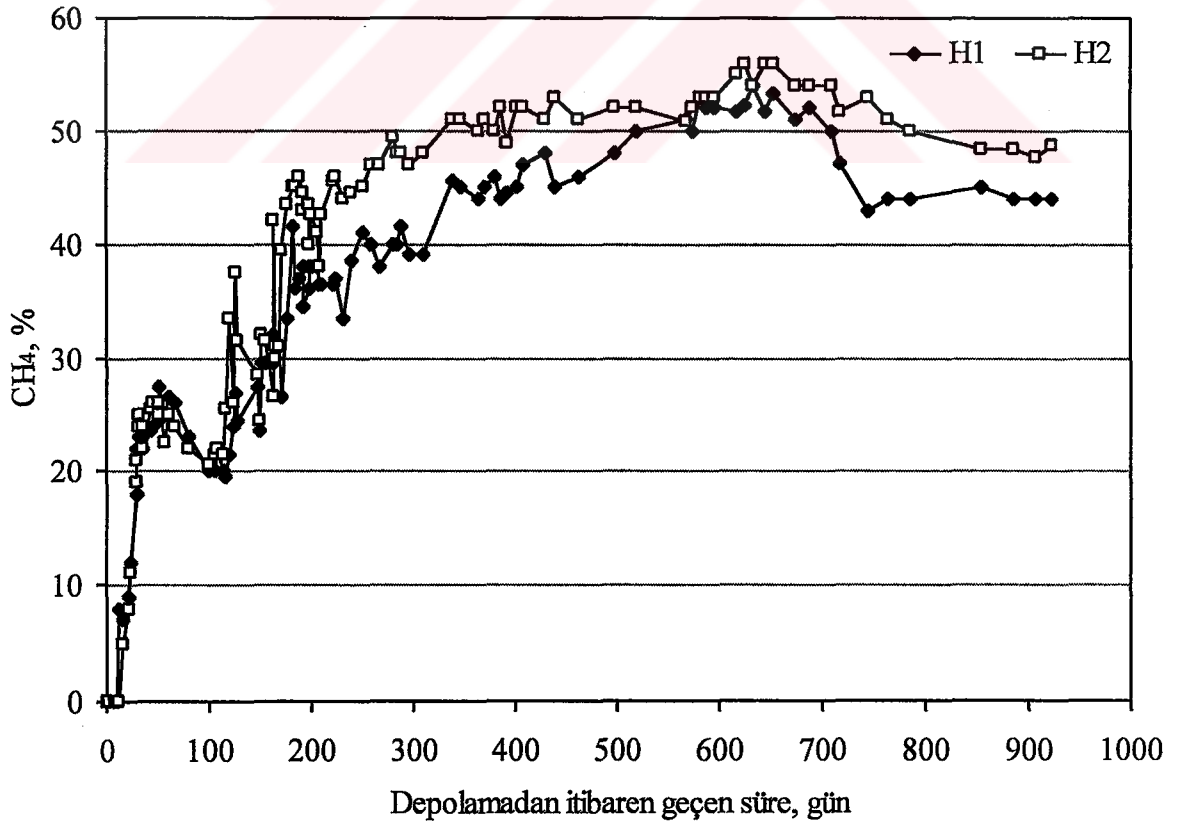


Şekil 5.24 Test hücrelerinden oluşan depo gazının O_2 bileşeninin değişimi

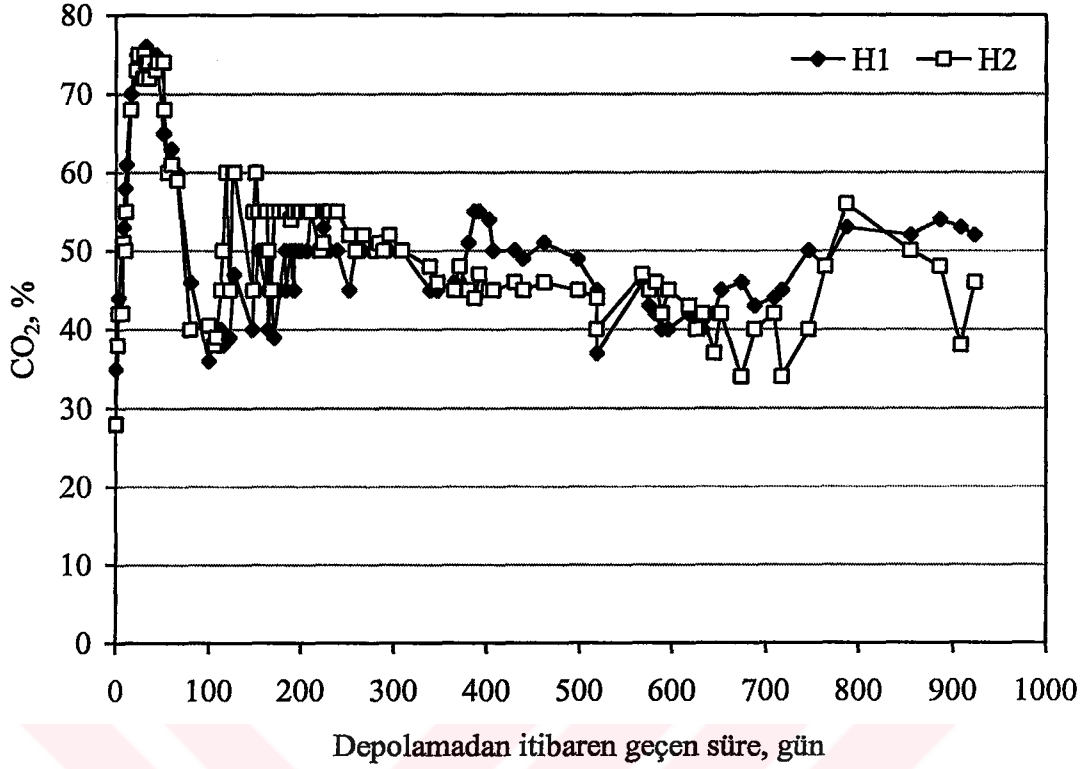
Depo gazının O_2 bileşeni başlangıçta atıkların boşluklarında bulunan O_2 tükenene kadar %16 seviyelerinden başlayarak azalma kaydetmiş ve anaerobik ortamın oluşması ile birlikte tamamen tükenmiştir.



Şekil 5.25 Test hücrelerinden oluşan depo gazının H_2S bileşeninin değişimi

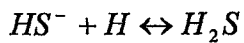
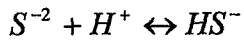
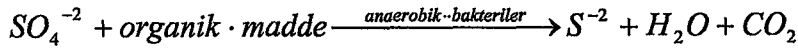


Şekil 5.26 Test hücrelerinden oluşan depo gazının CH_4 bileşeninin değişimi



Şekil 5.27 Test hücrelerinden oluşan depo gazının CO₂ bileşeninin değişimi

Depo ortamında başlangıçta O₂ mevcutken ve ortam yükseltgen şartlardayken sıvı fazdaki SO₄⁻² konsantrasyonu yüksek, gaz fazdaki H₂S bileşeni ise düşük konsantrasyonlarda olmuştur. Ortamda indirgen şartların hakim olması ile birlikte test hücrelerinden oluşan gazın H₂S bileşeninde artma olmuş ve H2 test hücresinde 100-250 günlük periyotlarda nisbeten yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir. Bunun sebebi, ortamdaki SO₄⁻² 'ın H2 test hücresinde anaerobik ortamın daha hızlı gerçekleşmesi ile birlikte hızlı bir şekilde H₂S'e dönüşmesidir. Bu safhada sızıntı suyunun pH'sı 5-6 civarlarında ve ortam anaerobik şartlarda olduğundan aşağıdaki reaksiyonlar gereği ortamdaki SO₄⁻², H₂S'e dönüşmüştür.



Test hücrelerinden oluşan gazın CH₄ bileşeni H2 test hücresinde depolama tamamlandıktan 200 gün sonra kararlı bir şekilde oluşmaya başlamış ve bu süreç %50 civarlarında 920 güne boyunca sürmüştür. H1 test hücresinde kararlı CH₄ oluşum safhası 400 gün sonra başlamış ve 700. günden sonra %45 seviyelerine inmiştir. Depo gazının CO₂ bileşeni ise başlangıçta %70 seviyelerinde iken bu değer ilerleyen safhalarda %40-50 aralığında değişmiştir.

5.4 Test Hücrelerinde Meydana Gelen Çökmeler

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.

Bu çalışmada, sızıntı suyu geri devrinin yüzeysel çökme üzerindeki etkisini belirlemek için, H1 ve H2 hücrelerinin yüzeyinde belirlenen 36 noktada, depolamanın başlangıcında, depolamadan itibaren 150 gün ve 375 gün sonra topografik ölçümler gerçekleştirilmiştir. H1 ve H2 hücrelerinin yüzeyinde belirlenen noktalar birbirlerinin simetriği olup H1 hücresinde 1A, 2A, ... ,18A ; H2 hücresinde ise 1B, 2B, ... , 18B olarak numaralandırılmış ve bu noktalarda dikey yönde (Z-ekseni) tesbit edilen okumalar, ortalama ve toplam çökme miktarları Çizelge 5.3 ve Çizelge 5.4'de verilmiştir. Bu Çizelgelerden H2 hücresinde meydana gelen çökme miktarının H1 hücresine nazaran daha fazla olduğu belirgin bir şekilde görülmektedir. Mekanik çökme ve diğer faktörlerden ileri gelen çökme miktarı her iki hücrede de eşit kabul edildiğinde H1 ve H2 hücrelerinde meydana gelen çökme miktarlarının farkı, hızlandırılmış biyolojik ayrışmadan ileri gelen değişimi gösterir. Bu fark 375 gün sonra sahada meydana ortalama çökme miktarında $(0.700-0.490) = 0.210\text{m}$ olarak tesbit edilmiştir. Yapılan ölçümlere göre H2 ve H1 hücresinde meydana gelen ortalama çökme miktarının farkı 150 ve 375 gün sonra sırası ile $(0.441-0.379) = 0.062\text{m}$ ve $(0.700-0.490) = 0.210\text{m}$ 'dir. Ayrıca hücrelerin yüzey alanı $25 \times 50 \times 5 = 1250\text{m}^2$ olduğundan 375 gün sonra m^3 olarak meydana gelen ortalama çökme miktarı H1 hücresinde $1250 \times 0,490 = 612,50\text{m}^3$, H2 hücresinde ise, $1250 \times 0,700 = 875.00\text{m}^3$ olarak hesaplanabilir. Bu değerler dikkate alındığında atık stabilizasyonunun hızlanması ile H2 hücresinde $(875.00-612.5) = 262.50 \text{ m}^3$ 'lük ilave bir hacim oluşacağı görülmektedir. Bir başka ifade ile 375 günde test hücrelerine depolanan birim katı atık ağırlığı (5500 ton) başına m^3 olarak oluşan ilave çökme miktarı $(262.50 \text{ m}^3 \text{ ilave hacim}) \div (5500 \text{ ton atık}) = 0.048 \text{ m}^3 \text{ ilave hacim/ton atık}$ olmaktadır. 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 geri devir sisteminin buradaki depo sahalarında uygulanması gerekliliğini de ortaya koymaktadır.

Çizelge 5.3 H1 test hücresinin yüzeyinde belirlenen 18 noktadaki topografik ölçüm sonuçları

H1 Hücresi Z (Dikey eksen) yönündeki değişimler (m)					
Nokta No	(1)	(2)	(1)-(2)	(3)	(1)-(3)
1A	95.400	95.135	0.265	94.730	0.670
2A	96.417	96.128	0.289	95.793	0.624
3A	98.165	97.501	0.664	97.592	0.573
4A	100.654	100.262	0.392	100.196	0.458
5A	103.625	103.403	0.222	103.006	0.619
6A	103.794	103.591	0.203	103.359	0.435
7A	101.354	101.104	0.250	101.093	0.261
8A	98.715	98.296	0.419	98.394	0.321
9A	97.072	96.453	0.619	96.603	0.469
10A	96.075	95.794	0.281	95.596	0.479
11A	96.005	95.831	0.174	95.615	0.390
12A	95.616	95.304	0.312	95.185	0.431
13A	96.089	95.603	0.486	95.619	0.470
14A	98.122	97.391	0.731	97.791	0.331
15A	99.005	98.496	0.509	98.298	0.707
16A	101.664	101.203	0.461	101.104	0.560
17A	102.356	102.096	0.260	101.916	0.440
18A	104.602	104.310	0.292	104.012	0.590
Ortalama	-	-	0.379	-	0.490

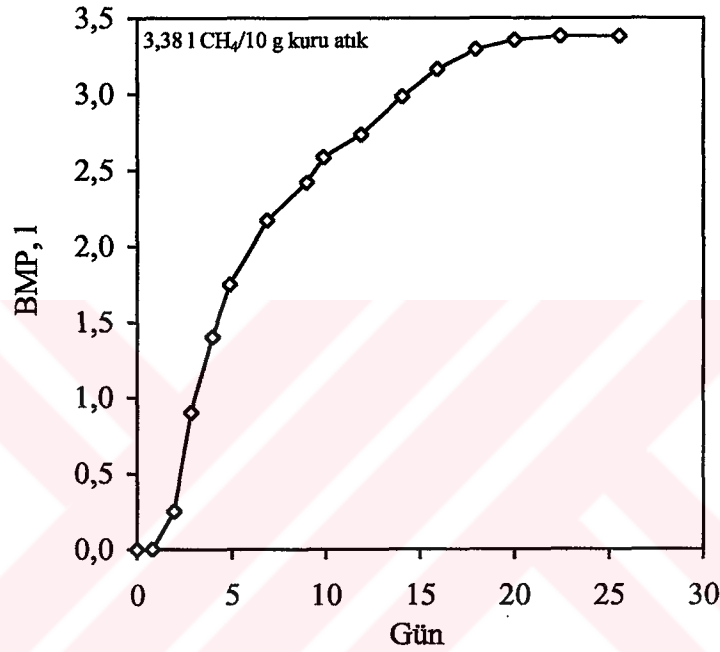
Çizelge 5.4 H2 test hücresinin yüzeyinde belirlenen 18 noktadaki topografik ölçüm sonuçları

H2 Hücresi Z (Dikey eksen) yönündeki değişimler (m)					
Nokta No	(1)	(2)	(1)-(2)	(3)	(1)-(3)
1B	95.888	95.447	0.441	95.189	0.699
2B	96.278	95.807	0.471	95.502	0.776
3B	97.438	96.903	0.535	96.628	0.810
4B	99.897	99.509	0.388	99.308	0.589
5B	102.293	101.802	0.491	102.006	0.287
6B	102.898	102.322	0.576	102.113	0.785
7B	102.125	101.754	0.371	101.270	0.855
8B	99.979	99.604	0.375	99.352	0.627
9B	97.998	97.626	0.372	97.336	0.662
10B	96.278	96.037	0.241	95.504	0.774
11B	96.555	95.715	0.840	95.901	0.654
12B	95.413	95.272	0.141	94.635	0.778
13B	96.855	96.439	0.416	96.240	0.615
14B	97.133	96.610	0.523	96.280	0.853
15B	98.101	97.300	0.801	97.410	0.691
16B	101.465	101.022	0.443	100.746	0.719
17B	103.111	102.711	0.400	102.381	0.730
18B	103.599	103.495	0.104	102.902	0.697
Ortalama	-	-	0.441	-	0.700

(1) : Başlangıç kotu ; (2) : 150 gün sonra ölçülen kotlar ; (3) : 375 gün sonra ölçülen kotlar ; (1)-(3) : 375 gün sonra oluşan çökme ; (1)-(2) : 150 gün sonra oluşan çökme

5.5 Atıkların Biyolojik Metan Potansiyeli (BMP)

BMP testi H1 ve H2 test hücresinin iki farklı noktasının 2m derinliğinden 6 aylık aralıklarla alınan atık numunelerle gerçekleştirilmiştir. Atıkların başlangıçtaki BMP'ni belirlemek için test hücrelerine depolama yapılmadan önce aktarma istasyonlarından gelen atıklarla BMP deneyi yapılmış ve anaerobik kesikli reaktörlerde 10 gr kuru atık için oluşan kümülatif metan değerleri Şekil 5.28'da verilmiştir. Buradan 10 gr kuru atık için başlangıç BMP değeri 3.38 l olduğu görülmektedir.



