

T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

GERÇEK ÖLÇEKLİ GENÇ KATI ATIK DEPOLAMA
SAHASINDA METAN ÜRETİM POTANSİYELİNİN VE
SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONUNUN BELİRLENMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TUGAY GEÇGEL

DENİZLİ, MAYIS - 2023

T.C.
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI



GERÇEK ÖLÇEKLİ GENÇ KATI ATIK DEPOLAMA
SAHASINDA METAN ÜRETİM POTANSİYELİNİN VE
SIZINTI SUYU KARAKTERİZASYONUNUN BELİRLENMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

TUGAY GEÇGEL

DENİZLİ, MAYIS - 2023

**Bu tez çalışması Pamukkale Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projesi
tarafından 2021FEBE021 nolu proje ile desteklenmiştir.**

Bu tezin tasarımı, hazırlanması, yürütülmesi, araştırmalarının yapılması ve bulgularının analizlerinde bilimsel etiğe ve akademik kurallara özenle riayet edildiğini; bu çalışmanın doğrudan birincil ürünü olmayan bulguların, verilerin ve materyallerin bilimsel etiğe uygun olarak kaynak gösterildiğini ve alıntı yapılan çalışmalara atfedildiğine beyan ederim.

TUGAY GEÇGEL

ÖZET

**GERÇEK ÖLÇEKLİ GENÇ KATI ATIK DEPOLAMA SAHASINDA
METAN ÜRETİM POTANSİYELİNİN VE SIZINTI SUYU
KARAKTERİZASYONUNUN BELİRLENMESİ
YÜKSEK LİSANS TEZİ
TUGAY GEÇGEL
PAMUKKALE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
(TEZ DANIŞMANI: PROF. DR. OSMAN NURİ AĞDAĞ)**

DENİZLİ, MAYIS - 2023

Katı atık düzenli depolama sahaları dünyada olduğu gibi ülkemizde de en fazla kullanılan katı atık bertaraf yöntemidir. Şehirlerin yanı sıra ilçelerde de katı atık düzenli depolama sahaları inşa edilmektedir. Bilindiği üzere, katı atık düzenli depolama sahalarından kaynaklanan iki önemli çevre sorunu sızıntı suları ve depolama sahası gazıdır. Sızıntı suları özellikle çok yüksek organik kirlilik yükleri nedeniyle yeraltı sularını kirlileme potansiyeline sahiptir. Bu nedenle depolamanın başlangıç aşamasında kirlilik potansiyelinin belirlenmesi önem arz etmektedir. Depolama sahası gazının bir ögesi olan CH_4 , sera gazı olması nedeniyle direk olarak atmosfere bırakılmamalıdır. CH_4 gazından enerji elde edilmesi tüm dünyada olduğu gibi ülkemizde de yaygın olarak kullanılmaktadır. CH_4 gazının elektrik üretimi amaçlı kullanımı için öncelikle düzenli depolama sahasının gaz potansiyelinin belirlenmesi gerekmektedir.

Bu yüksek lisans tez çalışmasında, başlangıç aşamasında olan gerçek ölçekte bir düzenli depolama sahasında sızıntı suyu karakterizasyonu yapılması ve CH_4 potansiyelinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışma alanı olarak Tavas Katı Atık Düzenli Depolama Sahası seçilmiştir. Sızıntı suyundaki önemli kirlileme parametreleri olan pH, AKM, BO_5 , KO_5 , amonyum azotu ve toplam azot 1 yıl boyunca analiz edilmiştir. Sızıntı suyundaki en yüksek KO_5 konsantrasyonu yaklaşık 25000 mg/L olarak Eylül ayında ölçülmüştür. Sahanın CH_4 potansiyelinin belirlenmesi amacıyla LandGEM v3.02 ve NV AFVALZORG olmak üzere 2 ayrı model kullanılmıştır. Buna ilaveten 1 yıl boyunca sahada CH_4 ölçümleri yapılmıştır. Kullanılan modeller ile sahada yapılan ölçümler kıyaslanmıştır. Yapılan CH_4 ölçümleri neticesinde alandan elde edilebilecek elektrik üretim potansiyeli belirlenmiştir.

ANAHTAR KELİMELER: Tavas Katı Atık Düzenli Depolama Sahası, Sızıntı suyu karakterizasyonu, CH_4 potansiyeli, Modelleme

ABSTRACT

DETERMINATION OF METHANE PRODUCTION POTENTIAL AND LEACHATE CHARACTERIZATION IN A REAL-SCALE YOUNG LANDFILL

MSC THESIS

TUGAY GEÇGEL

PAMUKKALE UNIVERSITY INSTITUTE OF SCIENCE

ENVIRONMENTAL ENGINEERING

(SUPERVISOR: PROF. DR. OSMAN NURİ AĞDAĞ)

DENİZLİ, MAY 2023

Solid waste landfills are the most used solid waste disposal method in our country as well as in the world. Solid waste landfills are being built in towns as well as in cities. As is known, two important environmental problems arising from solid waste landfills are leachate and landfill gas. Leachate waters have the potential to contaminate groundwater, especially due to very high organic pollution loads. Therefore, it is important to determine the pollution potential at the initial stage of storage. CH₄, which is an element of the landfill gas, should not be released directly into the atmosphere because it is a greenhouse gas. Obtaining energy from CH₄ gas is widely used in our country as well as all over the world. For the use of CH₄ gas for electricity generation, first of all, the gas potential of the sanitary landfill must be determined.

In this master's thesis, it is aimed to characterize leachate and determine the CH₄ potential in a real-scale sanitary landfill, which is in its initial stage. Tavas Solid Waste Landfill was chosen as the study area. The important pollutant parameters in the leachate such as pH, ACM, BOD, COD, ammonium nitrogen and total nitrogen were analyzed for 1 year. The highest COD concentration in the leachate was measured as approximately 25000 mg/L in September. Two different models, LandGEM v3.02 and NV AFVALZORG, were used to determine the CH₄ potential of the site. In addition, CH₄ measurements were made at the site for 1 year. The models used were compared with the measurements made in the field. As a result of the CH₄ measurements, the electricity generation potential that can be obtained from the area has been determined.

KEYWORDS: Tavas Solid Waste Landfill, Leachate characterization, CH₄ storage, Modeling

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	i
ABSTRACT	ii
İÇİNDEKİLER	iii
ŞEKİL LİSTESİ.....	v
TABLO LİSTESİ	vi
FOTOĞRAF LİSTESİ	vii
SEMBOL LİSTESİ	viii
ÖNSÖZ.....	ix
1. GİRİŞ.....	1
2. KATI ATIKLAR.....	4
2.1 Kıatı Atık Yönetimi	5
2.2 Kıatı Atık Düzenli Depolama Sahaları	9
2.3 Kıatı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suları	10
2.3.1 Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu	11
2.3.2 Sızıntı Suyunun Özellikleri	13
2.4 Kıatı Atık Düzenli Depolama Sahası Depo Gazı	17
2.4.1 Kıatı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Depo Gazı Oluşumu.....	17
2.4.2 Depo Gazı Oluşum Safhaları	18
2.4.2.1 Aerobik Faz	19
2.4.2.2 Geçiş Fazı.....	20
2.4.2.3 Asit Oluşum Fazı	21
2.4.2.4 Metan Oluşum Fazı	21
2.4.2.5 Olgunlaşma Fazı.....	21
2.4.3 Depo Gazı Bileşenleri ve Özellikleri	22
2.4.4 LFG Üretimini Etkileyen Faktörler	23
2.4.5 LFG Toplama Sistemleri	24
2.4.6 LFG'nin Potansiyel Etkileri	26
2.4.7 LFG Tayin ve Tahmin Yöntemleri	27
3. KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI METAN GAZI TAHMİNİ.....	29
3.1 Metan Gazı Tahmin Modelleri	30
3.1.1 LandGEM v 3.02	30
3.1.2 NV Afvalzorg Çok Fazlı Model	31
4. LİTERATÜR ÖZETİ.....	32
5. MATERYAL VE YÖNTEM	38
5.1 Proje Sahası	38
5.2 Sızıntı Suyu Analiz Yöntemleri.....	40
5.2.1 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi	41
5.2.2 Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) Analizi	42
5.2.3 Askıda Kıatı Madde (AKM) Analizi	42
5.2.4 pH.....	43
5.2.5 Toplam Azot (TN) Ve Amonyum Azotu (NH ₄ ⁺ -N) Analizi	43
5.3 LandGEM v3.02 METAN EMİSYON TAHMİNİ	44

5.4	NV Afvalzorg Çok Fazlı Model Metan Emisyon Tahmini	48
5.5	Nüfus Projeksiyonu	49
5.6	Gaz Ölçümü	50
6.	SONUÇ VE ÖNERİLER	51
6.1	Sızıntı Suyu Kirlilik Konsantrasyonları	51
6.1.1	pH değişimi	52
6.1.2	AKM değişimi	53
6.1.3	BOİ değişimi	54
6.1.4	KOİ değişimi	55
6.1.5	NH ₄ -N değişimi	56
6.1.6	TN değişimi	57
6.2	Metan Emisyonu Tahmin Değerleri	58
6.2.1	LandGEM v3.02 Metan Emisyon Tahmini	64
6.2.2	NV Afvalzorg Çok Fazlı Modeli Metan Emisyon Tahmini	67
6.3	Metan Saha Ölçümleri	71
7.	DEĞERLENDİRME	74
8.	KAYNAKLAR	76
9.	ÖZGEÇMİŞ	92