Şekil 5.28 Atıkların başlangıç BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu

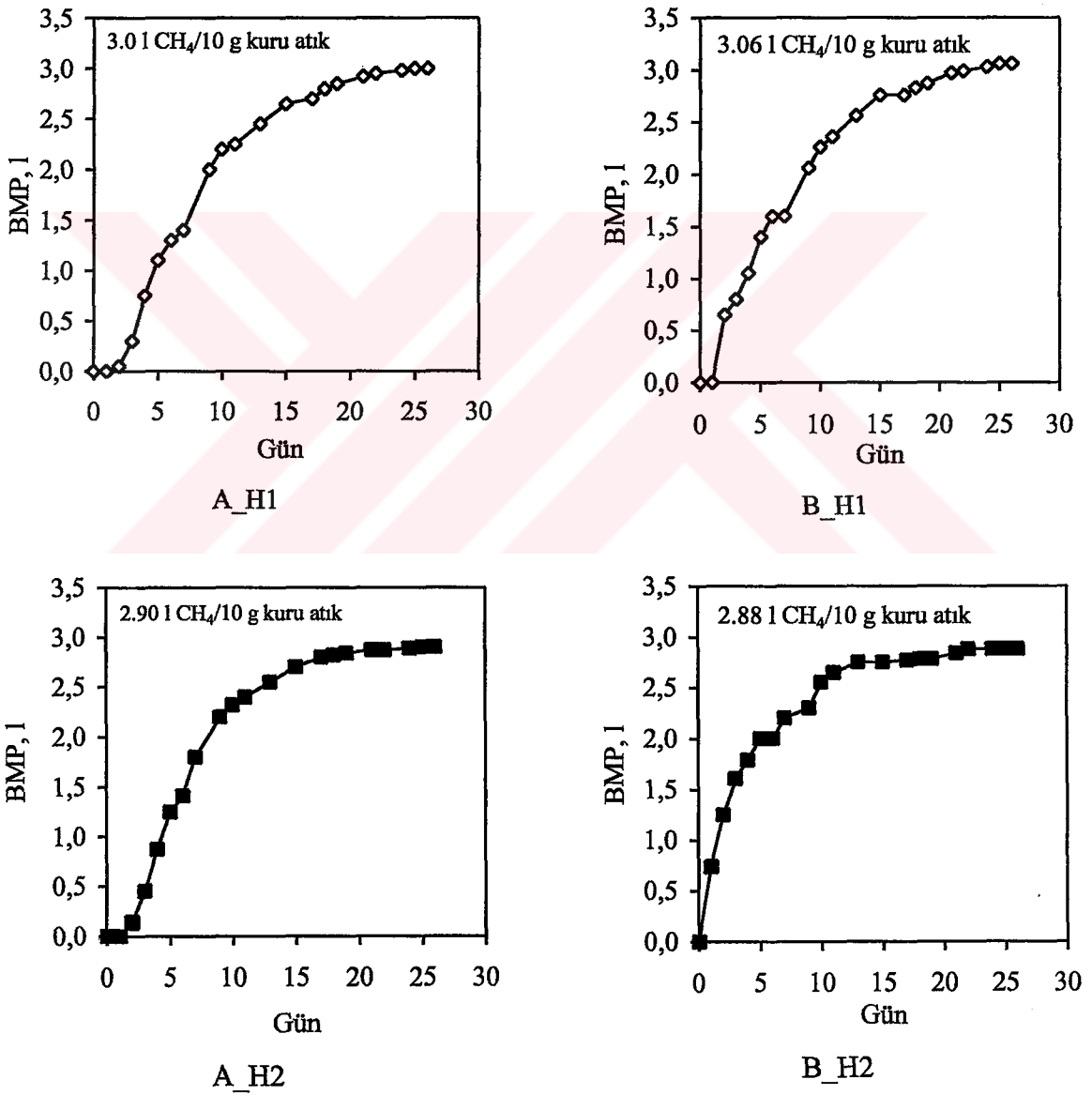
Atıkların test hücrelerine depolanmasından itibaren 241 gün sonra H1 test hücresinin iki farklı noktasından (A_H1 ve B_H1) alınan atık numunelerin BMP değerleri Şekil 5.29'de verilmiş ve 10 gr kuru atık için BMP değerleri sırasıyla 3.00 l ve 3.06 l olarak tesbit edilmiştir. H2 test hücresi için ikifarklı noktadan (A_H2 ve B_H2) alınan atık numunelerinin BMP değerleri de aynı şekilden 2.90 l ve 2.88 l olduğu görülmektedir.

Atıkların depolanmasından itibaren 372 gün sonra H1 ve H2 test hücreleri için elde edilen BMP değerleri Şekil 5.30'de verilmiştir. Bu değerler H1 test hücresinde 10 gr kuru atık için 2.75 l ve 2.72 l iken H2 test hücresi için 2.57 l ve 2.48 l olarak tesbit edilmiştir.

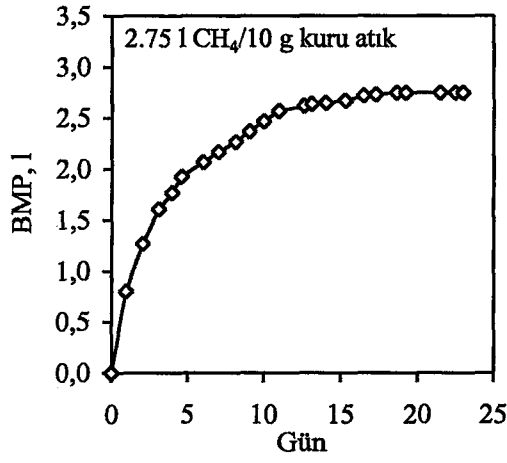
Depolamadan itibaren 620 gün sonraki BMP değerleri H1 için 2.37 l ve 2.42 l, H2 için ise 2.20 ve 2.15 l olarak tesbit edilmiş ve kesikli reaktörlerdeki metan değerleri Şekil 5.31'de verilmiştir.

Şekil 5.32'de 729 gün sonra 10 gr kuru atık için BMP değerleri, H1 hücresinde 2.02 l ve 1.95 l H2 hücresinde ise 1.68 l ve 1.63 l olarak tesbit edilmiştir.

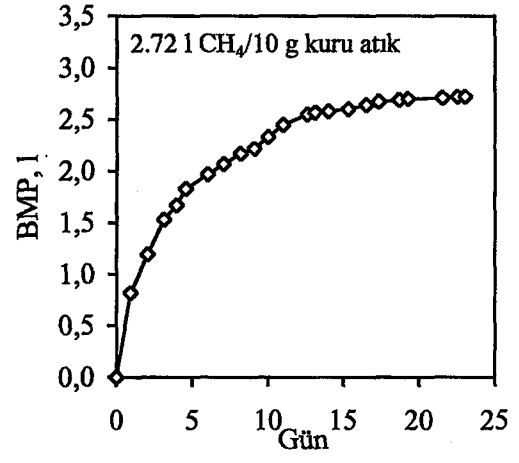
Son olarak atıkların test hücrelerine depolanmasından itibaren 920 gün sonra BMP deneyi yapılmış ve bu değerler H1 test hücresi için 1.82 l ve 1.85 l H2 için ise 1.45 l ve 1.39 l olarak tesbit edilmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 5.33'de verilmiştir.



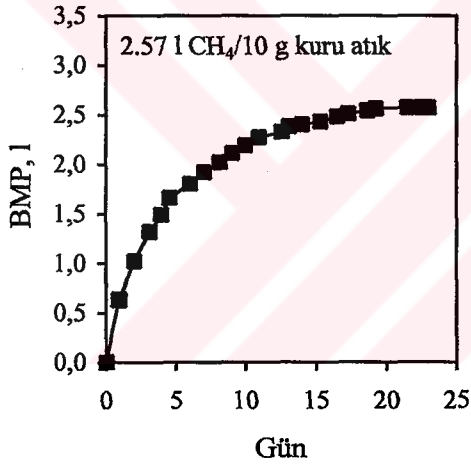
Şekil 5.29 Depolamadan 241 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu



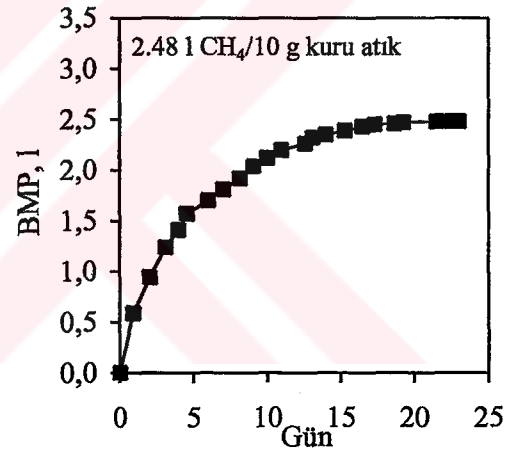
A_H1



B_H1

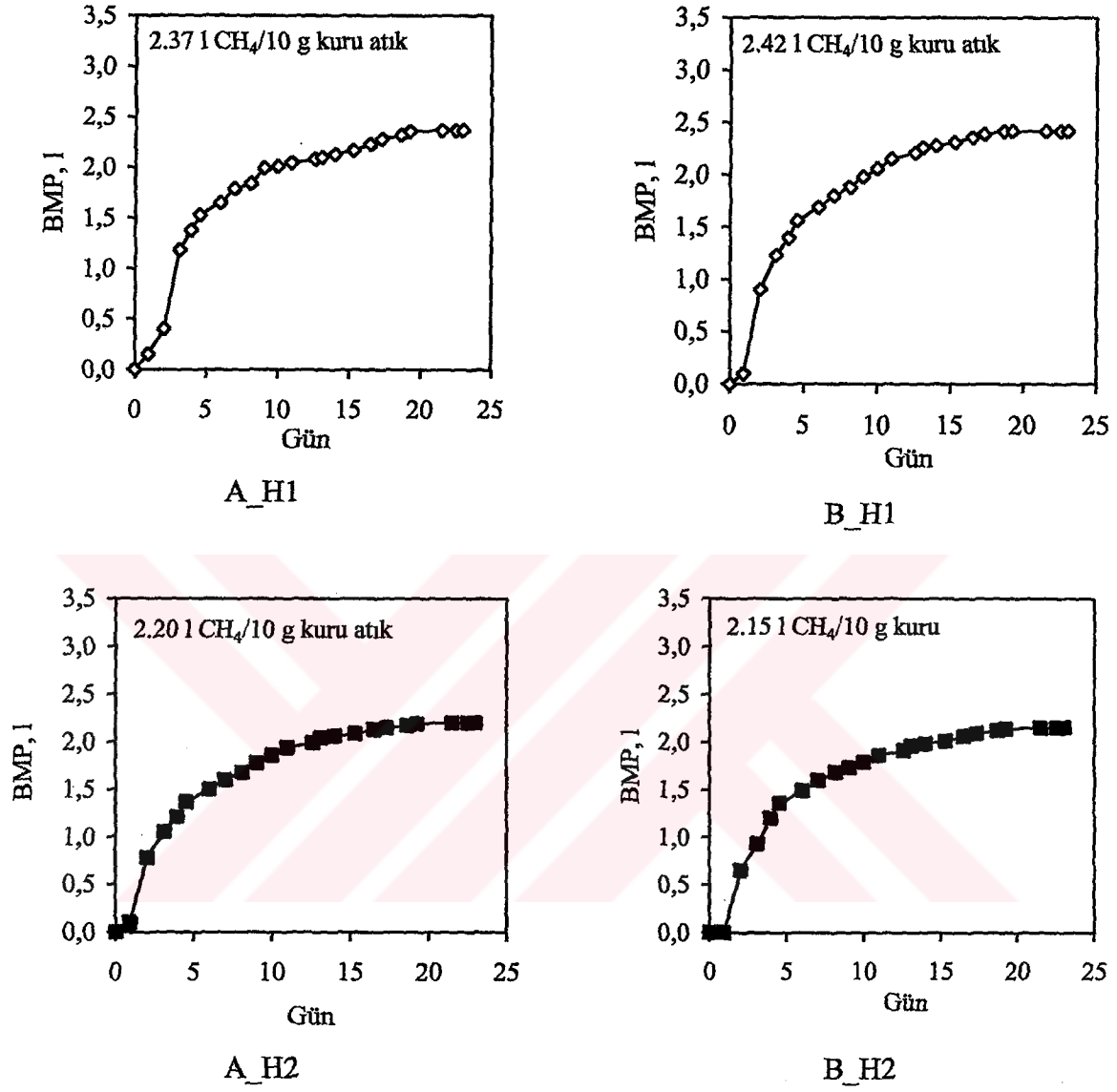


A_H2

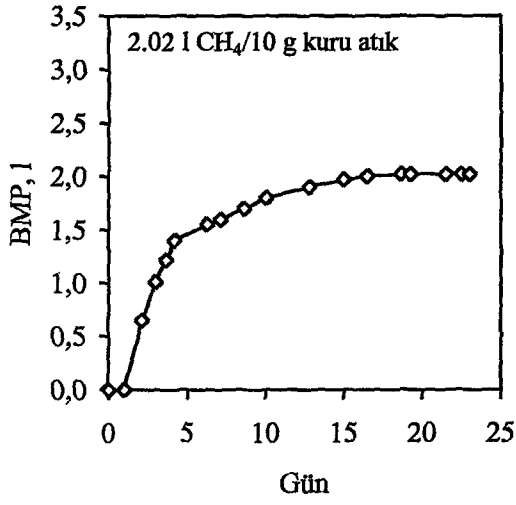


B_H2

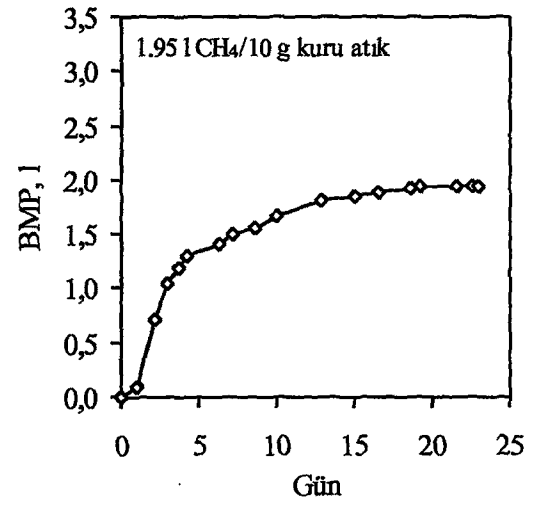
Şekil 5.30 Depolamadan 372 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu



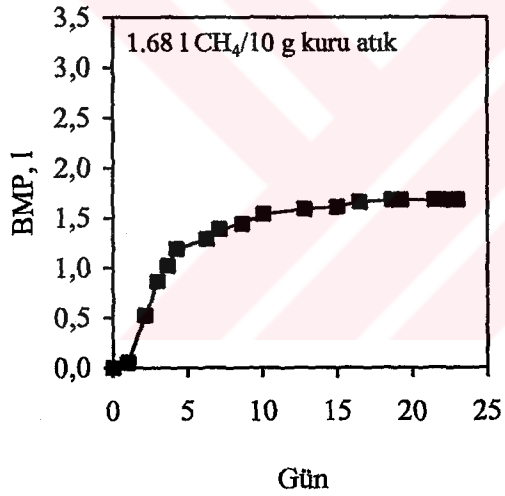
Şekil 5.31 Depolamadan 620 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu



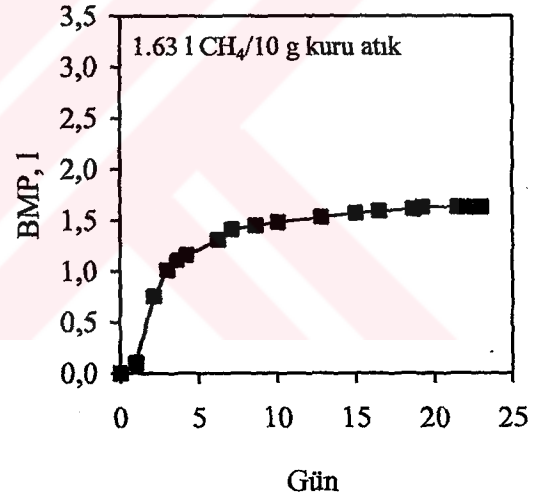
A_H1



B_H1

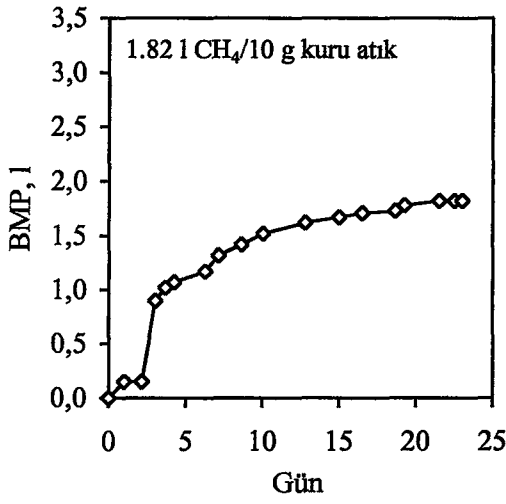


A_H2

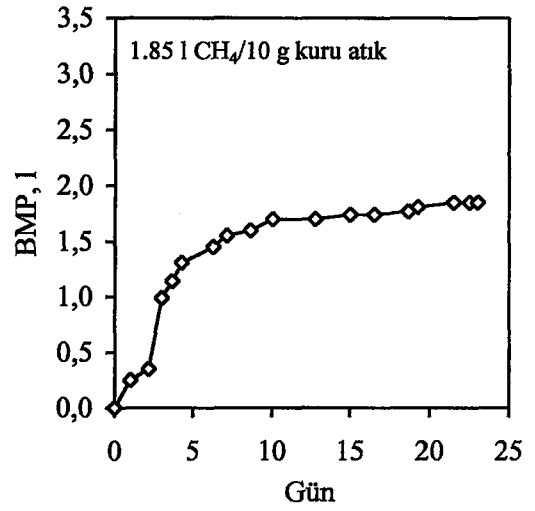


B_H2

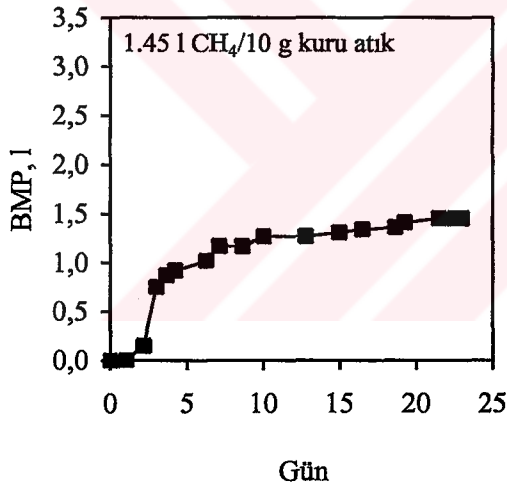
Şekil 5.32 Depolamadan 729 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu



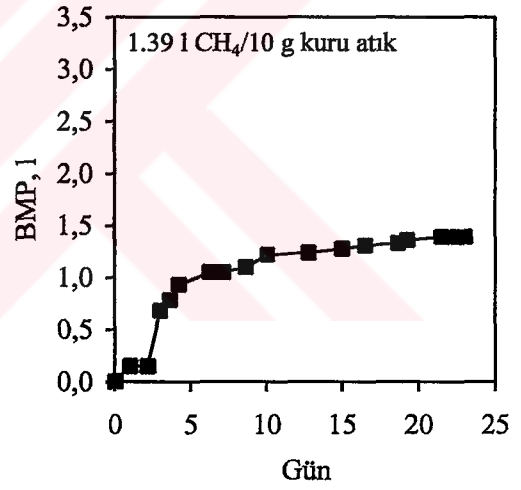
A_H1



B_H1



A_H2



B_H2

Şekil 5.33 Depolamadan 920 gün sonra H1 ve H2 hücrelerindeki atıkların BMP için anaerobik reaktördeki kümülatif metan oluşumu

BMP deneylerinden 920 gün süresince hücrelerin iki farklı noktasından alınan numuneler için elde edilen sonuçlar toplu olarak Çizelge 5.5’de verilmiştir.

Atıkların anaerobik ayrışma hızı ve verimi nem muhtevası ve organik madde muhtevası gibi faktörlere önemli ölçüde bağlıdır (Gurijala et al., 1997). Evsel katı atıkların anaerobik ayrışmasında hidroliz safhası hız kısıtlayıcı bir kademedir (Palmowski et al., 2000). Ancak bu çalışmada depo gövdesinden alınan organik maddeler, BMP deneyleri için kimyasal olarak ön hidroliz işlemine tabii tutulmuş ve böylece hidroliz aşamasının hız sınırlayan bir kademe olması engellenmiştir. Ön hidroliz işlemi, yüksek molekül ağırlıklı organik maddeleri anaerobik olarak daha kolay ayrışan düşük molekül ağırlıklı organiklere dönüştürmeyi sağlamaktadır. Bu yüzden atıkların biyolojik metan potansiyelinin depo yaşına bağlı olarak değişimi 1. Mertebe Kinetiğine göre azaldığı kabul edilerek; her iki test hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayı elde edilmiştir.

Çizelge 5.5 BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar

Depolamadan itibaren geçen süre, gün	BMP değerleri (l CH ₄ /10 gr kuru atık)			
	A_H1	B_H1	A_H2	B_H2
0	3.38	3.38	3.38	3.38
241	3.00	3.06	2.90	2.88
372	2.75	2.72	2.57	2.48
620	2.37	2.42	2.20	2.15
729	2.02	1.95	1.68	1.63
920	1.82	1.85	1.45	1.39

Test hücrelerinde atıkların ayrışmasının 1. mertebe kinetiğine göre gerçekleştiği kabul edilerek, H1 ve H2 test hücrelerinde atık ayrışma hızı katsayıları BMP testinden elde edilen sonuçlara göre aşağıdaki gibi hesaplanmıştır.

$$Y_{\mu} = Y \times \exp(-k \times t)$$

Burada;

Y : Başlangıçtaki metan potansiyelini (l/10gr kuru atık),

Y_μ : Kalan metan potansiyelini (l/10gr kuru atık),

t : Depolamadan itibaren geçen süreyi (yıl),

k : 1. mertebe kinetik katsayısını göstermektedir.

Test hücrelerinin 2m derinliğinden alınan numunelerin 1. Mertebe kinetik katsayıları hesaplanmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 5.6 ve Çizelge 5.7’de verilmiştir. H1 test hücresinin iki farklı noktasından (A ve B) alınan numunelerin ayrı ayrı kinetik katsayıları bulunmuş ve ortalamaları alınarak 0.219 yıl^{-1} ve 0.215 yıl^{-1} değerleri elde edilmiştir. Buradan H1 hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayı $(0.219+0.215)/2=0.217 \text{ yıl}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.

H2 test hücresinin iki farklı noktasından alınan numunelerin ortalama kinetik katsayıları için 0.288 yıl^{-1} ve 0.306 yıl^{-1} değerleri elde edilmiş ve H2 için atık ayrışma hızı $(0.288+0.306)/2=0.297 \text{ yıl}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.

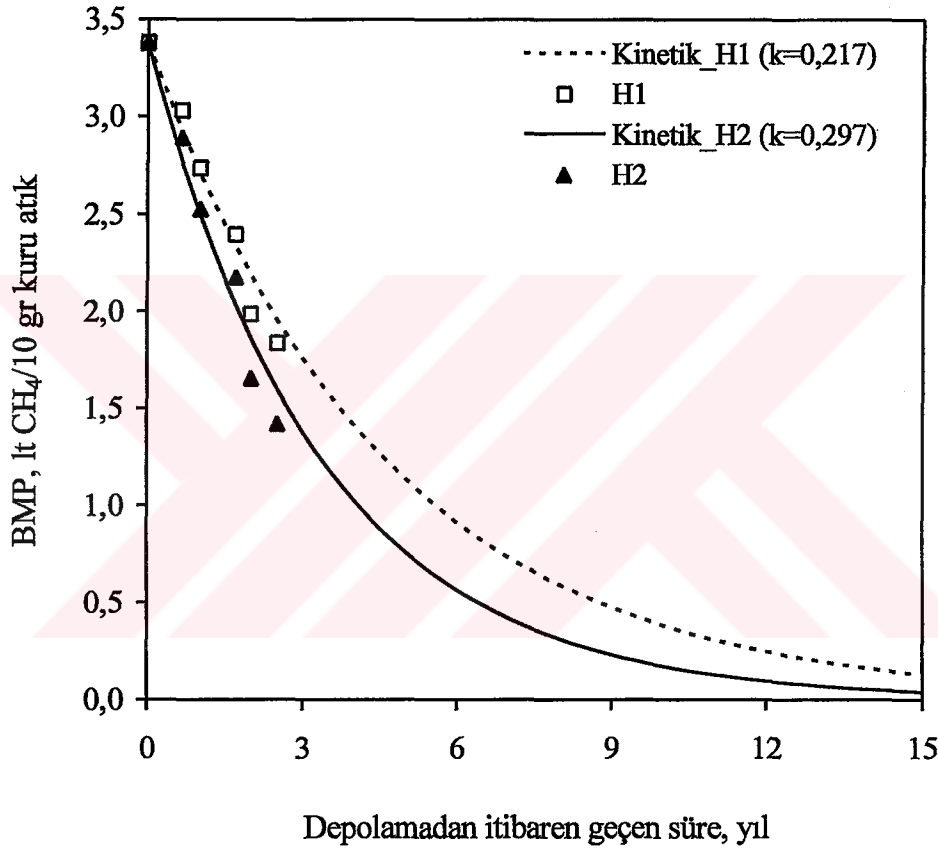
Çizelge 5.6 H1 test hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayıları

Depolamadan itibaren geçen süre (t), yıl	$k_{1A}, \text{ yıl}^{-1}$	$k_{1B}, \text{ yıl}^{-1}$
0	-	-
0.66	0.181	0.151
1.02	0.202	0.213
1.70	0.209	0.197
2.00	0.258	0.275
2.52	0.246	0.239
Ortalama	0.219	0.215
$(0.219+0.215) / 2 = 0.217 \text{ yıl}^{-1}$		

Çizelge 5.7 H2 test hücresi için 1. Mertebe kinetik katsayıları

Depolamadan itibaren geçen süre (t), yıl	$k_{2A}, \text{ yıl}^{-1}$	$k_{2B}, \text{ yıl}^{-1}$
0	-	-
0.66	0.232	0.242
1.02	0.269	0.304
1.70	0.253	0.266
2.00	0.350	0.365
2.52	0.336	0.353
Ortalama	0.288	0.306
$(0.288+0.306) / 2 = 0.297 \text{ yıl}^{-1}$		

H1 ve H2 hücreleri için 1. mertebe ayrışma hızı katsayısı ve deney sonuçlarına göre elde edilen BMP değerlerinin değişimi Şekil 5.34’de verilmiştir. BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar kullanılarak 3 yıl sonunda H2 hücresinde kalan metan potansiyeli 1. mertebe kinetiğine göre, $Y_{\mu} = 3.38 \times \exp(-0,297 \times 3) = 1,38 \cdot l$ olarak hesaplanabilir. Buna göre 1.38 l değerine H1 test hücresinde; $1,38 = 3.38 \times \exp(-0,217 \times t) \Rightarrow t = 4.13$ yıl sonra ulaşılacaktır. Buradan, sızıntı suyu geri devirli H2 test hücresi ile H1 test hücresi arasında $(4.13-3) \times 365 = 412$ gün’lük farkın olduğu belirlenmiş ve sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışma hızını önemli ölçüde artırdığı sonucuna varılmıştır.