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1: Sızıntı suyu oluşumu.....	11
Şekil 2.2: HELP ile sızıntı suyu oluşumunu modellemek için uygulanan parametre seti	12
Şekil 2.3: Düzenli depolama sahasındaki organik fraksiyonun KOİ dengesi.....	15
Şekil 2.4: Depo gazı üretiminin genel esasları	20
Şekil 2.5: Tipik Dikey Gaz Toplama Kuyusu.....	25
Şekil 2.6: Tipik Yatay Gaz Toplama Kuyusu	25
Şekil 2.7: Örnek Gaz Toplama Sistemi.....	26
Şekil 5.1: Denizli ili ortalama sıcaklık ve yağış verileri 1957-2022 yılları	40
Şekil 6.1: Sızıntı suyu pH ölçüm verileri	53
Şekil 6.2: Sızıntı suyu AKM ölçüm verileri	54
Şekil 6.3: Sızıntı suyu BOİ ölçüm verileri	55
Şekil 6.4: Sızıntı suyu KOİ ölçüm verileri.....	56
Şekil 6.5: Sızıntı suyu NH ₄ -N ölçüm verileri.....	57
Şekil 6.6: Sızıntı suyu TN ölçüm verileri	58
Şekil 6.7: LandGEM v3.02 çalışmaya ait verilerin girdi sayfası	66
Şekil 6.8: LandGEM ve NV Afvalzorg modeli sonuçlarının karşılaştırılması	70
Şekil 6.9: Uygulanan üç yöntemin 2021 yılı için karşılaştırılması	72

TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 1.1: Katı atık depolama sahası sızıntı suyu tipik karakteristik özellikleri	2
Tablo 2.1: Sızıntı suyu bileşimi	16
Tablo 2.2: Depolama sahası gazının özellikleri	18
Tablo 2.3: Düzenli depolama sahası depo gazı dağılımı.....	19
Tablo 5.1: 2018-2021 yılları Tavas Katı Atık Depolama Sahası atık karakterizasyonu.....	39
Tablo 5.2: BKA bileşenlerinin varsayılan kuru madde ve DOC içeriği	46
Tablo 5.3: Belediye katı atık sahalarının sınıflandırması ve metan düzeltme faktörleri (MCF)	47
Tablo 5.4: Tavsiye edilen varsayılan metan üretim oranı (k)	48
Tablo 6.1: Tavas katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyu parametrelerinin değerler	51
Tablo 6.2: Aktif depolama sahası sızıntı sularının karakterizasyonu	52
Tablo 6.3: Çalışma sahasına atık alınan bölgelerin 2011- 2021 nüfus verileri	58
Tablo 6.4: Bölgelere göre Ka değerleri.....	59
Tablo 6.5: 2022-2048 yıllarına ait aritmetik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri.....	59
Tablo 6.6: Bölgelere göre PS değerleri	60
Tablo 6.7: 2022-2048 yıllarına ait iller bankası yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri.....	60
Tablo 6.8: Bölgelere göre Kg değerleri.....	61
Tablo 6.9: 2021-2048 yıllarına ait geometrik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri.....	61
Tablo 6.10: Proje alanına ait kişi başı GSYİH büyüme oranı tablosu	63
Tablo 6.11: Tesis çalışma sürecinde depolanacak olan tahmini atık miktarı.....	63
Tablo 6.12: LandGEM modeline göre metan emisyonu tahmini.....	66
Tablo 6.13: NV Afvalzorg programında kullanılan modelleme parametreleri.....	68
Tablo 6.14: NV Afvalzorg çok fazlı model ile metan emisyonu tahmini.....	68
Tablo 6.15: Tavas katı atık depolama sahası doğrudan ölçüm verileri.....	71

FOTOĞRAF LİSTESİ

Sayfa

Fotoğraf 5.1: Tavas katı atık depolama sahası	38
Fotoğraf 5.2: Depolama sahası sızıntı suyu havuzundan numune alımı	41
Fotoğraf 5.3: Depolama sahası gaz ölçümü	50



SEMBOL LİSTESİ

Ag₂SO₄	: Gümüş Sülfat
AKM	: Askıda Katı Madde
BAK	: Belediye Katı Atıkları
BMP	: Biyometan Potansiyeli
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
CAA	: Temiz Hava Yasası
CDM	: Temiz Kalkınma Mekanizması
CH₄	: Metan
CO	: Karbonmonoksit
CO₂	: Karbondioksit
CRA	: Conestoga-Rovers ve Associates
CuSO₄	: Bakır (II) Sülfat
EPA	: Çevre Koruma Ajansı
GSYİH	: Gayri Safi Yurt İçi Hasıla
HELP	: Düzenli Depolama Sahaları Performansının Hidrolojik Değerlendirmesi
H₂	: Hidrojen
H₂SO₄	: Sülfürik Asit
H₃BO₃	: Borik Asit
HgSO₄	: Cıva (II) Sülfat
IPCC	: Hükümetler arası İklim Değişikliği Paneli
K₂Cr₂O₇	: Potasyum dikromat
K₂SO₄	: Potasyum Sülfat
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LFG	: Çöp gazı
MAP	: Ortalama Yıllık Yağış
MAT	: Ortalama Yıllık Sıcaklık
Na₂B₄O₇	: Sodyum Tetraborat
Na₂S₂O₃	: Sodyum Tiyosülfat
NaOH	: Sodyum Hidroksit
NH₄⁺-N	: Amonyum Azotu
NO₃⁻	: Nitrat
PET	: Potansiyel evapotranspirasyon
PM	: Partikül Madde
SO₄⁻²	: Sülfat
SO_x	: Kükürt Oksit
SWC	: Katı Atık Hesaplayıcısı
TN	: Toplam Azot
TOK	: Toplam Organik Karbon
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UNFCCC	: Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi
USEPA	: Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı

ÖNSÖZ

Yüksek lisans eğitimim boyunca her konuda destekleyen, değerli düşünceleri ve tecrübeleri ile bana ışık tutan, tez danışmanım değerli hocam Sayın Prof. Dr. Osman Nuri AĞDAĞ'a teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarında bilgi ve tecrübelerini paylaşan, tavsiyeleri ile yol gösteren değerli hocam Sayın Arş. Gör. Dr. Roda Gökçe YILMAZ'a teşekkür ederim.

Deney ve saha çalışmaları süresince numune ve veri temininde destek gösteren başta Ramazan Değirmenci ve Muhammed Murat ŞEN olmak üzere Denizli Büyükşehir Belediyesi Çevre Koruma ve Kontrol Dairesi Başkanlığı ve Tavas Katı Atık Düzenli Depolama Sahası personellerine teşekkür ederim.

Lisansüstü eğitimim boyunca desteğini esirgemeyen sevgili arkadaşım Dilara Kaplan'a ve tez sürecimde motivasyon kaynağım haline gelen sevgili arkadaşlarım İkbâl ÖREN ve Neriman BAYLAN'a teşekkür ederim.

Son olarak, hayatım boyunca maddi ve manevi hiçbir desteğini esirgemeyen, yalnız bırakmayarak varlığını hep hissettiren ve bir parçası olmaktan mutluluk duyduğum sevgili ailem, Çağlayan GEÇGEL ve Kahraman GEÇGEL'e çok teşekkür ederim.

1. GİRİŞ

Günümüzde, en önemli küresel çevre sorunlarından biri iklim değişikliğidir. İklim değişikliği üzerinde çeşitli antropojenik emisyonların etkileri bulunmaktadır. Bu antropojenik emisyonların başlıca kaynaklarından biri de sera gazı emisyonlarıdır. Sera gazlarının önemli emisyon kaynakları arasında katı atıkların yanlış yönetimi ve dolayısıyla, kentsel katı atıkların bertaraf süreçleri bulunmaktadır (Kreith ve Tchobanoglous 2002; Tian ve diğ. 2013).

Düzenli depolama sahalarında bulunan organik maddelerin mikroorganizmalar tarafından bozunmasıyla sera gazını oluşturan çeşitli gazlar açığa çıkmaktadır (Hardy 2003; Manfredi ve diğ. 2009). Düzenli depolama sahalarında depolanan organik maddelerden kaynaklı gaz oluşumunun, organik maddelerin depolanmasından 2-6 ay sonra başladığı 100 yıl kadar bu gaz üretiminin devam ettiği tahmin edilmektedir. Burada oluşan gaz, depolama gazı (LFG) olarak bilinmektedir. Depolama gazı büyük oranda (%45-60) metan ve (%40-60) karbondioksit gazlarından meydana gelmekte ve bu gazlar, sera gazlarının ana bileşenlerinden olmakla birlikte, küresel ısınma üzerinde CH₄'ün CO₂'den 25-30 kat daha fazla etkisi olduğu belirlenmiş ve metanın küresel ısınma üzerindeki kantitatif katkısı %18 olarak bulunmuştur (Georgaki ve diğ. 2008; Nolasco ve diğ. 2008; Aydi ve diğ. 2012). Sera gazının ana bileşenlerinden biri olan metan gazının son 200 yılda 2 kat artarak devam ettiği tespit edilmiştir (Kamalan ve diğ. 2011). Kısaca, atık kaynaklı sera gazı emisyonları küresel anlamda sera gazı emisyonlarının %5'inden sorumludur (Eggelston ve diğ. 2006).

Düzenli depolama sahası kaynaklı bir diğer çevresel sorun da sızıntı sularından kaynaklanmaktadır. Depolama sahalarında, atıkların maruz kaldığı çeşitli fiziksel ve biyokimyasal prosesler, sahaya süzülen yağmur suları ve atıkların ihtiva ettiği sıvılardan kaynaklı olarak sızıntı suları oluşmaktadır (Duran ve Cuci 2016). Sızıntı suları, atık kompozisyonuna bağlı olarak çeşitli kirleticiler içermekte ve bu kirleticiler yüksek konsantrasyonlarda bulunabilmektedir (Gönüllü ve Baştürk 1986). Bu kirleticiler arasında çoğunlukla; ağır metaller, organik ve inorganik tuzlar, azotlu maddeler, amonyak ve klorlu organik bileşikler bulunmaktadır. Bu kirleticiler yer altı

ve yüzey sularının kirliliğine, aynı zamanda toprak kirliliğine neden olmaktadır. Ayrıca, yüzey sularında oluşan ötrofikasyon ile sucul canlılar için toksik bir etki oluşturmaktadır (Rafiq ve diğ. 2018).