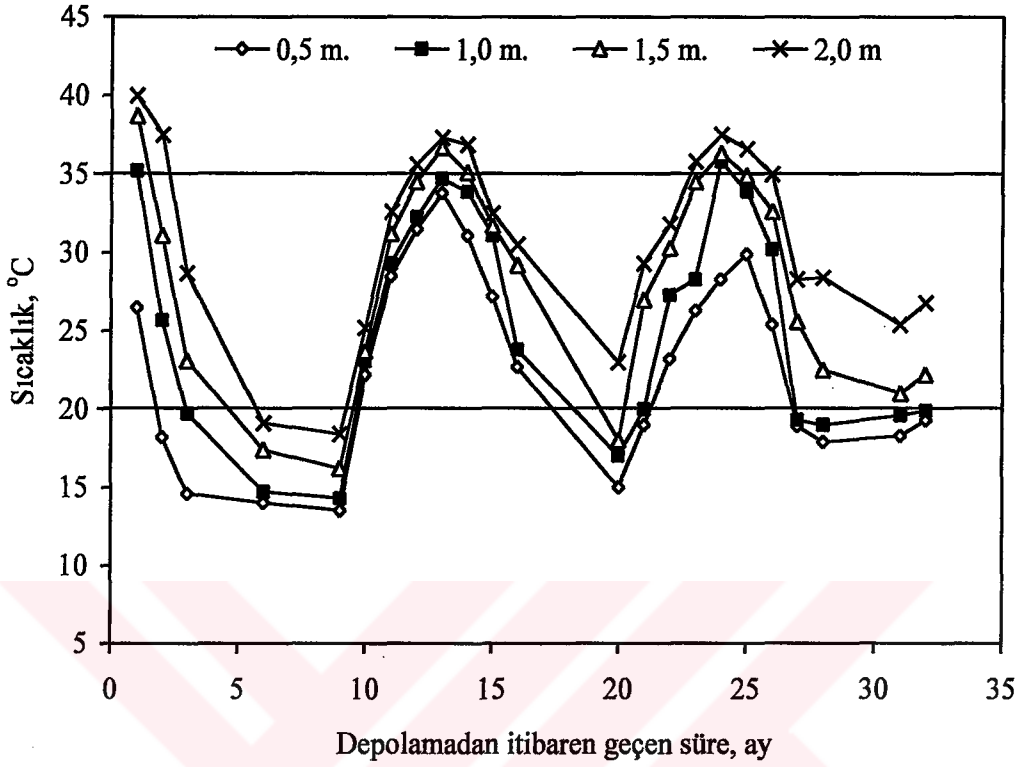


Şekil 5.34 H1 ve H2 test hücrelerindeki BMP'nin değişimi

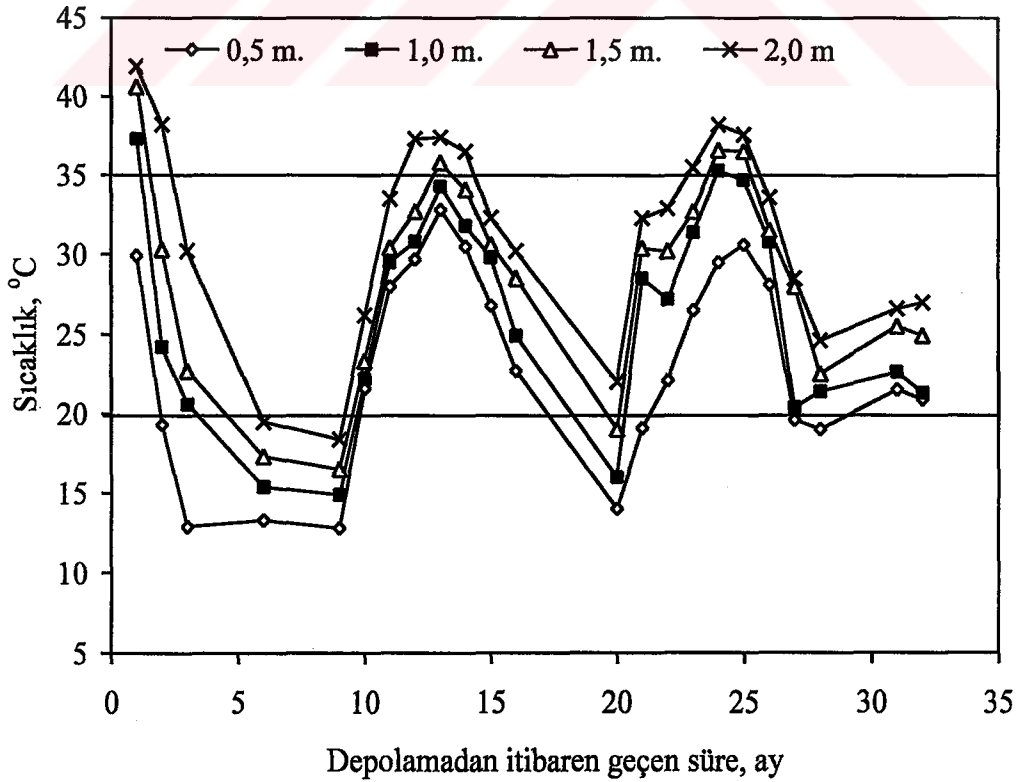
5.6 Depo Gövdesinde Sıcaklık Değişimi

H1 ve H2 test hücrelerinde depo gövdesine yerleştirilen sıcaklık problemleriyle yapılan ölçümler sonucunda elde edilen aylık ortalama sıcaklık değerleri sırasıyla Şekil 5.34 ve Şekil 5.35’de verilmiştir. Test hücrelerine atıklar depolanarak üst örtü tabakasının hazırlanmasından sonra, ortamdaki O₂ tükenene kadar atıkların ayrışması aerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilmektedir. Aerobik ayrışma sonucu fazla miktarda ısı açığa çıktığından ortamın sıcaklığı hızla artmış ve 40 °C'nin üzerine çıkmıştır. Daha sonra gövdedeki sıcaklık değerleri

hidroliz safhasının tamamlanmasıyla birlikte düşüş eğilimine girmiş ve anaerobik şartların hakim olması ile birlikte 20-35 °C arasında değişmiştir. Test hücrelerindeki sıcaklığın azalması ise hava sıcaklığındaki düşüşten kaynaklanmaktadır.



Şekil 5.35 H1 test hücresinin muhtelif derinliklerindeki sıcaklık değişimleri



Şekil 5.36 H2 test hücresinin muhtelif derinliklerindeki sıcaklık değişimleri

6. MATEMATİKSEL İLİŞKİLERİN BELİRLENMESİ

Yapılan arazi çalışmalarıyla sızıntı suyu kirletici bileşenlerinin uzun süreli izlenmesi ve bu suyun saha üzerine geri devrinin de etkisi düşünülerek modelleme yapılması, çöp yaşına bağlı olarak gerek karakterizasyonu ve gerekse artılabilirliği değişen sızıntı sularının biyolojik artıtımı için daha güvenli ve gerçeğe daha yakın verilerin elde edilmesini sağlayacaktır.

Katı atık depo sahalarında, sızıntı suyu geri devir işlemi atık stabilizasyonunu hızlandıran işlemlerden biri ve biyoreaktör depo sahaları için depo ortamındaki optimum nemin sağlanması, substrat difüzyonu, alkalinite ilavesi gibi birçok faydaları olan temel işlemlerdendir. Yapılan sızıntı suyu geri devir çalışmasında H1 ve H2 test hücrelerinden oluşan sızıntı suyunun KOİ, BOİ, Cl^- ve SO_4^{-2} parametreleri atık depolama tarihinden itibaren izlenmiş ve elde edilen veriler kullanılarak kirletici parametrelerin çöp yaşı ile değişimi matematiksel bir fonksiyon yardımıyla simüle edilmiştir. Bu parametreler geri devir çalışmalarında atık stabilizasyon indikatörlerinin en önemlilerindendir.

Çalışma dahilinde sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş kısmının çöp yaşına bağlı olarak değişimi de izlenmiş ve modifiye edilmiş Gompertz Eşitliği kullanılarak modellenmiştir. Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışabilirliği çöp yaşı arttıkça sürekli azalmaktadır (Youcai, 2000). Özellikle yaşlı depo sahalarından oluşan sızıntı suları moleküler boyutları geniş bir aralıkta dağılırken, genç depo sahası sızıntı suları düşük moleküler ağırlığına sahiptirler (Calace, v.d., 2001).

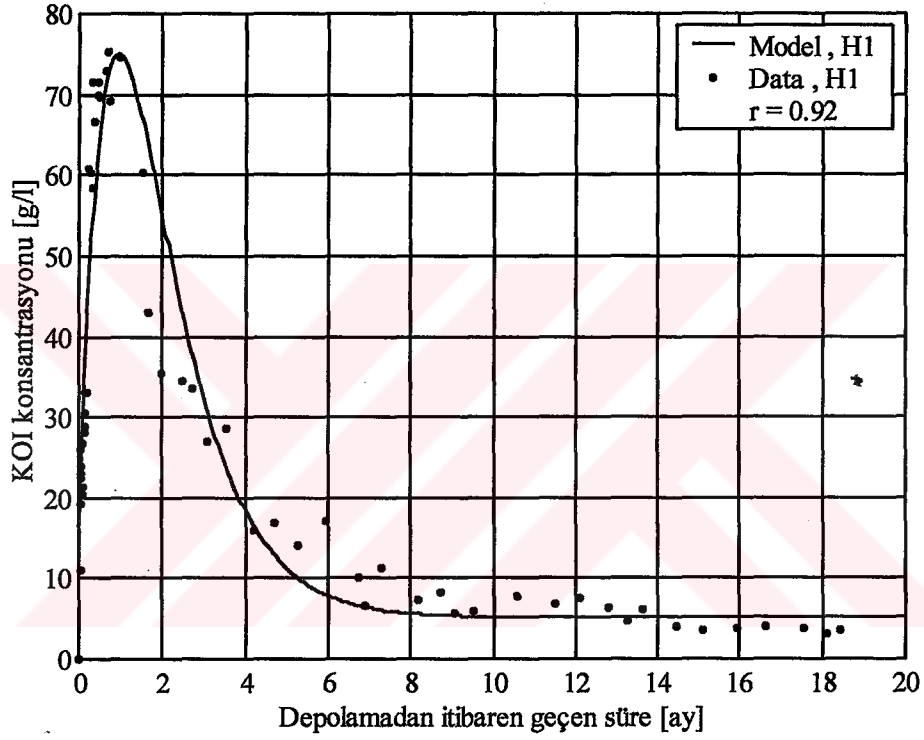
6.1 Modelleme Sonuçları

6.1.1 KOİ ve BOİ parametrelerinin matematiksel ilişkileri

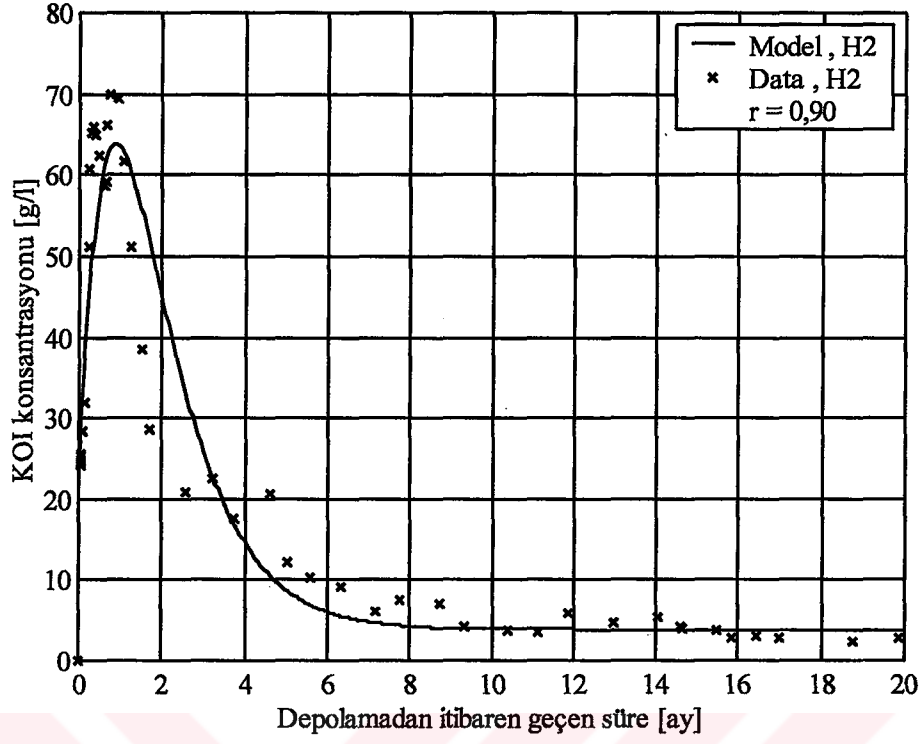
H1 ve H2 sızıntı suyu KOİ ve BOİ parametrelerinin $y = a_0 + a_1 \cdot e^{-t} + a_2 \cdot t \cdot e^{-t}$ matematiksel fonksiyonu ile simülasyonu MATLAB bilgisayar programı yardımıyla yapılmış ve denklemin bilinmeyen katsayıları (a_0 , a_1 ve a_2) en küçük kareler yöntemi ile elde edilmiştir. Sızıntı suyu KOİ ve BOİ parametrelerinin deney sonuçları ve matematiksel değişimleri Şekil 6.1, Şekil 6.2 Şekil 6.3, Şekil 6.4, Şekil 6.5 ve Şekil 6.6'da görülmektedir. Elde edilen denklemler ve bilinmeyen katsayıları Çizelge 6.1'de verilmiştir.

Çizelge 6.1 KOİ ve BOİ matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları

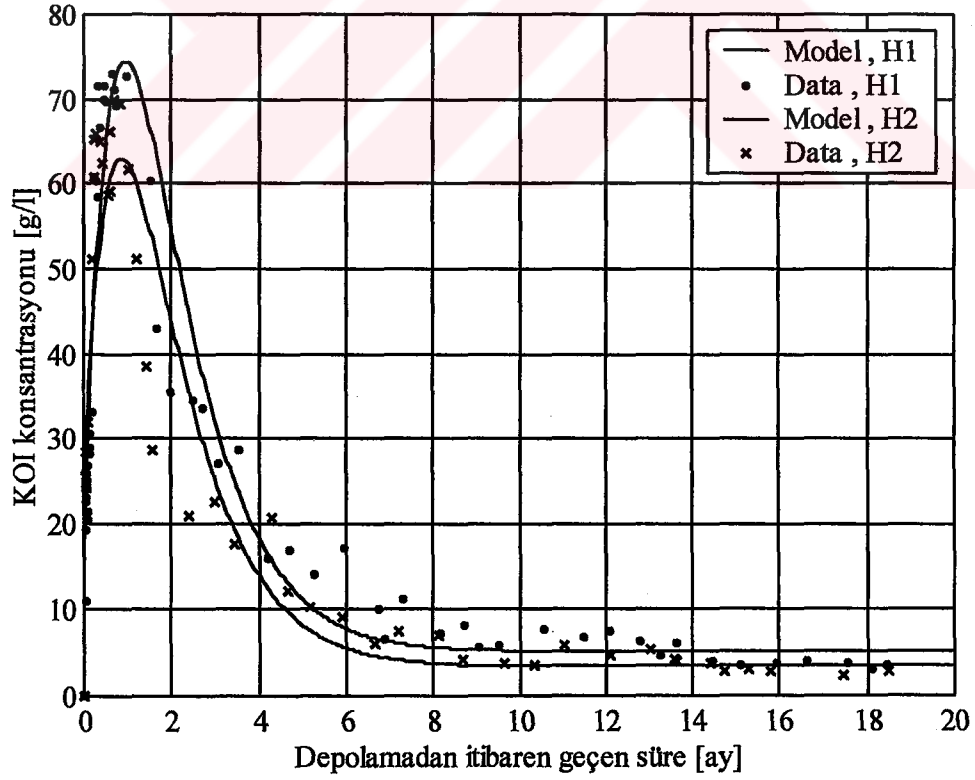
Parametre	H1			H2		
	a_0	a_1	a_2	a_0	a_1	a_2
KOİ	5.1121	9.9113	179.6685	3.8606	18.9184	142.7157
Fonksiyon	$y = 5,11 + 9,91 \cdot e^{-t} + 179,67 \cdot t \cdot e^{-t}$			$y = 3,86 + 18,92 \cdot e^{-t} + 142,72 \cdot t \cdot e^{-t}$		
BOİ	3.8809	0.8661	131.0527	0.6872	9.8673	117.2481
Fonksiyon	$y = 3,88 + 0,87 \cdot e^{-t} + 131,05 \cdot t \cdot e^{-t}$			$y = 0,69 + 9,87 \cdot e^{-t} + 117,25 \cdot t \cdot e^{-t}$		



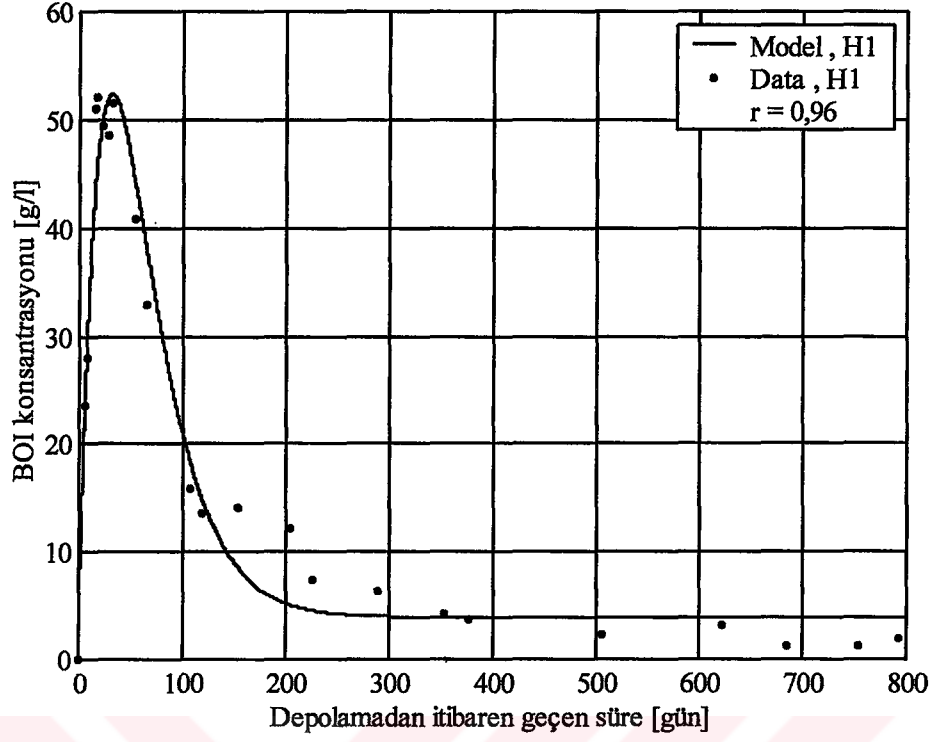
Şekil 6.1 H1 sızıntı suyu KOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli



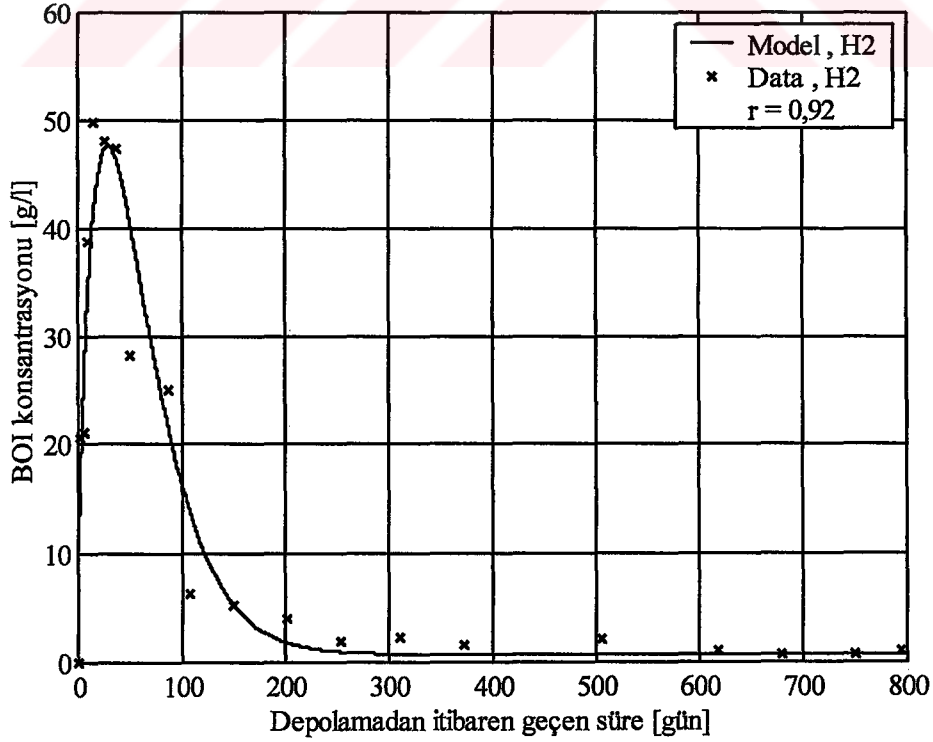
Şekil 6.2 H2 sızıntı suyu KOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli



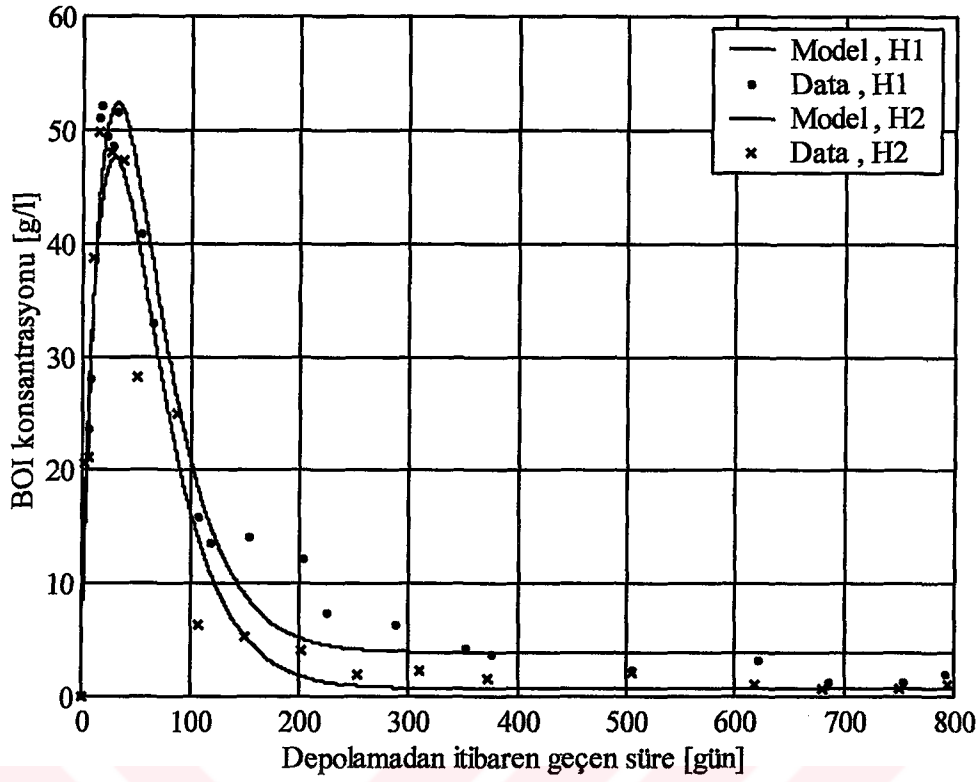
Şekil 6.3 H1 ve H2 sızıntı suyu KOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.4 H1 sızıntı suyu BOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.5 H2 sızıntı suyu BOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli



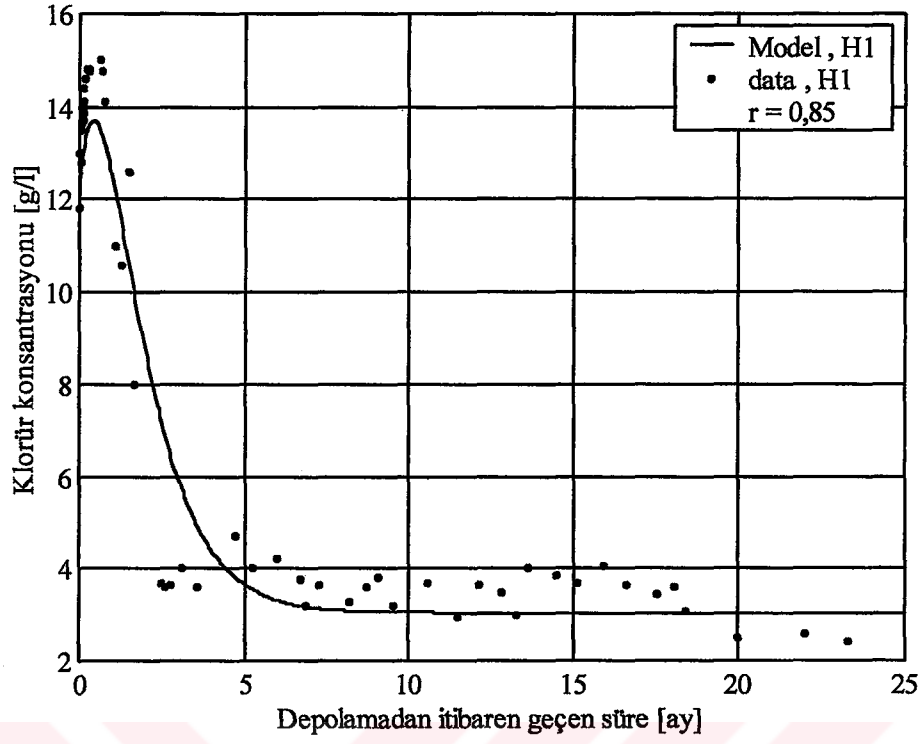
Şekil 6.6 H1 ve H2 sızıntı suyu BOİ'sinin çöp yaşıyla değişimi modeli

6.1.1.1 Klorür parametresinin matematiksel ilişkisi

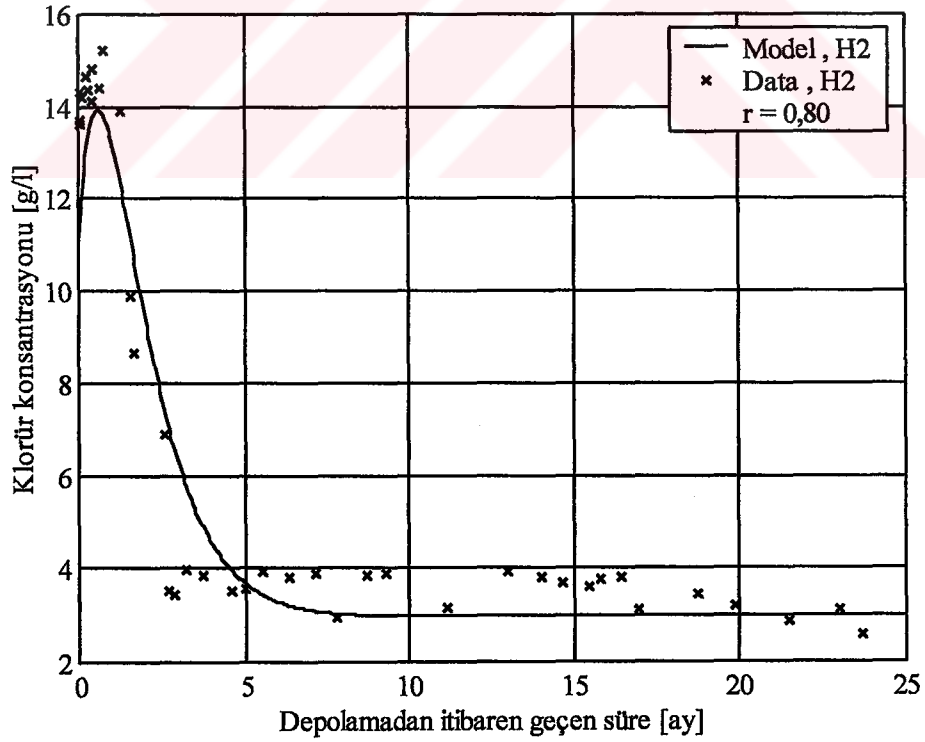
Sızıntı suyu Klorür (Cl^-) parametresinin deney sonuçları ve matematiksel değişimleri Şekil 6.7 ve Şekil 6.8'de görülmektedir. Elde edilen denklemler ve bilinmeyen katsayıları Çizelge 6.2'de verilmiştir.

Çizelge 6.2 Cl^- parametresi matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları

Parametre	H1			H2		
	a_0	a_1	a_2	a_0	a_1	a_2
Klorür (Cl^-)	3.0431	9.3617	16.3333	2.9665	8.1777	19.6925
Fonksiyon	$y = 3,04 + 9,36 \cdot e^{-t} + 16,33 \cdot t \cdot e^{-t}$			$y = 2,97 + 8,18 \cdot e^{-t} + 19,69 \cdot t \cdot e^{-t}$		



Şekil 6.7 H1 sızıntı suyu Cl^- parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli



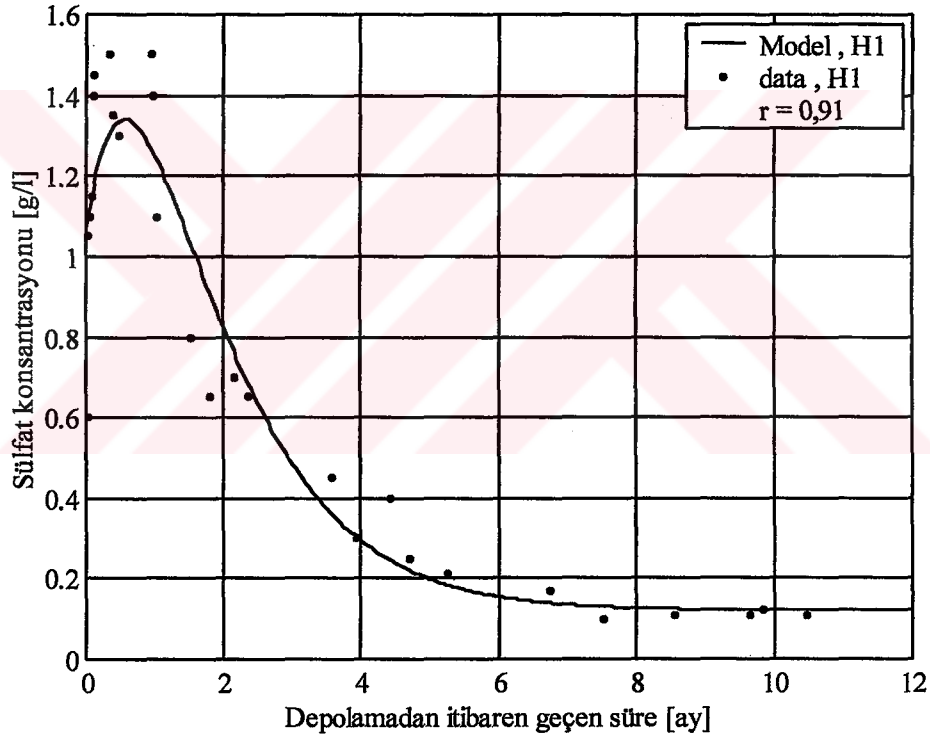
Şekil 6.8 H2 sızıntı suyu Cl^- parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli

6.1.1.2 Sülfat (SO_4^{2-}) parametresinin matematiksel ilişkisi

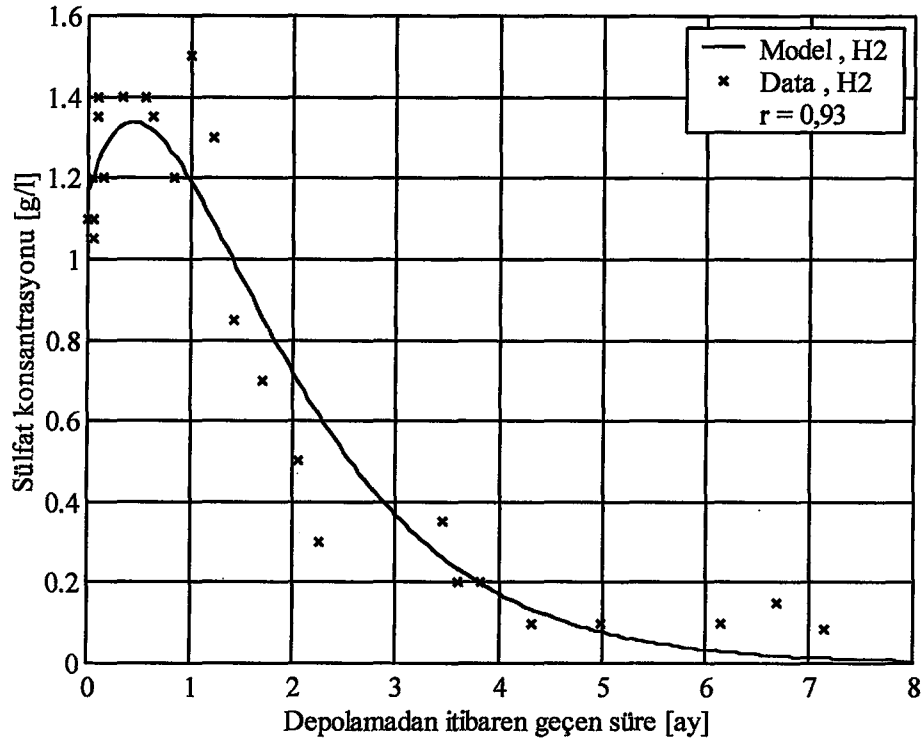
Sızıntı suyu Sülfat SO_4^{2-} parametresinin deney sonuçları ve matematiksel değişimleri Şekil 6.9 , Şekil 6.10 ve Şekil 6.11’de görülmektedir. Elde edilen denklemler ile bilinmeyen katsayıları Çizelge 6.3’de verilmiştir.