Katı atık depolama sahalarında sızıntı sularının özellikleri depolama sahasına kabul edilen atık türüne, bulunduğu bölgenin lokasyonu ve yerel iklimine bağlıdır. Depolama sahaları sızıntı suyunu karakterize ederken yüksek KOİ, yüksek bulanıklık ve düşük biyolojik bozunurluk ön plana çıkmaktadır. Sızıntı suyu kalitesi belirlenirken depolama sahası yaşı önemli bir kriterdir (Renou ve diğ. 2008). Katı atık düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı suları genç, orta ve yaşlı sızıntı suyu olarak üç ayrı kategoride sınıflandırılır (Gotvajn ve diğ. 2009). Sızıntı suyunun yaşına bağlı olarak ana kirlilik parametrelerinin genel olarak sahip oldukları değer aralıkları Tablo 1.1’de verilmektedir.

Tablo 1.1: Katı atık depolama sahası sızıntı suyu tipik karakteristik özellikleri

Parametreler	Katı atık depolama sahası sızıntı suyu türü		
	Genç (<5 yıl)	Orta (5-10 yıl)	Yaşlı (>10 yıl)
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
KOİ (mg/L)	>10.000	4.000-1.0000	<4.000
BOİ₅/KOİ	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
NH₃-N (mg/L)	<400	Uygun değil	<400
Kjeldahl azotu (g/L)	0,1-0,2	Uygun değil	Uygun değil
Biyobozunabilirlik	Yüksek	Orta	Düşük

Atık stabilizasyonu depolama sahalarının yaşının artışıyla gerçekleşir. Depolama sahalarının ilk beş yılı içerisinde oluşan sızıntı suları uçucu yağ asitlerine kolayca anaerobik ortamda kolayca fermente olabilecek çok miktarda biyolojik parçalanabilirliği yüksek organik madde bulundurur (Renou ve diğ. 2008). Uçucu yağ asitleri genç sızıntı suyunun düşük pH değerine sahip olmasında etkilidir. Bu aşamada sızıntı suları süreç boyunca görülebilinecek en yüksek BOİ ve KOİ değerine ulaşırlar (Kjeldsen ve diğ. 2002). Sızıntı suyu olgunlaştıkça metanojenik aşamaya geçer ve oluşan asitler karbondioksit ve metana dönüşür (Renou ve diğ. 2008; Gao ve diğ. 2015). Bu aşamadaki olgun sızıntı suları, genç sızıntı sularına göre daha düşük KOİ,

daha yüksek pH ve metan konsantrasyonları ile öne çıkmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan bileşenlerin artmasıyla BOİ₅/KOİ oranı azalır (Kjeldsen ve diğ. 2002; Gao ve diğ. 2015).

Küresel çapta katı atıkların %95'inin düzenli depolama yöntemiyle bertaraf edildiği bilinmektedir. Tesislerde oluşan depo gazlarının enerji dönüşümünün yapılabilmesi ve optimum şekilde planlanabilmesi için metan miktarının bilinmesine ihtiyaç duyulmaktadır. Düzenli depolama sahalarında oluşan depolama gazı (LFG) ile birlikte gelecekte oluşacak olan emisyonlar ile ilgili bilgi sağlanabilmektedir. Tahmin için çeşitli modeller kullanmış ve geliştirilmiştir. USEPA tarafından oluşturulan LandGEM modeli ile spesifik bir tahmin eldesi ile birlikte depo gazının hacimsel ve kütsel olarak hesaplanması mümkündür (Alexander ve diğ. 2005).

Yapılan bu yüksek lisans tezi kapsamında, gerçek ölçekli bir katı atık depolama sahasında başlangıç aşamasında sızıntı suyu ve gaz potansiyelinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu kapsamda sızıntı suyu analizleri gerçekleştirilmiş ve gaz ölçümleri yapılmıştır. Aynı zamanda oluşacak gaz miktarının tahmini için LandGEM modeli kullanılarak hesaplamalar yapılmıştır.

2. KATI ATIKLAR

Birçok atık türünü kapsayan katı atık terimi yaygın olarak sıvı atıklar, atmosferik emisyonlar ve tehlikeli atıkları haricindeki tüm atıkları içermektedir. Bir diğer yandan tehlikeli atıklar birçok katı atık yönetmeliğinin kapsamına dahil edilmektedir (Liu ve Liptak 1997). Katı atıkları alt başlıklara ayırıldığında; kentsel, endüstriyel, evsel, tehlikeli, tıbbi, inşaat ve yıkım, biyolojik bozunur, tarımsal, biyolojik bozunmaz ve özel atıklar şeklinde sınıflandırılabilir.

Kentsel katı atıklar; Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (USEPA) tarafından ambalaj, yiyecek, bahçe, beyaz eşya ve mobilya kaynaklı atıkların dahil olduğu, endüstriyel, tehlikeli ve inşaat kaynaklı atıklar hariç olarak tanımlanmaktadır (USEPA 2011). Kısaca, çeşitli ticari ve evsel faaliyetlerden kaynaklanan atıklardan meydana gelmektedir (Speight 2015).

Evsel katı atıklar; sıklıkla cam, plastik metal gibi atıkları içeren, ev kaynaklı faaliyetler sonucunda oluşan atıklardır (Hakami ve Seif 2015). Çoğunlukla tehlikesiz atıklardan meydana gelmektedir.

Endüstriyel katı atıklar; endüstriyel kökenli üretim ve faaliyetler sonucunda oluşan atıklardır. Bu endüstriyel faaliyetler genel olarak ticaret, madencilik, inşaat kökenli faaliyetlerdir (Kreith ve Tchobanoglous 2002). Endüstriyel atıklar, alüminyum, kurşun, arsenik gibi toksik etkiye sahip atıkları da içerebildiğinden tehlikeli atıkları da kapsayabilmektedir (Artiola 2019).

Tehlikeli katı atıklar; toksik, yanıcı, patlayıcı ve aşındırıcı niteliğe sahip; insan, hayvan, bitki üzerinde ciddi olumsuz etki potansiyeli barındıran atıklardır (El-Din ve Saleh 2016).

Tıbbi katı atıklar; hastaneler ve çeşitli sağlık hizmetlerinin faaliyetleri sonucunda ortaya çıkan; enfeksiyon yapma ihtimali olan/olmayan atıklar olarak tanımlanmaktadır (WHO 2005). Bir diğer deyişle, tıbbi atıklar sağlık hizmetleri sonucu oluşan, ekosistem üzerinde olumsuz etki potansiyeline sahip olduğu için tehlikeli atık kategorisinde bulunan ve üretiminden bertarafına kadar her proste özel işlem görmesi gereken atıklardır (Aydoğan ve diğ. 2011).

İnşaat ve yıkım katı atıkları; genel olarak, inşaat sektöründe meydana gelen faaliyetler sonucunda oluşan atıklardır (Yuan ve Shen 2011). Bu atıklar; yol, köprü gibi yapıların bakım ve onarımı sonucu oluşan, yol çalışmaları, bina tadilatları, arazilerde gerçekleşen çeşitli kazı işleri, moloz, kereste gibi atıklardır (Shen ve diğ. 2004; Ölmez ve Yıldız 2008).

Tarımsal katı atıklar; tarımsal ve hayvanlar prosesler sonucunda oluşan atıklardır. Bu prosesler; ürün eldesi, işlenmesi, yetiştirilmesi işlemlerinden oluşmaktadır. Bu atıklar çoğunlukla; saman, gübre, yaprak gibi organik nitelikteki atıklardan meydana gelmektedir (Loehr 1978; Palabıyık ve Altunbaş 2004).

Biyolojik bozunur ve biyolojik bozunmaz katı atıklar; biyolojik bozunur katı atıklar, ev, restoran, kasap ve manav gibi yerlerde meydana gelen faaliyetler sonucunda oluşan; mutfak atıkları, bitkisel ve hayvansal atıkları barındıran; mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılabilen atıklardır (García ve diğ. 2005; Bharadwaj ve diğ. 2015; Pushpakalambiga ve Jasmine 2019).

Biyolojik olarak bozunmaz katı atıklar ise pil, metal, cam ve plastik gibi atıklardan oluşan ve mikroorganizmalar tarafından parçalanamayan atıklardır (Bharadwaj ve diğ. 2015; Pushpakalambiga ve Jasmine 2019; Velvizhi ve diğ. 2020). Özel katı atıklar; bertarafı çeşitli özel tedbirler varlığında yapılabilen, tehlikeli ve radyoaktif atıkları içeren, sağlık kuruluşları, inşaat faaliyetleri sonucunda oluşabilen, pil, temizlik malzemeleri, elektronik atıkları içinde barındırabilen bir atık türüdür (Palabıyık ve Altunbaş 2004).

2.1 Katı Atık Yönetimi

Katı atık yönetim planı başlangıçta atıkların yaşam alanlarından uzak tutulmasıyla halk sağlığını korumaya yönelik eylemler olarak algılanmıştır. Sürecin devamında sadece uzak tutmanın yeterli olmadığı, bertaraf yöntemi olarak kontrolsüz bir şekilde imha edilmesinin insan sağlığı ve çevre açısından birçok zararı olduğunun anlaşılması üzerine, sağlıklı bir şekilde depolama yolları aranmaya başlanmıştır (Shekdar 2009).

Katı atıkların yönetimi kapsamında ilk olarak yaşanabilir alanların yakınlarındaki atıklar uzaklaştırılarak halk sağlığının korunması amaçlanmıştır (Shekdar 2009). Böylelikle ortaya çıkan ve yöntem olarak kabul görmeyen düzensiz (vahşi) depolama, katı atıkların tedbir uygulanmadan açık araziye boşaltılarak yaşam alanlarından uzaklaştırılmasıydı. Bu teknik ile birlikte, sahada oluşan gazlar birer hava kirleticisi olmakta, atıklar estetik açıdan sorun yaratmakta ve sahayı beslenme amacıyla kullanan canlılar ise patojen mikroorganizmalara maruz kalabilmektedir (Bilgili 2020). Oluşan bu zararlı etkilerin sonucu olarak düzensiz depolama alanları kötü kokuların yayılması, çöplük alanlarındaki sızıntı sularının yeraltı ve diğer su kaynaklarına bulaşması, rüzgâr vb. etkenlerle kirliliğin bölgeye yayılması, bu çöplerle temas eden insan ve hayvanların çeşitli hastalıklara yakalanmasıyla beraber hastalığı bulaştırma riskini taşımaktadır (Duran ve Cuci 2016). Devam eden süreçte atıkların kontrolsüz bertaraf edilmesinin tehlikesi öngörülmüş ve düzenli depolanmasının yolları araştırılmıştır. Atıkların hem kaynak olarak değerlendirilmesi hem de enerji üretimini amacıyla kullanılmasını sağlayan teknolojik gelişmelerle köklü bir değişim yapılmıştır (2009). Böylece, katı atık yönetimi; atığın ortaya çıkışından başlayarak nihai bertarafına kadarki süreçte, atıkların saptanması, azaltılması, depolanması, aktarılması, taşınması, yeniden kullanım ve geri dönüşümünün sağlanması ile birlikte ekonomi, mühendislik, halk sağlığı ve estetik gibi parametrelerin değerlendirilmesi ve idari, finansal, yasal, mühendislik ve planlama açısından gerçekleşecek süreçleri kapsamaktadır (Anand 2010).

Kentsel katı atıkların düzensiz (vahşi) depolanmasının beraberinde getirdiği sağlık riskleri ve çevresel sorunlar nedeniyle özellikle gelişmekte olan ülkelerde önemli bir problemdir. Katı atıkların düzenli depolanması yöntemi uzun zamandır özellikle gelişmekte olan ülkeler başta olmak üzere dünyanın büyük bir kısmında kullanılmaktadır. Ek olarak düzenli depolama, sahada katı atıkların enerjiye dönüştürülmesiyle beraber temiz enerji üretimine ve sera gazı emisyonlarının dengelenmesine katkı da bulunmaktadır (Khan ve diğ. 2016).

Özellikle son yıllarda kentsel katı atık yönetimi, sanayileşme, kentleşme nüfusun artması ile beraber kaynak ve arazilerin sınırlı olması yerel yetkililere ve belediye planlamacılarına büyük zorluklar çıkarmaktadır (Javaheri ve diğ. 2006; Khan ve diğ. 2016). Kentsel katı atık yönetiminin küresel çevre sağlığı üzerindeki tehdit

edici en önemli hususlar arasında yer almaktadır. Bunun önüne geçilmesi ve sürdürülebilir kalkınmanın geliştirilmesi için yeni teknolojik uygulamalar dikkate alınarak entegre atık yönetimi sistemlerinin kullanılması önem arz etmektedir. Bahsedilen sistemler, atıkların azaltılması, yeniden kullanılması, geri dönüşümü, kompostlaştırma, yakma ve düzenli depolama gibi işlevsel yöntemleri kullanmaktadır (Leao ve diğ. 2004; Jara-Samaniego ve diğ. 2017; Bilgili 2020).

MSW yönetimi çevreye olan etkilerin önde gelen faktörleri arasında yer almaktadır ve bu alanda yeni teknolojilerin uygulanması çeşitli alternatif sistemler geliştirmiştir. Kompostlama, düzenli depolamaya uygulanabilir bir alternatiftir olmakla beraber sürdürülebilir MSW yönetimi sağlamak amacıyla tercih edilen çevre dostu bir biyokimyasal yöntemdir. Şu anda entegre MSW yönetiminin kilit bir bileşeni olarak geniş bir kabul görmüştür (Jara-Samaniego ve diğ. 2017).

Kompostlaştırma toprak ve gıda kaynaklı organik atıkların biyolojik olarak bozunmasını kontrol altına alan bir yöntemdir (Bilgili 2020). Bu süreç düşük nem ve aerobik ortamda mikroorganizmaların organik maddeleri ayrıştırmasıyla gerçekleşir. Kentsel katı atıkların kompostlaştırılması düzenli depolama sahasına gönderilen organik maddenin miktarını ve buna bağlı olarak sera gazı emisyonlarını azaltmaktadır. Kompostlaştırma işlemi sonucunda toprak ıslahı amaçlı kullanılabilinecek veya kalitesi yeterince yüksekse peyzaj, erozyon kontrolü gibi tarımsal ve bahçecilik faaliyetleri için kullanılan turba ve gübre gibi besin açısından zengin bir ürün oluşur (Perez-Murcia ve diğ. 2006; Bustamante ve diğ. 2008; Levis ve diğ. 2010; Okafor 2011; USEPA 2011; Jayasinghe 2012; Zhang ve diğ. 2013, Ceglie ve diğ. 2015).

Kompostlaştırma teknolojik olarak basit, hızlı ve kolay uygulanabilirliği kentsel katı atıkların organik fraksiyonlarının yönetimi için uygun bir alternatif oluşturmaktadır. Kompostlaştırma inşaat ve işletme aşamaları için diğer seçeneklere göre daha düşük maliyet gerektirmektedir. Düzenli depolama yöntemiyle kıyaslandığında fayda-maliyet açısından çevresel ve sosyal maliyetinin daha düşük olması sebebiyle daha tercih edilebilir bir uygulamadır (UNEP 2011).

Tekrar kullanım; Kullanılan her bir ürünün kendi son aşamasına ulaştığında materyallerin bazıları yeniden kullanıma olması ve geri kazanılması sürecidir. Genel

olarak ürünün yaşam döngüsü sonlandığında oluşan atık malzemeler geri dönüştürülerek tekrardan değerlendirilebilir (Louppe 2006; Miller 2008). Böylelikle materyal, üretim sürecine tekrardan dahi olur ve yerine kullanılacak olan işlenmemiş ürünün kullanımı engellenebilir. Ek olarak tedarik için yapılacak olan harcamaların önüne geçilebilir. Bunlara ilaveten, geri dönüştürülen malzeme, ilgili şirketlerin sürdürülebilirliğini arttırmakla birlikte finansal olarak da katkıda bulunur (David ve diğ. 2019).

Geri dönüşüm; belli bir amaca hizmet ederek kullanılmış ve eskimiş materyallerin farklı/aynı amaç için dönüştürülmesi prosesidir (Banumathi ve Arokiaraj 2011). Tekstil ürünleri, kağıtlar, piller geri dönüştürülebilir ürünlere örnek olarak verilebilir. Bu proses ile doğal kaynakların gereksiz kullanımını azaltmakta ve tükenmelerini önüne geçilmekte önemli bir rol oynayacaktır. Geri dönüşüm sayesinde sürdürülebilir atık yönetimi, kaynak tüketiminin azaltımı ve atık denilerek değersizleştirilen materyallerden maddi kazanç sağlanmasına katkıda bulunacaktır (Altuntop ve diğ. 2014; David ve diğ. 2019).

Geri kazanım; atığın bileşenlerinin fiziksel, kimyasal ya da biyokimyasal işlemlerle farklı ürünlere veya enerjiye dönüştürülmesidir. Bu yöntem, tekrar kullanım ve geri dönüşüm yöntemlerini de kapsamaktadır.

Yakma yöntemi; katı atıklarını hacimlerini azaltarak hijyenik açıdan zararsız hale getirmek ve düşük maliyetli enerji elde etmek amacı ile kullanılan bir yöntemdir. Bu yöntemden etkili sonuç verebilmesi için atığın yanabilir madde bakımından zengin olması gerekir (Bilgili 2020).

Katı atık yönetiminde kentsel katı atık yakma, termokimyasal ve düzenli depolama teknikleriyle kıyaslandığında daha çok tercih edilmesinde enerji geri kazanımı, daha az arazi alanı gerektirmesi, prosese dahil edilen atıkların %70-%90'a varan çok etkili hacim ve ağırlık kaybetmesi ve yüksek sıcaklığın etkisiyle sterilizasyon gibi faydaları olmasından kaynaklanmaktadır (Chandler ve diğ. 1997; Arafat ve diğ. 2015; Kaza ve diğ. 2018; Bhatt ve diğ. 2021; Duan ve diğ. 2021; Shah ve diğ. 2021). Bu sebeple, mekanik ızgaralı tip atık yakma teknolojisi ile kentsel katı atıkları yakma yöntemi, yaygın olarak kullanılmaktadır (Giro-Paloma ve diğ. 2020).

Kentsel katı atıklarının kompleks bileşimi, zayıf ısıl değerli, nem içeriği yüksek, düşük yanma stabilitesi karakteristiğine sahip kentsel katı atıkların yönetimi kentsel katık atık yakma tekniğiyle yapılması tercih edilmektedir. Yakma sistemi uygulanırken kentsel katı atıkların özellikleri, yanma süreci sırasında sık sık dalgalanma yaşanması ve çalışma şartlarının heterojen olması prosesin uzun süre optimize koşullarda çalışılması zordur (Zhuang ve diğ. 2022).

2.2 Katı Atık Düzenli Depolama Sahaları

Gelişmekte olan ülkelerde hızlı kentleşme, artan nüfus ve sanayileşmeden kaynaklı olarak daha fazla atık üretildiği için sürdürülebilir katı atık yönetimi daha fazla önem arz etmektedir. Bahsedilen ülkelerde katı atıkların çoğunluğu kolayca parçalanabilen organikler olması ve ekonomik avantajları nedeniyle katı atık düzenli depolama sahaları birincil tercih olmaktadır. Katı atıkların düzenli depolanması, atıkların toprak, su ve hava kirliliğine neden olabilecek etkilerine karşı gerekli önlemlerin alındığı sahalarda bertarafı, depolanması ve sıkıştırılması şeklinde açıklanabilir. Depolama sahalarında oluşan metan gazları çevre üzerinde kirlletici etkisi olmakla beraber potansiyel enerji kaynağıdır (Young 2010; Cudjoe ve Han 2020).