Çizelge 6.3 SO_4^{2-} parametresi matematik fonksiyonlarının bilinmeyen katsayıları

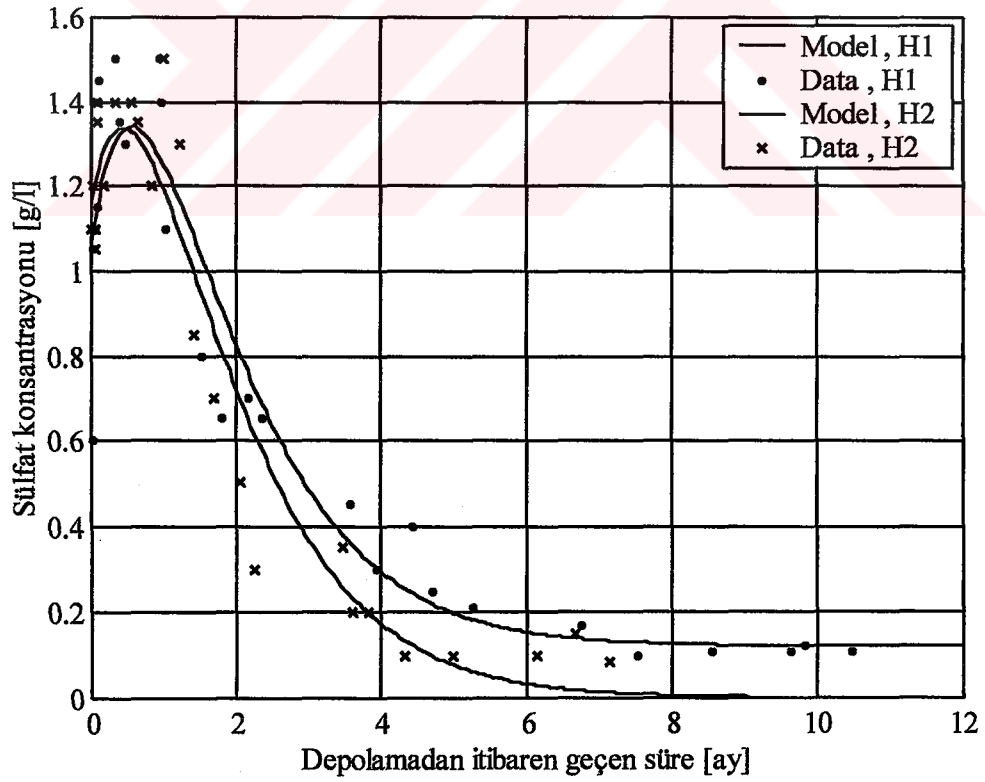
Parametre	H1			H2		
	a_0	a_1	a_2	a_0	a_1	a_2
Sülfat (SO_4^{2-})	0.1209	0.9475	2.1222	0	1.1665	2.0709
Fonksiyon	$y = 0,12 + 0,95 \cdot e^{-t} + 2,12 \cdot t \cdot e^{-t}$			$y = 1,17 \cdot e^{-t} + 2,07 \cdot t \cdot e^{-t}$		



Şekil 6.9 H1 sızıntı suyu SO_4^{2-} parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.10 H2 sızıntı suyu SO_4^{-2} parametresinin çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.11 H1 ve H2 sızıntı suyu SO_4^{-2} parametrelerinin çöp yaşıyla değişimi modeli

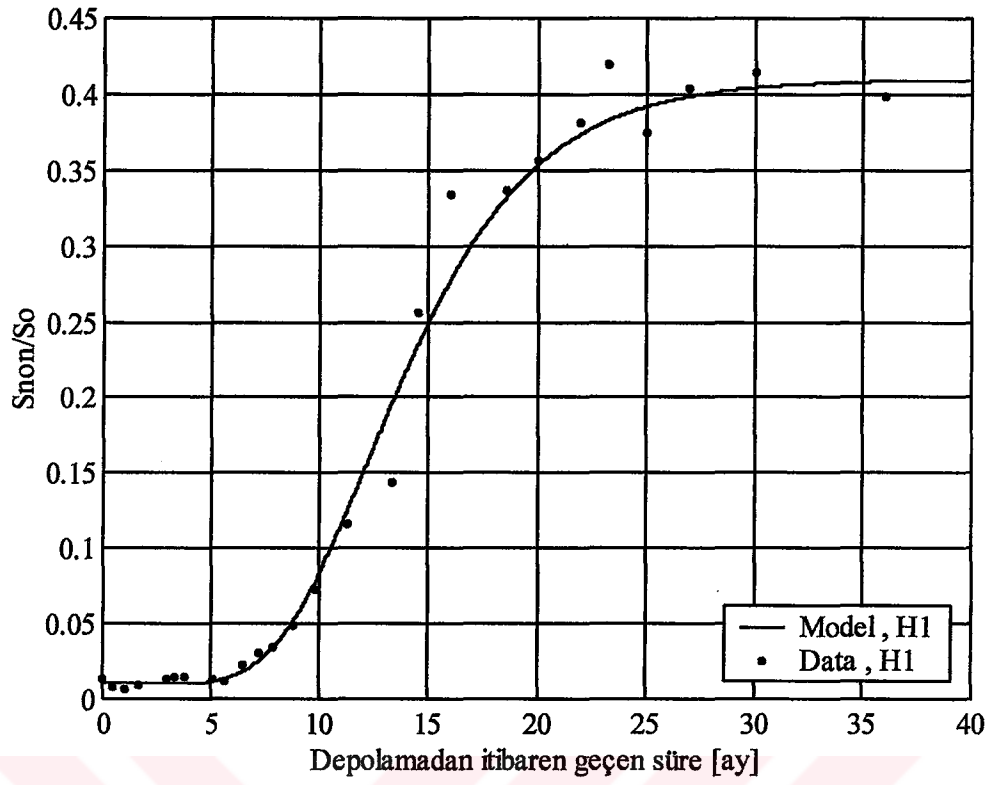
6.1.2 Sızıntı suyunun çöp yaşına bağlı olarak biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ bileşeninin modellenme sonuçları

Bu çalışmada sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan inert bileşeninin depo yaşına bağlı olarak değişiminin belirlenmesi bu suyun arıtımı için kurulacak olan arıtma tesisinin dizaynı için önemlidir. Sızıntı suyunun biyoayrışamayan çözünmüş bileşeninin (S_{non}) başlangıç çözünmüş KOİ'ye oranının değişimi Gompertz eşitliği (Denklem 4.6) modifiye edilerek modellenmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 6.12, Şekil 6.13 ve Şekil 6.14'de verilmiştir. H2 test hücresinde inert bileşenin daha erken artması sızıntı suyu geri devri ile ayrışmanın hızlanmasına bağlı olarak mikrobiyal ürün teşekkülünden ileri gelmektedir. H1 ve H2 test hücreleri için S_{non}/S_0 oranının depo yaşına bağlı olarak değişimini veren eşitlikler ve denklemin katsayıları Çizelge 6.4'de, modifiye Edilmiş Gompertz Eşitliği Denklem 6.1'de verilmiştir (Zwietering, et. al., 1990). Elde edilen denklemler ve deney sonuçları kullanılarak bulunan korelasyon katsayısı H1 ve H2 test hücreleri için sırasıyla 0.94 ve 0.91'dir.

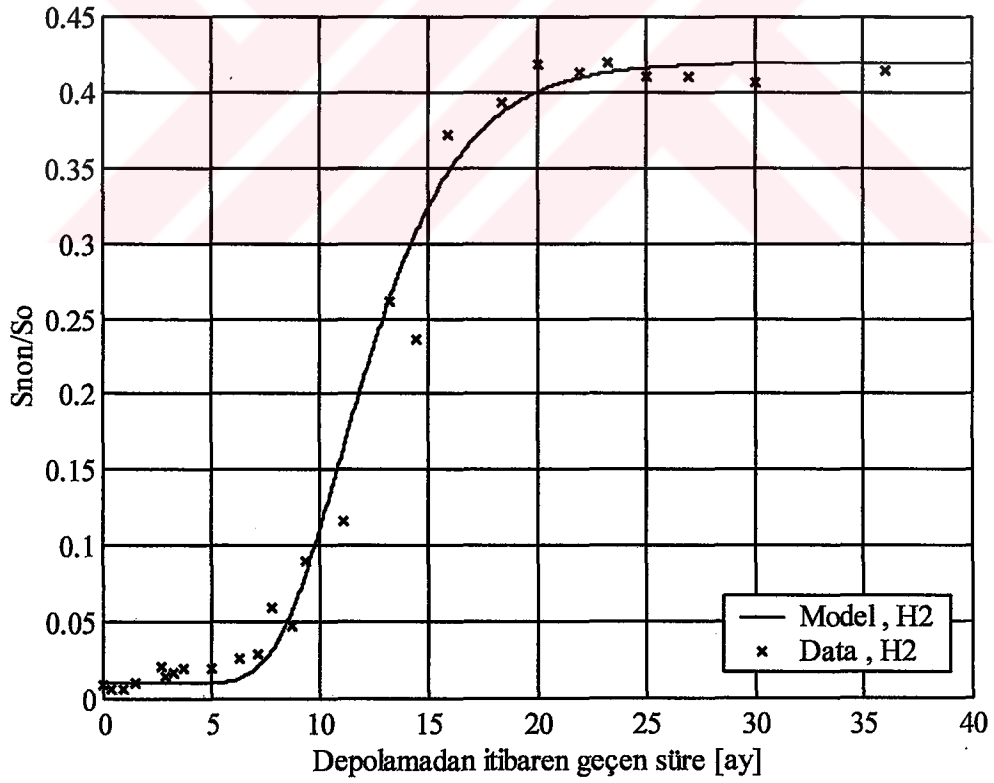
$$S_{non} / S_0 = A_0 + A_{max} \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{m \cdot \exp(1)}{A_{max}} \cdot (L - t) + 1 \right) \right] \quad (6.1)$$

Çizelge 6.4 S_{non}/S_0 oranının değişimini veren eşitlikler ve denklemin katsayıları

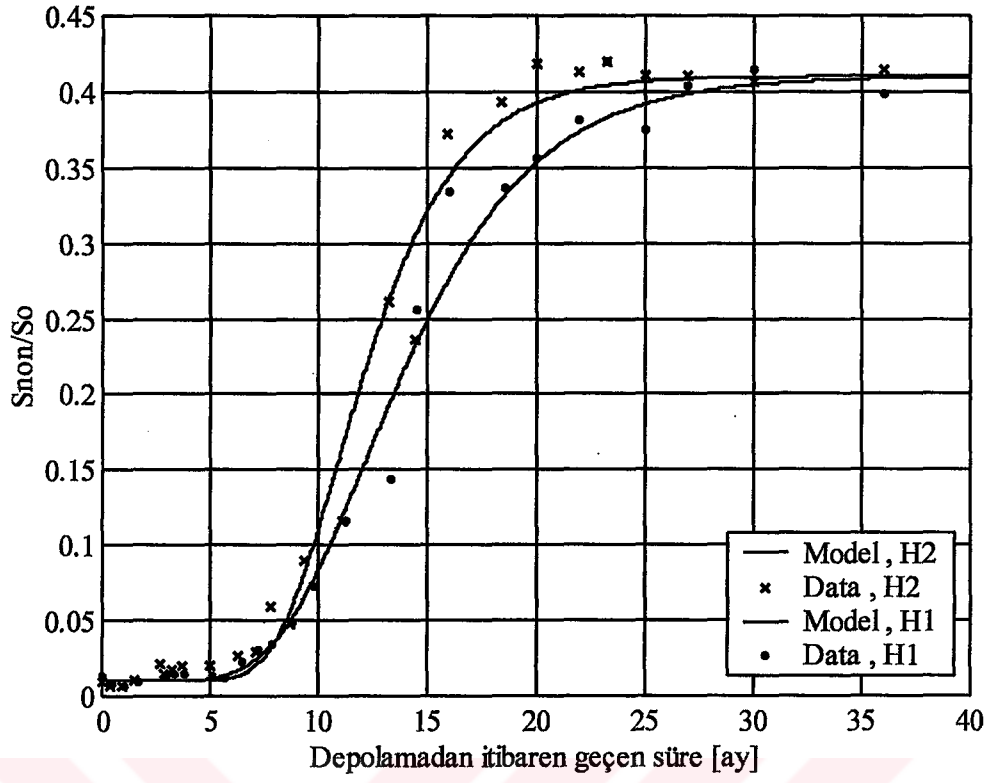
Katsayı	H1	H2
A_0	0.01	0.01
A_{max}	0.40	0.40
m	0.035	0.05
L	7	8
t	Depolamadan itibaren geçen süre (ay)	
Model, H1	$0.01 + 0.40 \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{0.035 \cdot \exp(1)}{0.40} \cdot (7 - t) + 1 \right) \right]$	
Model, H2	$0.01 + 0.40 \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{0.05 \cdot \exp(1)}{0.40} \cdot (8 - t) + 1 \right) \right]$	



Şekil 6.12 H1 sızıntı suyundaki S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.13 H2 sızıntı suyundaki S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli



Şekil 6.14 H1 ve H2 sızıntı sularının S_{non}/S_0 oranının çöp yaşıyla değişimi modeli

7. SONUÇLAR VE YORUMLAR

Biyoreaktör depo sahaları sızıntı suyu geri devir işlemi kullanmak suretiyle daha hızlı atık stabilizasyonu sağladığından, sahada sızıntı suyu ve gaz yönetimi için etkin bir yöntemdir. Bununla birlikte düzenli depo sahalarının kullanım ömrünü uzatmak, sahada sızıntı suyu yönetimini gerçekleştirmek ve depo gazının geri dönüşümü gibi avantajları tam olarak sağlayabilmek için, söz konusu sahalarda sızıntı suyu geri devri ve bu suların saha içerisinde homojen dağılımı ile ilgili unsurları göz önünde bulundurmak şarttır. Dünyanın en büyük metropollerinden olan İstanbul kentindeki düzenli depo sahalarında günlük ortalama 9000 ton katı atık depolanmakta ve 1500 ton/gün miktarlarında sızıntı suyu ortaya çıkmaktadır. Bu yüzden düzenli depo sahalarının sızıntı suyu geri devirli biyoreaktör olarak işletilmesi, sızıntı suyu yönetimi ve depolama için alan darlığı çeken kentte sahanın optimum kullanımını sağlayacaktır.

Bu çalışmada Odayeri depo sahasının 2500 m²'lik alanında taban ve üst örtü teşkili düzenli depo sahalarının teknik standartlarına uygun bir şekilde gerçekleştirilerek kurulan sızıntı suyu geri devirli (H2) ve geri devirsiz (H1) test hücrelerinde sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışma süresince, sızıntı suyu analizleri (pH, Alkalinite, İletkenlik, KOİ , BOİ , SO₄⁼ , Cl⁻ , Ağır Metaller ve Biyoayrışamayan Çözünmüş KOİ), depo gazı ölçümleri (CH₄, CO₂, O₂ ve H₂S), katı atık analizleri (BMP, Sıcaklık) ve sızıntı suyu bileşenlerinin (KOİ , BOİ , SO₄⁼ , Cl⁻ , S_{non}/S_o) matematiksel simülasyonundan aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir;

H1 ve H2 test hücreleri için 920 gün sonra oluşan toplam sızıntı suyu miktarları sırasıyla 780 ve 865 m³ olarak tesbit edilmiştir. Çalışma süresince oluşan 865 m³ sızıntı suyunun 385 m³ 'ü (%45'i) geri devrettirilmiş. Sızıntı suyu geri devirsiz H1 hücresinde oluşan sızıntı suyunun tamamı (780 m³) Odayeri Düzenli Depo Sahasının mevcut sızıntı suyu havuzuna deşarj edilmiştir. H2 hücresinde ise deşarj edilen sızıntı suyu miktarı 865-385 = 480 m³ 'dür. Bu işlemle deşarj edilen sızıntı suyu miktarında %38.5 oranında azalma sağlanmıştır.