Düzenli katı atık depolama sahasında bertaraf edilen kentsel katı atıklardaki organik maddelerin biyolojik olarak parçalanması, poroziteyi yükselmesi ve depolama sahası içindeki atıkların yapısal dayanımını düşürmesi gibi etkileri sebebiyle önemli derecede hacim azalışına ve çökmelere yol açar. Düzenli depolama yapılması planlanan alanlarda arazi kısıtlaması olan koşullar nedeniyle özellikle atıkların yerleşimi bu sahaların gelişimini engellemektedir. Saha içerisinde oluşabilecek çökmenin büyüklüğünün ve yerinin net bir şekilde belirlenmesiyle meydana gelecek oturmanın tahmin edilmesi sahanın faydalı ömrünün belirlenmesinde önemli bir rol oynaması nedeniyle tasarlanma ve işletilme aşamalarında kritik bir öneme sahiptir (El-Fadel ve Khoury 2010).

Tasarım şartlarına uygun olarak inşa edilen bir katı atık düzenli depolama sahası, taban kısmı geçirimsiz olarak yapılmıştır. Geçirimsiz zemin, sızıntı suyunun yeraltı sularına (akiferler) karışmaması ve tabi zemine geçişini engeller. Sızıntı suyu,

sahada depolanan atığın nem içeriği ve çevre araziden doğal akışla gelen ve doğrudan depolama sahasına gelen, toplanıp arıtılması gereken yağmur suyundan oluşur. Uygun şekilde işletilen depolama sahasında kısıtlı alanın optimum kullanımı amacıyla atıklar sıkıştırılır. Oluşan kötü kokunun engellenmesi ve rigol gibi gaz toplama sistemlerinin organik atık malzemesi nedeniyle oluşan deponi gazının daha verimli toplanması amacıyla atığın üzerine bir örtü malzemesi uygulanır (Kaza ve Bhada-Tata 2018).

Katı atık düzenli depolama sahalarındaki organik atıkların bozunması süreci sonucunda doğal olarak deponi gazı (LFG) meydana gelmektedir. Atığın organik kısmının parçalanması sırasında üretilir. Düzenli depolama alanlarında bozunma sürecinde biyokütleden elektrik enerjisine çevirmek amacıyla elde edilen biyogaz miktarına yaklaşık 0,350 Nm³/kg katı kentsel atık miktarı örnek gösterilebilir (Desideri ve diğ. 2003).

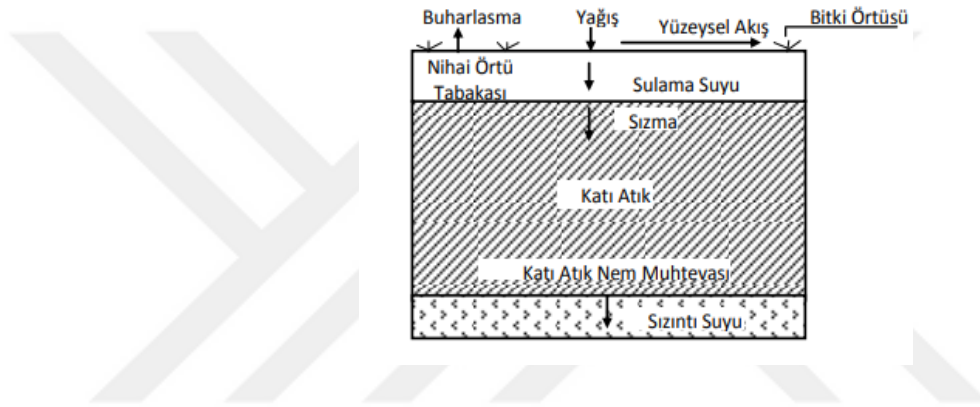
2.3 Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suları

Katı atık depolama sahası sızıntı suyu; depolama bölgesinde süzülen yağmur suları, atıkların biyolojik reaksiyona uğramasıyla ve atıkların nem içeriğinden meydana gelir. Sızıntı suları, toksik olmaları sebebiyle çevre ve ekosistem için zararlıdır. Bu nedenle depolama sahalarının, hem aktif dönemlerde hem de kapatma sonrasındaki dönemlerde çevresel etkilerinin en aza indirilmesi için sızıntı suyu drenaj ve toplama sistemleri gerekmektedir (Calabrò ve diğ. 2018; Teng ve diğ. 2021).

Sızıntı sularının toplanması sonrasında bertaraf edilmesi gerekmektedir. Gerekli prosesin optimum şekilde düzenlenmesi hem işletme maliyetlerini azaltacak hem de daha verimli bir arıtım yapılmasına olanak sağlayacaktır. Optimizasyonu sağlamak için sızıntı suyu karakterizasyonunu belirlemek gerekmektedir.

2.3.1 Düzenli Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Oluşumu

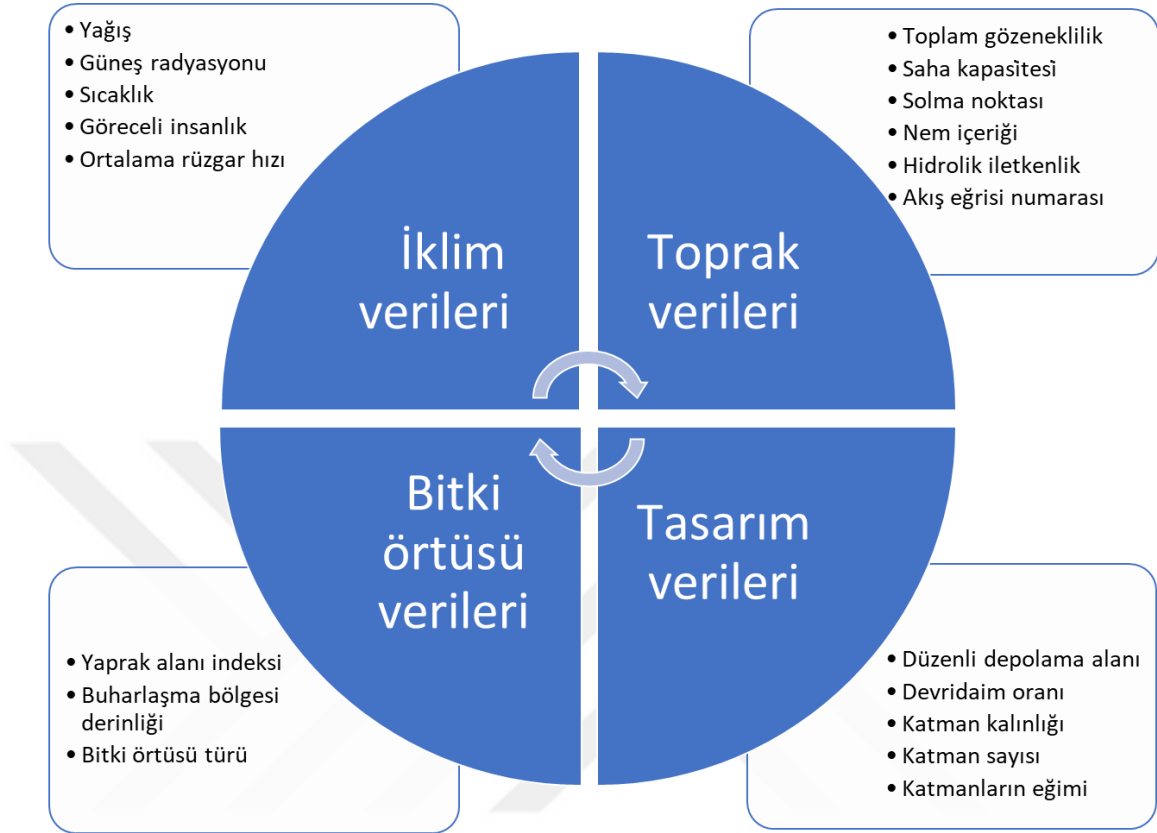
Düzenli depolama sahalarında yüksek oranda kirlenmiş sızıntı suları atıkların bozunma sürecinde kimyasal, fiziksel ve biyolojik tepkimelerin sonucunda oluşmaktadır (Vaverková ve Adamcová 2015). Sızıntı suyu, atığın nem içeriğinden ve yağışın atık yığınlarına süzülmesinden kaynaklanır. Sızıntı suyu miktarları ve özellikleri değişkenlik gösterir ve atık bileşimi ve nem içeriği, boşaltma yöntemi, depolama sahası yaşı ve meteorolojik koşullar gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Zhang ve diğ. 2013). Katı atık depolama sahalarında sızıntı suyu oluşumu ile ilgili akış Şekil 2.1’de verilmiştir.



Şekil 2.1: Sızıntı suyu oluşumu

Düzenli depolama sahası sızıntı suyu miktarlarının ve özelliklerinin değerlendirilmesi, arıtma ve yönetim amaçlarının yanı sıra çevresel olumsuz etkilerin değerlendirilmesi için de bir gerekliliktir. Sızıntı suyu üretim sürecini etkileyen faktörler zaman ve mekana göre değiştikçe, değerlendirme süreci de daha zor ve karmaşık hale gelmektedir (Grugnaletti ve diğ. 2016). Son yıllarda düzenli depolama sahası sızıntı suyu hacimlerini matematiksel olarak ölçmek için çeşitli yaklaşımlar geliştirilmiştir. Bu yöntemler tahmin karmaşıklığı ve tahmin doğruluğu açısından çeşitlilik göstermektedir. Mühendisler ve tasarımcılar tarafından en çok kullanılan araç, son zamanlarda farklı vaka çalışmalarında uygulanan depolama sahası performansının hidrolojik değerlendirme (HELP) modelidir (Berge ve diğ. 2015;

Malakahmad ve diğ. 2017). Bu model şekil 2.2’de verildiği gibi toprak, iklim, bitki örtüsü ve katmanların düzeni ve tipi hakkında bilgileri istemektedir (Podlasek, 2022).