H1 ve H2 test hücrelerinden oluşan sızıntı sularının pH değerleri 920 gün boyunca izlenmiş ve elde edilen sonuçlar pH değerinin hücrelere depolama yapıldıktan sonra 4-8.3 aralığında değiştiğini göstermiştir. Başlangıçta sızıntı suyunun pH değeri asidik değerlerde olmuş (pH = 4-6) ve bu süreç her iki hücre için 1 ay kadar kısa sürmüştür. Bunun sebebi, atıklar depolandıktan sonra ayrışmanın 1. kademesinde oluşan uçucu yağ asitlerinin sızıntı suyu pH'sını düşürmesidir. Sızıntı suyu nötr pH değerlerine H2 hücresinde yaklaşık 200 gün, H1 test hücresinde ise 350 gün sonra ulaşmıştır.

H1 ve H2 hücrelerinden oluşan sızıntı sularının alkalinitesi başlangıçta her iki hücre için 20000-25000 mg/l değerlerinde iken bu değerler zamanla 3000-5000 mg/l değerlerine düşmüştür. Buradan atıkların ayrışması ve oluşan sızıntı suyunun anaerobik arıtımı için alkalinitenin atık ayrışmasının her kademesinde yeterli olduğu görülmektedir. Yüksek alkaliniteye sahip sızıntı sularının H2 hücresine geri devrettirilmesi ile de anaerobik ayrışmanın teşekkül ettiği depo gövdesinin tamponlama kapasitesinin düşük olduğu kısımlarına alkalinite ilavesi gerçekleştirilmiştir.

Sızıntı suyunun başlangıç klorür konsantrasyonu her iki hücrenin sızıntı suyunda da 14-15 g/l arasında değiştiği bu değerlerin 2 ay sonra 5 g/l'ye düştüğü görülmektedir. Depolamadan itibaren 2 ay sonra klorür konsantrasyonu 2-5 g/l arasında değişmiş ve önemli bir azalma kaydetmemiştir. Bunun sebebi klorürün biyolojik olarak ayrışmayan korunan madde olmasıdır. Sızıntı sularındaki iletkenlik parametresi Cl^- konsantrasyonları ile aynı eğilimde değişim göstermiştir.

Çalışmada organik maddelerin değişiminin ölçüsü olarak BOİ ve KOİ parametrelerinin depo yaşına göre değişimi izlenmiş ve H1 test hücresinde maksimum KOİ değeri olan 76650 mg/l değerine 30 gün, H2 test hücresinde ise 70000 mg/l değerine 20 gün sonra ulaşıldığı belirlenmiştir. Depolamanın ilk safhasında sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonunun yüksek olması, ayrışmanın, kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında (asit safhası) olduğunu gösterir. H1 test hücresinin sızıntı suyunda 300-800 gün aralığında ortalama KOİ değeri 5400 mg/l iken bu değer geri devirli H2 hücresinde 3500 mg/l'dir. H1 ve H2 hücresinin sızıntı suyu KOİ'si 920 gün sonra sırasıyla 1800 ve 980 mg/l değerlerine düşmüştür. Buradan, geri devirli test hücresinden sızan sızıntı suyunun nihai değerinin kanalizasyona deşarj limitlerine yakın olduğu, sızıntı suyu geri devrinin depo sahalarının uzun süreli çevresel etkilerini minimuma indirdiği sonucuna varılmıştır. Sızıntı sularının biyolojik artılabirliğinin ölçüsü olan BOİ/KOİ oranının başlangıçta her iki hücrenin sızıntı suyunda da aynı olduğu (0.8) ve bu oranın geri devrili hücrenin sızıntı suyunda daha hızlı azaldığı tesbit edilmiştir.

Test hücrelerinden sızan sızıntı sularının zamana bağlı olarak çözünmüş haldeki biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'lerinin de belirlendiği bu çalışmada depo yaşı arttıkça sızıntı sularının KOİ'si düşmesine rağmen biyolojik olarak ayrışamayan KOİ'sinin arttığı sonucuna varılmıştır. Bu artış anaerobik biyoreaktör olan depo ortamında organik atıkların ayrışması sırasında oluşan mikrobiyal ürünler ve depo yaşı ilerledikçe sızıntı sularının kompleks organikleri içerebilmesinden kaynaklanmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş

KOI'nin (S_{non}) artması, başlangıçtaki çözünmüş KOI'nin (S_0) ise azalması depo yaşı arttıkça S_{non}/S_0 oranını artırmış ve başlangıçta 0.01 civarında olan bu oran 300. günden sonra 0.10 civarlarına yükselmiş, 300-600. günler arasında artmaya devam ederek 0.40 değerlerine ulaşmıştır. H1 ve H2 test hücrelerinin sızıntı suyunda maximum çözünmüş biyoayırışamayan KOI değerleri sırasıyla 650 ve 630 mg/l olarak tesbit edilmiştir.

Depolamanın tamamlandığı ilk günlerde sızıntı suyunda SO_4^{-2} konsantrasyonları 1000 mg/l civarında ölçülmüş bu parametre zamanla artış göstererek H2 test hücresinde maksimum SO_4^{-2} konsantrasyonuna (2300 mg/l) depolamadan 30 gün sonra, H1 test hücresinde ise 45 gün sonra (2000 mg/l) ulaşılmıştır. Depolama tamamlandıktan yaklaşık 5 ay sonra H2 test hücresinde SO_4^{-2} konsantrasyonları 75 mg/l seviyelerine düşmüştür. H1 test hücresinde ise bu süre sonunda SO_4^{-2} konsantrasyonları 450 mg/l civarında ölçülmüştür. Daha sonraki aşamalarda depo ortamının anaerobik olmasına bağlı olarak indirgenmiş ve her iki hücrede de minimum seviyelere inmiştir.

Test hücrelerinden sızan sızıntı sularının başlangıçtaki pH'sı asidik değerlerdedir. Sızıntı suyunun geri devrettirilmesi ile atıkların ayrışma hızı arttığından geri devirli test hücresinde (H2) metan safhasına daha hızlı bir şekilde ulaşılmış ve H2 test hücresindeki pH nötr değerlere daha kısa sürede ulaşmıştır. Böylece yüksek pH değerlerinde minimum çözünürlüğe sahip olan ağır metallerin katı atıktan sıvıya geçen miktarı azalarak sızıntı suyundaki metal konsantrasyonlarında azalmaya sebep olmuştur. Söz konusu metallerin, depo sahası içerisinde asidik faz başladığında, sızıntı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda ortaya çıktığı görülmüştür. Metan fazının başlamasıyla birlikte pH'nın da artmasına bağlı olarak özellikle geri devirli test hücresinden oluşan sızıntı sularında katı atıktan sıvıya geçen metal konsantrasyonlarında hızlı bir azalma görülmüştür. Sızıntı suyu geri devirli çalıştırılan biyoreaktör depo sahalarında ortamda indirgen şartların daha hızlı hakim olması ile birlikte SO_4^{-2} 'ın hızlı bir şekilde sülfite dönüşmesi ağır metal konsantrasyonlarındaki düşüşün bir diğer sebebidir.

Depo gazının O_2 , H_2S , CH_4 ve CO_2 bileşenlerinin de izlendiği bu çalışmada, O_2 bileşeninin başlangıçta atıkların boşluklarında bulunan O_2 tükenene kadar %16 seviyelerinden başlayarak azalma kaydettiği, anaerobik ortamın oluşması ile birlikte tamamen tükendiği tesbit edilmiştir. Depo ortamında başlangıçta O_2 mevcutken ve ortam yükseltgen şartlardayken sıvı fazdaki SO_4^{-2} konsantrasyonu yüksek, gaz fazdaki H_2S bileşeni ise düşük konsantrasyonlarda olmuştur. Ortamda indirgen şartların hakim olması ile birlikte test hücrelerinden oluşan gazın H_2S bileşeninde artma olmuş ve H2 test hücresinde 100-250 günlük periyotlarda nisbeten

yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir. Bunun sebebi, ortamdaki SO_4^{-2} 'ın H_2 test hücresinde anaerobik ortamın daha hızlı gerçekleşmesi ile birlikte hızlı bir şekilde H_2S 'e dönüşmesidir. Test hücrelerinden oluşan gazın CH_4 bileşeni H_2 test hücresinde depolama tamamlandıktan 200 gün sonra kararlı bir şekilde oluşmaya başlamış ve bu süreç %50 civarlarında 920 gün boyunca sürmüştür. H1 test hücresinde kararlı CH_4 oluşum safhası 400 gün sonra başlamış ve 700. günden sonra %45 seviyelerine inmiştir. Depo gazının CO_2 bileşeni ise başlangıçta %70 seviyelerinde iken bu değer ilerleyen safhalarda %40-50 aralığında değişmiştir.

H1 ve H2 hücrelerinin yüzeyinde belirlenen 36 noktada, depolamanın başlangıcında, depolamadan itibaren 150 gün ve 375 gün sonra yapılan topografik ölçümlerle, H2 ve H1 hücresinde meydana gelen ortalama çökme miktarının farkı 150 ve 375 gün sonra sırası ile 0.062m ve 0.210m'dir. Topografik ölçümler sonunda H1 ve H2 test hücresinde 375 gün sonra meydana gelen ortalama çökme 0.49m ve 0.70m olarak tesbit edilmiştir. Buradan hücrelerin yüzey alanı $25 \times 50 \times 5 = 1250\text{m}^2$ olarak alındığında 375 gün sonra hücrelerin yüzeyinde m^3 olarak meydana gelen ortalama çökme miktarı H1 hücresinde $1250 \times 0.490 = 612.50\text{m}^3$, H2 hücresinde ise, $1250 \times 0.700 = 875.00\text{m}^3$ olarak hesaplanabilir. Bu değerler dikkate alındığında atık stabilizasyonunun hızlanması ile H2 hücresinde $(875.00 - 612.5) = 262.50\text{m}^3$ 'lük 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 gibi şehirler için ilave hacimlerin oluşması geri devir sisteminin buradaki depo sahalarında uygulanması gerekliliğini de ortaya koymaktadır.

BMP deneylerinden hücrelerin iki farklı noktasından alınan numuneler için elde edilen sonuçlardan atıkların 1. mertebe kinetiğine göre ayrıştığı kabul edilerek H1 ve H2 test hücreleri için 1. mertebe kinetik katsayıları sırasıyla 0.217 yıl^{-1} , 0.297 yıl^{-1} olarak hesaplanmıştır. BMP deneylerinden elde edilen sonuçlar kullanılarak 3 yıl sonunda H2 hücresinde kalan metan potansiyeli 1. mertebe kinetiğine göre, 1.38 l/10 g kuru atık olarak belirlenmiş, buradan H1 test hücresinde bu değere 4.13 yıl sonra ulaşılacağı tesbit edilmiştir. Buradan, sızıntı suyu geri devirli H2 test hücresinde 3 yıl sonunda iki hücre arasında yaklaşık 412 gün'lük izafi farkın olduğu belirlenmiş ve sızıntı suyu geri devrinin atıkların ayrışma hızını önemli ölçüde artırdığı sonucuna varılmıştır.

H1 ve H2 test hücrelerinde depo gövdesine yerleştirilen sıcaklık problemleriyle yapılan ölçümler sonucunda elde edilen aylık ortalama sıcaklık değerleri başlangıçta aerobik ayrışma sonucu fazla miktarda ısı açığa çıktığından ortamın sıcaklığı hızla artmış ve 40°C 'nin üzerine

çıkmiştir. Daha sonra gövdedeki sıcaklık değerleri hidroliz safhasının tamamlanmasıyla birlikte düşüş eğilimine girmiş ve anaerobik şartların hakim olması ile birlikte 20-35 °C arasında değişmiştir.

Sızıntı suyundaki KOI , BOI , SO_4^{-2} , Cl^- , parametreleri ile biyolojik olarak ayrışamayan KOI 'nin (S_{non}), çözünmüş ham KOI 'ye (S_o) oranının depo yaşına bağlı olarak değişiminin simüle edildiği çalışmada elde edilen model sonuçlarının deney sonuçları ile uyumunu veren korelasyonlar (r) 0.90-0.95 aralığında elde edilmiştir.

Böylece H_2 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 sağlanmıştır.

Yapılan bu çalışma ile geri devir işleminin, katı atık depo sahalarında karşılaşılan en önemli problemlerden biri ve yüksek kirlilik içeriğine sahip sızıntı sularının yüzey ve yeraltı sularına vereceği zararları en aza indirmek için uygun bir yönetim sistemi olduğu sonucuna varılmıştır. Geri devir işlemi ile sızıntı sularının depo alanları içerisindeki maddeleri taşıması ve reaktifleri biraraya getirmesi özelliklerinden dolayı bunların sahaya kontrollü olarak verilmesinin atık stabilizasyonunu daha kısa sürede gerçekleştireceği, depo ortamındaki nem muhtevasının artmasına bağlı olarak metan oluşumunu optimize edeceği ortaya konulmuştur.

Çalışmada geri devir işleminin sızıntı suyundaki kompleks ara ürünlerin son ürünlere dönüşümünü hızlandıran bir yöntem olduğu ve klasik depo sahalarının sızıntı suyu geri devri ile sabit yataklı anaerobik biyoreaktör olarak işletilebileceği görülmüştür. Anaerobik biyoreaktörlerde bakteriyel aktivite için önemli bir etken olan karıştırma işleminin sızıntı suyu geri devri ile gerçekleştirilebileceği görülmüştür. Böylece depo sahasının tabanından toplanan sızıntı suları atık gövdesinden tekrar geçirilerek substrat ve nutrientlerin dağılımı, alkalinite ilavesi, nem ilavesi gibi avantajlar sağlanacaktır.

KAYNAKLAR

- 14.3.1991 tarih, 20814 sayılı Resmi Gazete’de yayımlanmış; Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği.
- Michael, A., (1998), “Sanitary Landfill”, Public Works Journal Corporation, East Stroudsburg; February, 1998.
- Bagchi, A., (1989) “Design, Construction, And Monitoring of Sanitary Landfill”, Wisconsin Department of Natural Resources, 3:8:21-28.
- APHA, American Public Health Association, (1995), “Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater”, 19th Edition, , Washington DC.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K. and Schaefer, D.M., (1989) “Mass Balance Analysis of Decomposed Refuse in Laboratory Scale Lysimeters”, Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol. 115:6, 1088–1097.
- Barker, D.J., Stuckey, D.C., (1999), “A Review of Soluble Microbial Products (SMP) in Wastewater Treatment Systems”, Water Research, 33(14):3063-3082.
- Berrueta J., Gutierrez A., Fueyo G., (1996), “Anaerobic Treatment of Teachates in a Pilot-Scale UASB: Strategy of Start-up”, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 67:(3):302-314.
- Blakey, N.C., Road, H., Bucks, M., (1998), “Model Prediction of Landfill Leachate Volume” Sardinia-98 Symposium, CISA, Sanitary Environmental Engineering Center, Cagliari, Italy
- Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W., Bowers A. R., (1991), “Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems”, Water Sci. Technol., 23:1067-1076.
- Bookter T.J., Ham R.K., (1982), “Stabilization of Solid Wastes in Landfills”, Journal of Environmental Engineering, ASCE, 108 (6):1089-1100.
- Buivid, M. G., Wise D.L., Blanchet M.J., (1981), “Fuel Gas Enhancement by Controlled Landfill of Municipal Solid Waste”, Resources Conservation and Recycling, 6:3-20.
- Calace, N., Petronio, B.M., (1997), “Characterization of High-Molecular-Weight Organic-Compounds in Landfill Leachate - Humic Substances”, J. Environ. Sci. Health, Vol. A32:8: 2229-2244.
- Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M., (2001), “Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals”, Environmental Pollution, 113:331-339.
- Chian, E.S.K., DeWalle, F.B., (1976), “Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment”, Journal of Environ. Eng. Div., ASCE, Vol. 102:411-431
- Christensen, T.H., Cossu, R., (1998) “Basic Proses in Landfill”, Sardinia-98 Symposium, Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Chugh, S., Clarke, W., Pullamanappallil, P., Rudolph, V., (1998), “Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation” Waste Management and Research, Vol,16 (6): 564-573.
- Cossu, R., (1989) “Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact (Role of landfilling in solid waste management, pp.3-12)” Edited by Christensen et al., Academic Press.

- Demir, A., Özkaya, B. and Bilgili, M.S., (2003), "Effect of Leachate Recirculation on Methane Production and Storage Capacity in Landfill", *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol.12:1:29-38.
- Demir, A., Özkaya, B., Bilgili, M.S., Debik, E., Kanat, G., Karaaslan, Y., (2001), "Odayeri Düzenli Katı Atık Depo Sahasında Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Oluşumu", *Araştırma Projesi Nihai Raporu, İSTAÇ A.Ş.*
- Demirer G.N., Speece R.E., (1998), "Anaerobic Biotransformation of four 3-carbon Compounds (acrolein, acrylic acid, allyl alcohol and n-propanol) in UASB Reactors", *Water Research*, 32:3: 747-759.
- El-Fadel M, Shazbak S, Saliby E, Leckie J, (1999), "Comparative Assessment of Settlement Models for Municipal Solid Waste Landfill Applications", *Waste Management & Research*, 17 (5): 347-368.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., (1997) "Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling", *Journal of Environmental Management*, 50:1-25.
- Eric, S., (1995) "Microbiology of Landfill Sites", *International Centre for Waste Technology (Africa)*, University Of Natal Pietermaritzburg of South Africa.
- Farquar, G.J., Sykes, J.F., (1980), "Landfill Leachate Migration in soil" *Proceedings of Leachate Management Seminar, Toronto-Ontario, 20-21 November, pp.157-195, Ontario.*
- Farquar, G.J., (1988), "Leachate: Production and Characterisation", *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16:317-325.
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Damanet, M.J., Nyns, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry, R. and Ferrero, G.L. (1992) "Landfill Gas: From Environment to Energy", *Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburg.*
- Germirli, F., (1990), "The Incremental and Comparison Methods for the Assesment of Initial Soluble COD", *İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.*
- Goorany, O., (1998), "Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems", *İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.*
- Gourdon, R., Comel, C., Vermande, P. and Veron, J., (1989), "Fractination of the Organic Matter of Landfill Leachate Before and After Aerobic or Anaerobic Biological Treatment", *Water Research*, Vol. 23:167-173.
- Gurijala K.R., Sa P., Robinson J.A., 1997. Statistical Modelling of Methane Production from Landfill Samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 63 (10), 3797-3803.
- Gujer, W., and Zehnder, A. J. B., (1983), "Conversion processes in anaerobik digestion", *Water Sci. Tech.*, Vol. 15:8:127-167.
- Harmsen J., (1983), "Identification of Organic Compunds in Leachate from a Waste Tip", *Water Research*, Vol. 17: 6:699-705.
- Hartz, K.E., Klink, R.E., Ham, R.K., (1982), "Temperature Effects:Methane Generation from Landfill Samples", *Journal of Environmental Engineering ASCE*, vol.108:4,629-638.
- Hasar, H., (2001) "Batık Membran-Aktif Çamur Sistemlerinin Arıtma Kapasitesinin Geliştirilmesi ve Modellenmesi" *Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi.*

- Henry, J.G, Prasad, G., (2000), "Anaerobic Treatment of Landfill Leachate by Sulfate Reduction" *Water Science and Technology* ,41:3:239–246.
- Jensen, D.L., Christensen, T.H., (1999), "Colloidal and Dissolved Metals in Leachates from four Danish Landfills", *Water Research*, Vol. 33:9:2139-2147.
- Johansen, O.J., Carldon, D.A., (1976), "Characterization of Sanitary Landfill Leachates", *Water Research*, Vol. 10:1129-1134.
- Knox, K., De Rome, L., Caine, M and Blakey, N.C., (1999), "Observations from A View of the Brogborough and Landfill 2000 Test Cells Data", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management And Landfill Symposium Cagliari, Italy*,(1):(45)
- Koliopoulos, T.C., Fleming, G., Skordilis A., (1999), *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill symposium Cagliari Italy*.
- Korfiatis, G.P., Demetracopoulos, A.C., Bourodimos, E.L., Nawy, E.G., (1984), "Moisture Transport in A Solid Waste Column" *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 110:4:780-796.
- Kotze, J.P., Thiel, P.G., Hattingh, W.H.J., (1969) "Anaerobic Digestion II. The Characterization and Control of Anaerobic Digestion", *Water Research*, Vol.3:459-494.
- Küçükgül, O., (1999), "Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suyu Özelliklerinin Değişimini İfade Eden Bir Matematiksel Model", *Doktora Tezi, İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü*.
- Lagervist, A., 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., Evans, D. , (2001), "Assessing the Demand of Solid Waste Disposal in Urban Region By Urban Dinamic Modelling in A GIS Environment" *Resources, Conservation and Recycling*, 33: 289-313.
- Leckie, J. O., Pacey, J. G., Halvadakis, C., (1979) "Landfill Management With Moisture Control" *Journal of Environmental Engineering, ASCE* 105:337-355.
- Leuschner, A.P., (1989), "Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact (Enhancement of Degradation: Laboratory scale experiments)", Edited by Christensen et al., Academic Press, London
- Lin, C.Y., (1991), "Anaerobic-Digestion of Landfill Leachate", *Water SA*, Vol 17:4:301-306.
- Lin, J.G., Ma, Y.S., Chao, A.C., and Huang, C.L., (1999), "BMP Test on Chemically Pretreated Sludge", *Biosource Technology*, 68:187-192
- Lisk, D.J., (1991), "Environmental Effects of Landfills", *The Science of the Total Environment*, Vol. 100:415-468.
- Marticorena, B., (1993), "Prediction Rules For Biogas Valorization in Municipal Solid Waste Landfills", *Water Science and Technology*, 27:2: 235-241.
- MATHLAB, INC., (1999), "The Language of Technical Computing", Version 5.3.0.10183 (R11), Licence Number: 76297.
- McBean E.A., Rovers F.A., Farquhar G. J., (1995), "Solid Waste Landfill Engineering and Design", Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA.

- Mehta, R., Barlaz M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., (2002) "Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation", *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 128:3.
- Mehta, R.C., (2000), "Comparision of Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation at the Yolo County, California Test Cells", Master of Science Thesis, Graduate Faculty of North Carolina State University.
- Muthukrishnan, K., Atwater, J.W., (1985), "Effect of Phosphorus Addition on Treatment Efficiency of a Lab Scale Anaerobic Filter Treating Landfill Leachate", *Water Pollut. Res. J. Canada*, Vol. 20:3:103-114.
- 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.
- Noguera D. R., Araki N., Rittmann B. E., (1994), "Soluble Microbial Products (SMP) in anaerobic chemo-stats", *Biotech. Bioeng.*, 44:1040-1047.
- Onay, T. T., Pohland F.G. (1998), "In Situ Nitrogen Management in Controlled Bioreactor Landfills", *Water Research*, Vol 32:5:1383-1392.
- Oweis, I.S., Smith, D.A., Elwood, R.B., Greene, D.S., (1990), "Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse", *Journal of Geotechnical Engineering*, ASCE, 116:4, 539-553.
- Owens, J.M., Chynoweth, D.P., (1993), "Biochemical Methane Potential of MSW Components", *Water Science and Technology*, 27:1-14.
- Öztürk, İ, Arıkan, O.A., Demir, İ, Demir, A., (1997), "İstanbul Evsel Katı Atıklarında Havasız Ortamda Kompostlaşabilirlik ve Biyoenerji Geri Kazanımı ile Mevcut Düzenli Depo Alanları Sızıntı Suyu Arıtımı Araştırma Projesi", İstanbul Büyükşehir Belediye Başkanlığı.
- Öztürk, İ., (1999), "Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları", İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı yayınlarından, İstanbul.
- Pohland, F.G., Cross, W.H., Gould, J.P., Reinhart, D.R., (1992), "The Behavior Organic Priority Pollutants Codisposed with Municipal Refuse", US Agency, EPA Coop. Agreement CR-812158.
- Pohland F.G., Kim J.C (1999), "In-Situ Anaerobic Treatment of Leachate in Landfill Bioreactors", *Water Science and Technology* Vol 40:8:203-210.
- Pohland, F.G., Al-Yousfi, B. (1994). "Design and Operation of Landfills for Optimum Stabilization and Biogas Production", *Water Science & Technology*, 30:117-124.
- Pohland, F.G., (1980), "Leachate Recycle as Landfill Management Option" *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 106:EE6:1057-1069.
- Pohland, F.G., Kim, J.C., (2000), "Microbially Mediated Attenuation Potential of Landfill Bioreactor System", *Water Science and Technology*, 41:3:247-254.
- Quasim, S.R., Chiang, W. (1994), "Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment", Technomic Publishing Co., Lancaster.
- 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.

- Palmowski L.M., Müller J.A., 2000. Influence of the Size Reduction of Organic Waste on Their Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*, 41, 155-162.
- Reinhart D.R., (1996), "Full-Scale Experiences With Leachate Recirculating Landfills: Case Studies" *Waste Management & Research*, 14: 347-365.
- Reinhart D.R., Al-Yousfi, A.B., (1996) "The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics", *Waste Management & Research*, 14:337-346.
- Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., Townsed, T., (2002), "The Bioreactor Landfill: Its Status and Future", *Waste Management and Research*, 20:172-186.
- Robinson, H.D., Maris, P.J., (1985), "The Treatment of Leachates From Domestic Waste in Landfill Sites", *Journal Water Pollution Control Fed.*, (57):(30).
- Sharma, H.D., Lewis, S.P., (1995), "Waste Containment Systems, Waste Stabilization, and Landfills: Design and Evaluation" John Willey&Sons, Inc. pp.568-585 (Appendix B, Settlement Analysis).
- Speece, R.E., (1996), "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters", Archae Press, Nashville, Tennessee, USA, sh 40.
- Stegmann, R., Spendlin, H.H., (1986), "Research Activities on Enhancement of Biochemical Processes in Sanitary Landfill", *Water Pollut. Res. J. Can.*, No 4, 21:572:591.
- Steyer, E., Hiligsmann, S., Radu, J.P., Charlier, R., Destain, J., Drion, R. and Thonart, P., (1999), "A Biological Pluridisciplinary Model to Predict Municipal Landfill Lifa", *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre*, 4-8 October, Cagliari, Italy
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993), "Integrated Solid Waste Management", *Engineering Principles and Management Issues*, McGraw Hill , Inc. , USA.
- Vaidya R.D., (2002) "Solid Waste Degradation, Compaction and Water Holding Capacity" Thesis submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of MASTER OF SCIENCE , Virginia.
- Vavilin, V.A., Vasiliev, V.B., Rytov, S.V., and Ponomarev, A.V., (1995), "Modelling Ammonia and Hydrogen Sulfide Inhibition in Anaerobic Digestion", *Water Research.* ,Vol. 29:3:827-835.
- Wall D. K, Zeiss, C., (1995), "Municipal Landfill Biodegradation and Settlement", *Journal of Environmental Engineering*, 121:3:214-223.
- Warith, M. (2002), "Bioreactor landfills: Experimental and Field Results" *Waste Management* 22:7-17.
- Youcai, Z., Jianggying, L., Renhua, H., Guowei, G., (2000), "Long-term Monitoring and Prediction for Leachate Concentrations in Shanghai Refuse Landfill", *Water Air and Soil Pollution*, 122:281-297.
- Yuen, S., (1999) "Bioreactor Landfills Promoted By Leachate Recirculation : A Full-Scale Study" Department of Civil and Environmental Engineering, University of Melbourne, pHd Thesis.
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M., Riet, K.V., (1990), "Modelling of The Bacterial Growth Curve", *Applied and Environmental Microbiology*, 56:6:1875-1881.

EKLER

Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği sahadan görüntüler test sahasından görüntüler



Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği sahadan görüntüler

Hücrelere depolama yapılmadan önce gerçekleştirilen madde grubu analizlerinden görüntüm





Saha tabanının hazırlanması





Test hücrelerinin tabanındaki kil tabakasının hazırlanması



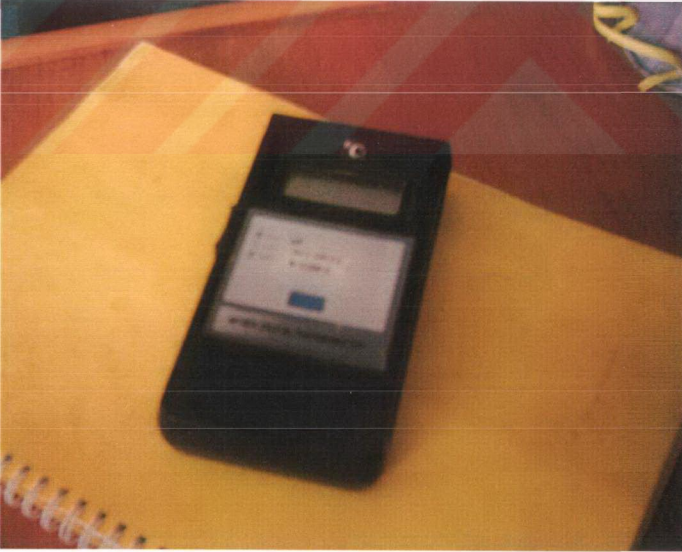


Test hücrelerindeki drenaj tabakasının teşkili





Test hücrelerinin üstten görünümü

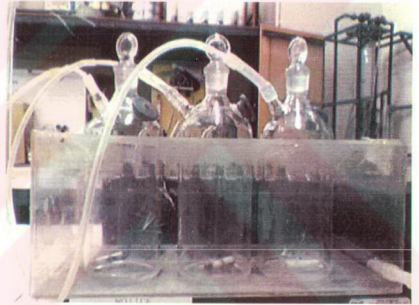
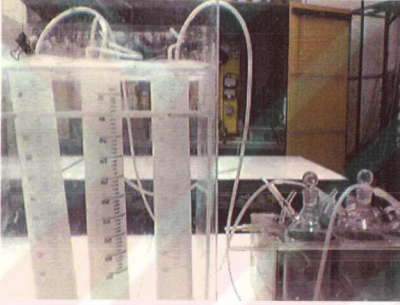
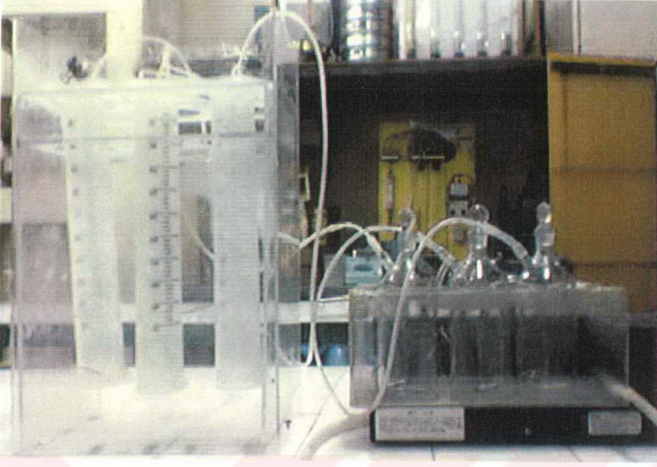


Depo gövdesindeki sıcaklık değişiminin izlenmesinde kullanılan sıcaklık ölçer



Gaz Bacalarında depo gazı bileşenlerinin ölçümü





BMP ve Biyoayrışamayan KOİ deneyleri için kullanılan kesikli reaktörler

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi	02.03.1976	
Doğum yeri	Elazığ	
Lise	1990-1993	Elazığ Mehmet Akif Ersoy Lisesi
Lisans	1994-1998	Fırat Üniversitesi Mühendislik Fak. Çevre Müh. Anabilim Bölümü
Yüksek Lisans	1999-2001	Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Müh. Anabilim Dalı
Doktora	2001-2004	Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Müh. Anabilim Dalı

Çalıştığı kurum

2000-Devam ediyor YTÜ İnşaat Fakültesi Araştırma Görevlisi