Şekil 2.2: HELP ile sızıntı suyu oluşumunu modellemek için uygulanan parametre seti

Güvenilir verilerin yaygın olarak bulunmadığı birçok gelişmekte olan ülkede ise sızıntı suyu tahmini genellikle Malezya'da olduğu gibi basit su dengesi yöntemiyle (WBM) yapılmaktadır (Aziz ve diğ. 2012; Nilam ve diğ. 2016). Detaylı verilerin ulaşılmasının zor olduğu gelişme olan ülkelere kullanılan bu yöntem tüm kayıpların hesaplanması için sadece 0,15 katsayısını dikkate alır. WBM metodu ile sızıntı suyu tahmini (2.1) eşitliği yardımıyla hesaplanmaktadır (İbrahim ve diğ. 2017).

$$V=0,15 \times R \times A \quad (2.1)$$

Burada;

V : Bir yıldaki sızıntı suyu deşarj hacmidir ($m^3.yıl^{-1}$)

R : Yıllık yağış miktarıdır (m)

A : Düzenli depolama sahasının yüzey alanıdır (m^2)

Kurak bölgelerle karşılaştırıldığında, nemli iklimlerdeki yüksek yağış seviyeleri, oluşan sızıntı suyu miktarlarının artmasına neden olur ve bileşimini etkiler; örneğin, toplam organik karbon (TOK) ve iletkenlik, yağış miktarlarının artmasıyla azalır (Chen 1996; Petrovic ve diğ. 2017). Buna ek olarak, özellikle gelişmekte olan ülkelerde çöpe atılan atıkların yüksek nem içeriği, atık kütlelerinde yüksek su depolanmasına yol açarak asit birikimini artırmaktadır. Sonuç olarak, bu tür asidik depolama sahalarındaki karbon bazlı maddeler gaz olarak salınmak yerine ayrışmaya ve sızıntı suyuna dönüşmeye meyillidir (Yang ve diğ. 2015).

Sızıntı suyu, depolama sahasında bulunan atık kompozisyonundaki suyun ve yağmur sularının atık içerisinde süzülmesi, çözünmüş ve askıdaki maddeleri özütleme sonucu oluşur. Oluşan sızıntı suyunun miktarı sahaya özgü özellikler göstermektedir. Genel olarak atık bileşimi, depolama yöntemi, depo sahasına gelen suyun özellikleri, örtü tabakasının permeabilitesi, topografik özellikler, depolama sahasının özellikleri ve atık içerisindeki fiziko-kimyasal reaksiyonlara bağlıdır.

Atıklar ilk depolandıklarında %20-30 oranında nem ihtiva ederler. Depo alanına yüzeysel veya yeraltı sularının karışması veya yağışların infiltrasyonu neticesinde atığın nem muhtevası doygunluk değerine ulaşır (Yuan ve diğ. 1997).

2.3.2 Sızıntı Suyunun Özellikleri

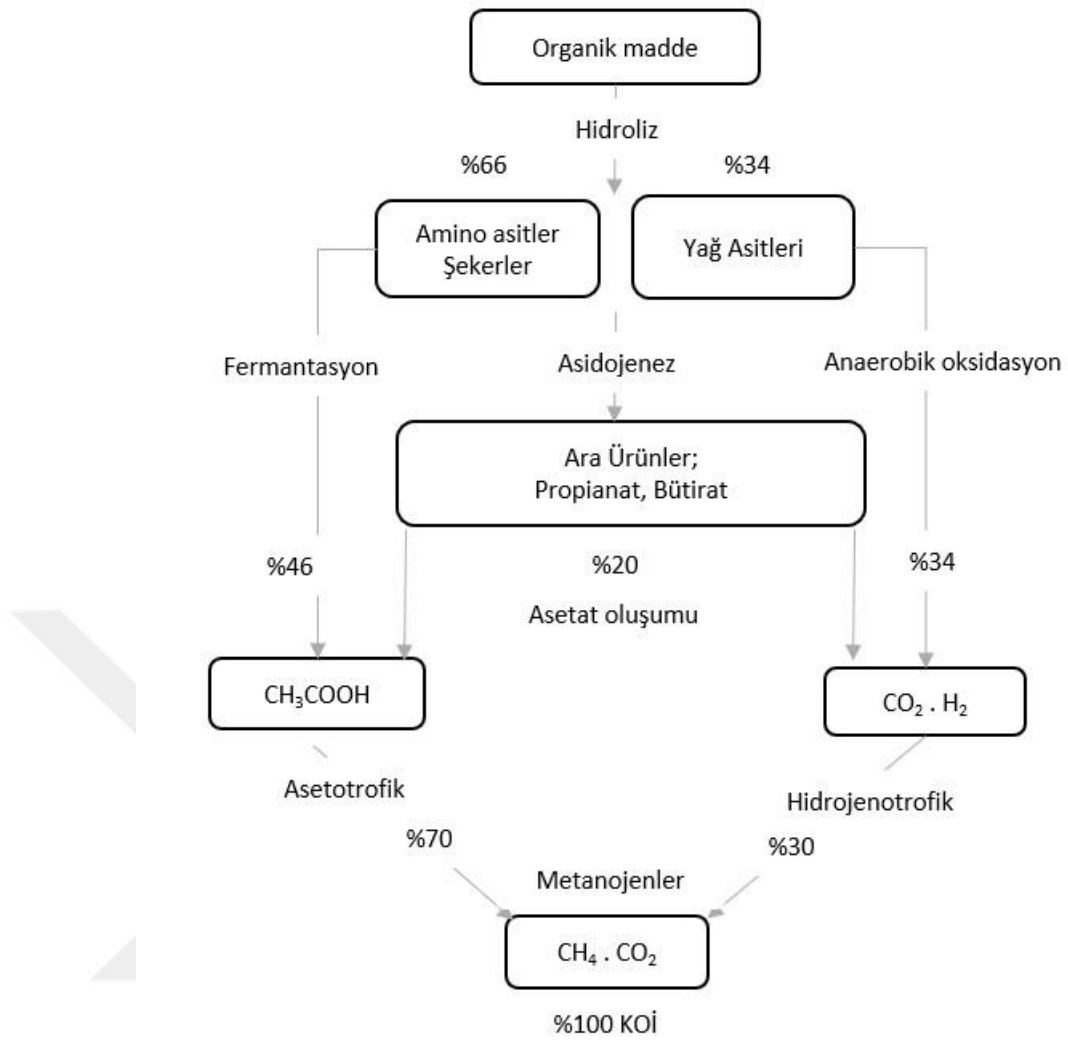
Atıklar sahada depolandıktan sonra sızıntı suyunun kirletici bileşenleri depo sahasında bulunan çeşitli prosesler yardımıyla azalma eğiliminde bulunur. Bu prosesler fiziksel, kimyasal yada biyolojik prosesler olabilir. Deponun uygun tasarımı ve işletilmesi ile sızıntı suyunun miktarı ve derecesi önemli miktarda minimuma inmekle beraber sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenememektedir.

Sızıntı suları temel bileşeni olan organik maddenin yanı sıra ağır metaller, klorlu organik pigmentler, amonyak-azot ve inorganik tuzları da ihtiva etmektedir. Bu kirleticiler ağır metaller, spesifik organik bileşikler, KOİ ve inorganik bileşikler olmak üzere dört ana başlık altında toplanmıştır (Ragle ve diğ. 1995). Sızıntı suyunun kalitesi üzerinde, mevsimsel hava değişimi, mevsim, yağış, atık türü, atığın sıkıştırılma sıklığı, atığın yaşı ve birleşimi gibi etkileyen faktörler mevcuttur. Düzenli depolama sahası

sızıntı suyu bileşimi, aerobik faz, anaerobik asit fazı, metan fermantasyon fazı ve olgunlaşma fazlarından oluşan atık ayrıştırma kademeleri ile beraber özellikle sahanın yaşına göre büyük ölçüde değişmektedir (Reinhart ve Grosh 1998; Noor ve diğ. 2013; Baig ve diğ. 2008; Letcher ve Vallero 2019).

Düzenli depolama sahalarındaki organik materyallerin anaerobik bozunma sürecini gösteren örnek bir şema Şekil 2.3'te verilmiştir. Genç yaşta olan bir depolama sahası yüksek rasyoda organik madde içermesi nedeniyle çok hızlı anaerobik fermantasyon gerçekleşmekle beraber ana ürün olarak yağ asitleri (VFA) oluşmaktadır (Welander ve diğ. 1997). Atığın su muhtevasının artış göstermesiyle beraber asit fermantasyonu da artış gösterir (Wang ve diğ. 2011). Depolama sahasının aktifleştirilmesi sonrası erken safhasında gerçekleşen asidojenik evre sürecinde atığın organik içeriğinin yaklaşık %95'i kadar miktara denk serbest uçucu yağ asitlerinin salınımı gerçekleşir (Harmsen 1983).

Şekil 2.3'de bir düzenli depolama sahasındaki organik malzeme için anaerobik bozunma şeması önermektedir. Büyük miktarlarda biyolojik olarak parçalanabilir organik madde içeren genç düzenli depolama sahalarında, hızlı bir anaerobik fermantasyon gerçekleşir ve ana fermantasyon ürünleri olarak uçucu yağ asitleri (VFA) ortaya çıkar. Asit fermantasyonu, katı atıktaki yüksek nem içeriği veya su içeriği ile artar. Düzenli depolama sahasının ömrünün bu erken evresine asidojenik evre denir ve organik içeriğin %95'i kadar büyük miktarlarda serbest VFA salınımına yol açar. Sahanın olgunlaşmasıyla beraber metanojenik faz gerçekleşir. Böylelikle metanojenik mikroorganizmaların gelişimi gerçekleşir ve bunun sonucunda uçucu yağ asitleri biyogaza (CH_4 , CO_2) dönüşür. Sızıntı suyunda mevcut olan organik bileşenlerin çoğunluğu hümit benzeri biyolojik olarak parçalanmaya dirençli bileşiklerden oluşur (Chian ve Dewalle 1976).



Şekil 2. 3: Düzenli depolama sahasındaki organik fraksiyonun KOİ dengesi

Depolama sahalarında oluşan sızıntı sularını pH, askıda katı madde (AKM), biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), toplam kjeldahl azotu (TKN), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), amonyum azotu (NH₃-N) ve BOİ/KOİ oranı gibi parametreler ile karakterize edilebilmektedir. Literatürde belirtildiği şekilde, çeşitli ülke ve bölgelere ait düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının bileşimi oldukça farklıdır. Tablo 2.1’de sızıntı suyu kompozisyona ait değer aralıkları özetlenmiştir. Tablo 2.1’de özetlenen veriler düzenli depolama saha yaşı ve atık stabilizasyonu sızıntı suyunun karakteristiğini etkileyen en önemli faktör olduğunu göstermektedir (Chian ve Dewalle 1976).

Tablo 2.1: Sızıntı suyu bileşimi

Yaş	Düzenli Depolama Bölgesi	KOİ	BOİ	BOİ/KOİ	pH	AKM	TKN	NH ₃ -N	Referans
G	İtalya	10.540	2.300	0,22	8,2	1.666	–	5.210	(Lopez ve diğ. 2004)
G	Güney Kore	24.400	10.800	0,44	7,3	2.400	1.766	1.682	(Im ve diğ. 2001)
G	Türkiye	35.000–50.000	21.000–25.000	0,5–0,6	5,6–7,0	2.630–3.930	2.370	2.020	Ozturk ve diğ. 2003)
G	Türkiye	6.655–30.560	3.548–23.609	0,6–0,7	7,4–8,4	1.350–1.960	414–1.227	216–712	(Ağdağ 2011)
OY	Kanada	3.210–9.190	–	–	6,9–9,0	–	–	–	(Kennedy ve Lentz 2000)
OY	Çin	5.800	430	0,07	7,6	–	–	–	(Wang ve diğ. 2022)
OY	Çin, Hong Kong	7.439	1.436	0,19	8,22	784	–	–	(Li ve Zhao 2001)
OY	Almanya	3.180	1.060	0,33	–	–	1.135	884	(Baumgarten ve Seyfried 1996)
OY	Almanya	4.000	800	0,20	–	–	–	800	(Van Dijk ve Roncken 1997)
OY	Yunanistan	5.350	1.050	0,20	7,9	480	1.100	940	(Tatsi ve diğ. 2003)
OY	İtalya	5.050	1.270	0,25	8,38	–	1.670	1.330	(Frasconi ve diğ. 2004)
OY	Polonya	1.180	331	0,28	8	–	–	743	(Bohdziewicz ve diğ. 2001)
OY	Tayvan	6.500	500	0,08	8,1	–	–	5.500	(Wu ve diğ. 2004)
Y	Brezilya	3.460	150	0,04	8,2	–	–	800	(Silva ve diğ. 2004)
Y	Estonya	2.170	800	0,37	11,5	–	–	–	(Orupold ve diğ. 2000)
Y	Finlandiya	556	62	0,11	–	–	192	159	(Hoilijoki ve diğ. 2000)
Y	Finlandiya	340–920	84	0,09–0,25	7,1–7,6	–	–	330–560	(Marttinen ve diğ. 2002)
Y	Fransa	500	7,1	0,01	7,5	130	540	430	(Trebouet ve diğ. 1999)
Y	Fransa	100	3	0,03	7,7	13–1.480	5–960	0,2	(Tabet ve diğ. 2007)
Y	Malezya	1.533–2.580	48–105	0,03–0,04	7,5–9,4	159–233	–	–	(Aziz ve diğ. 2004)
Y	Güney Kore	1.409	62	0,04	8,57	404	141	1.522	(Cho ve diğ. 2002)

*Y: genç; MA: orta yaş; O: yaşlı; pH ve BOİ/KOİ dışındaki tüm değerler mg L⁻¹ cinsindendir.

2.4 Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Depo Gazı

Katı atık düzenleme sahalarında depolanan organik atıkların anaerobik ayrışması sonucunda LFG olarak bilinen bir tür çöp gazı oluşmaktadır. Çöp gazının ana bileşenleri; başlıca sera gazlarından olan CO₂ ve CH₄'tür. Tetikledikleri küresel ısınma etkisinin yanı sıra koku sorunları ve topraktan sızmaları sonucunda yer altı suyunu kirletme riskini de barındırmaktadır. Diğer yandan, yüksek kalorifik değere sahip olduğundan LFG çevre dostu, yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılabilir (Shi ve diğ. 2014).

2.4.1 Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Depo Gazı Oluşumu

Düzenli depolama sahalarında oluşan CH₄ emisyonunun kontrollü olarak tutulmaması, çevreye ve insan sağlığına zarar vermesiyle beraber potansiyel enerji kapasitesinin boşa harcanmasına neden olacaktır. Bu sebeple CH₄ gazının kontrollü olarak tutulmasına karar verilmiştir (Qin ve diğ. 2001).

Depolama sahalarında oluşan gazın bileşimi zaman içerisinde değişiklikler göstermekte ve atık muhtevsındaki organik maddelerin biyolojik ayrışması sırasında meydana gelen stabilizasyon süreçlerinin bir sonucu olarak karşımıza çıkmaktadır. İlk olarak, O₂ aerobik mikroorganizmalar tarafından tamamen tüketilir ve CO₂ oluşumuyla birlikte azot (N₂) miktarı azalma başlar. Bunu takiben CH₄ miktarında artış meydana gelir. Gaz oluşum potansiyeli su muhtevası, yoğunluk, sıcaklık, pH vb. gibi çevresel faktörlerden etkilenmektedir (Nopharatana ve diğ. 1998). Düzenli depolama sahalarında oluşan depo gazının ana bileşenlerinin tipik hacimsel oranı, %45-60 metan ve %40-60 karbondioksitten oluşur. Çok düşük oranlarda azot, oksijen, sülfidler, amonyak, karbon monoksit, hidrojen, ve toluen, benzen ve diklorametan gibi metan olmayan organik bileşikler (NMOC'ler) içerir. Tablo 2.2'de tipik depo gazı bileşenlerin hacimsel oranları verilmektedir.

Tablo 2.2: Depolama sahası gazının özellikleri

Bileşen	Hacim (%)	Özellikler
Metan	45–60	Metan doğal olarak oluşan, renksiz ve kokusuz bir gazdır.
Karbondioksit	40–60	Karbondioksit, renksiz, kokusuz ve hafif asidik özelliklere sahiptir. Atmosferde doğal olarak çok düşük konsantrasyonda bulunur (%0,03).
Azot	2–5	Azot tatsız, renksiz ve kokusuz bir gazdır. Azot gazı atmosferin yaklaşık olarak %79'unu oluşturur.
Oksijen	0,1–1	Oksijen tatsız, renksiz ve kokusuz bir gazdır. Oksijen atmosferde yaklaşık olarak %21 oranında bulunur.
Amonyak	0,1–1	Amonyak renksiz olmakla beraber keskin bir kokuya sahip bir gazdır.
NMOC'lar	0,01–0,6	NMOC'lar organik bileşiklerdir (yani karbon içeren bileşikler). (Metan organik bir bileşiktir ancak NMOC olarak kabul edilmez.) NMOC'ler hem doğal hem de sentetik kimyasal prosesler ile oluşturulabilir. Düzenli depolama sahalarında en yaygın olarak bulunan NMOC'ler arasında akrilonitril, benzen, 1,1-dikloroetan, 1,2-cis trikloretilen, diklorometan, karbonil sülfür, etil-benzen, heksan, metil etil keton, tetrakloretilen, toluen, trikloretilen, vinil klorür ve ksilenler.
Sülfidler	0–1	Sülfidler (örneğin hidrojen sülfür, dimetil sülfür, merkaptanlar) doğal olarak oluşan gazlardır. Düzenli depolama sahası gaz karışımına çürük yumurta kokusunu verirler. Sülfidler çok düşük konsantrasyonlarda bile hoş olmayan kokulara neden olabilir.
Hidrojen	0–0,2	Hidrojen gazı renksiz ve kokusuzdur.
Karbon monoksit	0–0,2	Karbon monoksit gazı kokusuz ve rensizdir.

Katı atıklar, depolama sahalarında depolandıkları ilk anda gaz fazı atmosferik hava tarafından meydana gelmektedir. Daha sonra meydana gelen bozunma prosesleriyle birlikte, başlangıçta gaz fazını oluşturan bileşenler ya tamamen tüketilir ya da üretilen gazlarla yer değiştirir. Ayrıca, depo sahasına atmosferden difüzyon veya adveksiyon yoluyla giren bazı gazlar da bulunur.

2.4.2 Depo Gazı Oluşum Safhaları

Gaz bileşiminde zamanla oluşan değişimler 5 fazda kategorize edilmiştir. Bunlar, aerobik safha, geçiş fazı, asit oluşum fazı, metan oluşum fazı ve olgunlaşma

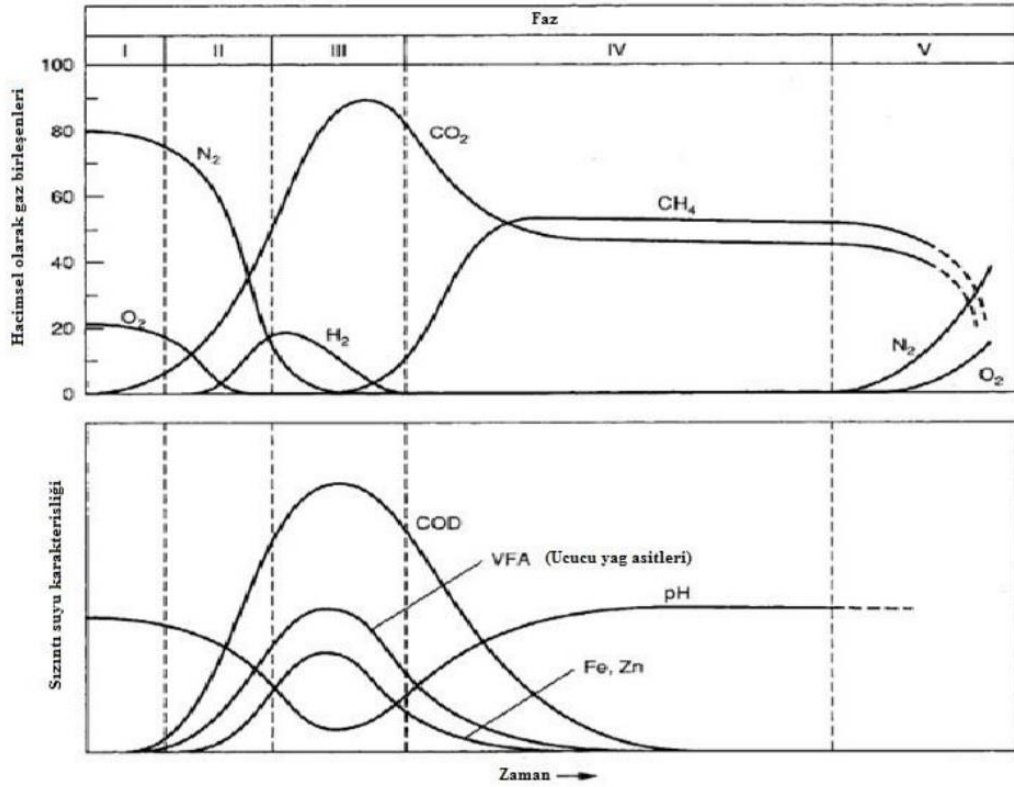
fazıdır (Reinhart ve Grosh 1997; Pohland ve Kim 2000). Ancak, atıkların biyolojik ayrışması her zaman sırayla gerçekleşmeyebilir. Bazı safhalar gerçekleşmezken bazıları da aynı anda meydana gelebilir. Ayrıca, çevresel şartlara bağlı olarak bir veya iki faz baskın hale gelebilir.

2.4.2.1 Aerobik Faz

Depo gazı oluşumunun ilk safhası olan aerobik faz aşamasında biyobozunur atıklar depolanmaya başladıkları anda havanın ortamda tutulması nedeniyle bakteriler tarafından aerobik koşullarda parçalanma gerçekleşir. Atıkların çürümesi sırasında ihtiyaç duydukları organizma kaynaklarını depolama sahasının örtü tabakalarından sağlar. Uygulanması durumunda sahaya atık çamur alımı ve sızıntı suyu geri devri organizma kaynağı olarak değerlendirilir. Atık kabulüne başlayan bir depolama sahasında ilk 48 ay sürecince oluşan depo gazının bileşiminde N₂ (Azot), CO₂ (Karbondiyoksit) ve CH₄ (Metan) gazlarının hacimsel oranlarının dağılımı Tablo 2.3'te verilmiştir (Tchobanoglous ve diğ. 1993). Depo gazı oluşumu sürecinde sızıntı suyu karakteristiği ve gaz bileşimlerinin hacimsel dağılımı Şekil 2.4'te verildi.

Tablo 2.3: Düzenli depolama sahası depo gazı dağılımı

Hücrenin kapatılmasından sonraki zaman aralığı	Ortalama hacim olarak yüzde		
	Azot (N ₂)	Karbondiyoksit (CO ₂)	Metan (CH ₄)
0-3	5,2	88	35
3-6	3,8	76	21
6-12	0,4	65	29
12-18	1,1	52	40
18-24	0,4	53	47
24-30	0,2	52	48
30-36	1,3	46	51
36-42	0,9	50	47
42-48	0,4	51	48



Şekil 2.4: Depo gazı üretiminin genel esasları

2.4.2.2 Geçiş Fazı

Depo ortamındaki oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri meydana gelmeye başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu uçucu yağ asiti, CO₂ ve H₂ üretilir. Depo sahasında oluşan biyogazın başlıca bileşeni CO₂'dir. CH₄ ve H₂ daha düşük oranlarda bulunur. Bu safhada oluşan sızıntı suyu 10 g/L'den yüksek BOİ değerlerine sahip olabilmekte ve biyolojik olarak BOİ/KOİ oranı da 0,7'den yüksek değerlere çıkabilir. Sızıntı suyu asidik özellik kaynaklı agresif yapısı; atık içerisindeki demir, mangan, çinko, kalsiyum ve magnezyum gibi inorganiklerin çözünerek sızıntı suyunun iyonik gücünde artışa neden olur. Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500-2.000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda NH₄⁺-N içerebilir. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu da düşer. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür. Kirlilik yükünün fazla olduğu durumlarda oksijen tükendiği zaman anoksik bir ortam olur. Anoksik şartlarda farklı elektron alıcıları kullanılabilir. İlk olarak NO₃⁻ 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).

2.4.2.3 Asit Oluşum Fazı

İkinci anaerobik safha, metan bakterilerinin yavaş gelişimi birlikte başlar. Biyogazın hidrojen ve karbondioksit bileşimi azalırken, metan bileşimi artar. Uçucu yağ asiti konsantrasyonu düşüşe geçmeye başlar. Sülfat indirgenmesi sebebiyle SO_4^{-2} konsantrasyonunda azalma meydana gelir. Uçucu yağ asiti kullanımı ile 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 geçer. Bu ilk üç safha, 8-16 ay kadar bir sürede tamamlanır (Lisk 1991).

2.4.2.4 Metan Oluşum Fazı

Bu fazda gaz üretimi ve bileşenleri çoğunlukla sabit olup %40-70 CH_4 ve %30-60 CO_2 'den oluşur. En yüksek CH_4 konsantrasyonun tespiti nedeniyle bu safha oldukça önemlidir. Bu fazda, gaz bileşimi sabittir ve gaz oluşum hızı zamanla azalır. Ancak, yine de depo gazı basıncı atmosferik havanın atık kütlesi bünyesine dahil olmasını engelleyecek düzeydedir. Bu safha, gaz miktarının yavaş yavaş azalmasıyla ortalama 10-20 yılda sona erer (Gendebien ve diğ. 1992).

2.4.2.5 Olgunlaşma Fazı

Bu fazda ayrışma prosesleri ve depo gazı oluşumu önemli miktarda azalır. Başlangıçtaki sahip olunan atmosferik şartlar tekrardan oluşur. Eski depolama sahalardan elde edilen veriler ışığında, mevcut organik karbon kullanıldıktan sonra metanojenik faaliyetin azaldığı, CH_4 ve CO_2 konsantrasyonlarının hızla düştüğü

söylenbilir. Sonuçta kalan artık madde ise biyolojik olarak inert bir halde bulunur (Reinhart ve Al-Yousfi 2016).

2.4.3 Depo Gazı Bileşenleri ve Özellikleri

Katı atık düzenli depolama sahalarının faaliyetleri sonucunda bir takım gazlar açığa çıkmaktadır. Oluşan bu gazların büyük oranda çoğunluğunu CH_4 ve CO_2 içermektedir. Aynı zamanda yapılan çalışmalarda oluşan gaz içeriğinin 170'den fazla bileşik olduğu saptanmıştır (Gendebien ve diğ. 1992).

Düzenli depolama sahalarında oluşan; insan ve çevre sağlığı açısından önemli problemler oluşturabilen bu gazların çoğu eser miktardadır. Bu sonuçlar itibariyle düzenli depolama sahalarından oluşan depo gazlarının kontrol altına alınması ve değerlendirilmesi gerekmektedir.

Düzenli depolama sahalarının tasarımları ve işletilmeleri esnasında yapılan tüm önlemler ve yürütülen tüm yönetmeliklere rağmen; düzenli depolama sahalarının insan ve çevre sağlığına etkileyen olumsuz yönleri tam olarak giderilememektedir. Depolama sahalarından oluşan depo gazlarının en önemli bileşenleri ve bu bileşenlerin sebep olduğu çevresel etkiler aşağıda özetlenmiştir;

Metan (CH_4), renksiz ve kokusuz özelliğe sahip bir hidrokarbondur. Metan, gazı depo gazının hacimce %55'ini meydana getirir. Metan, farklı sıcaklık aralıkları değişmekle birlikte $0,6-0,7 \text{ kg/m}^3$ aralığında değişen yoğunluk değerlerine sahiptir. Metanın havadan daha düşük yoğunluğu sahip olması nedeniyle depolama sahası kapsamının kolayca çıkabilir. LFG toplama sistemiyle tutulmayan CH_4 gazı büyük oranda atmosfere karışır. Oksijen varlığında ve %5-15 aralığında molar konsantrasyonlarda bulunduğu patlayıcı bir nitelik kazanmaktadır. Ayrıca metan, sera etkisine sebebiyet vererek küresel ısınma üzerinde olumsuz etkiler yaratmaktadır.

Son zamanlarda yoğun olarak çalışma konusu olan depo sahalarından oluşan CH_4 'dan enerji elde edilmesidir. CH_4 gazının bu amaçla kullanılması ekonomiktir, bunun sebebi ise CH_4 gazının konsantrasyonu hacimce %35 olmasıdır. Doğal gazın ısı değeri $30,8 \text{ MJ/m}^3$ ($29,2 \text{ Btu/m}^3$)'tür. Bu değer düşünüldüğünde %50 CH_4 içeren

depolama gazının ısı değeri 15,1 MJ/m³ (14,3 Btu/m³) orta dereceli bir enerji kaynağı sonuçlarına varılmaktadır (Gendebien ve diğ. 1992).

2.4.4 LFG Üretimini Etkileyen Faktörler

Sıcaklık: Bakteriyel aktivitelerin artmasıyla depo gazı üretiminin arttığı bilinmektedir. Bakteriyel aktivitelerin ise artan sıcaklıklar ile yoğunlaştığı ve sıcaklık ile orantısal bir ilişkiye sahiptir. 10°C'nin altına düşen sıcaklıklarla birlikte bakteriyel aktivite önemli ölçüde azalmakta, bu doğrultuda depo gazı üretimi de azalış göstermektedir. Stabil bir üretim için gerekli olan sıcaklık değerleri 25°C ile 45°C aralığındadır (Işın 2012).

Nem içeriği: Atığın nem içeriğinin yüksek olması depo gazı üretim verimi üzerinde belirli bir optimum noktaya kadar pozitif etki yapabilir¹¹⁶. Düzenli depolama sahasındaki atığın bileşiminin ve bölgesel iklim koşullarının değişkenliğine göre nem içeriği farklılık gösterebilir. Su muhtevasının yüksek olması, depolama sahasında daha hızlı gaz üretimine sebep olmaktadır. Son dönemlerde sızıntı suyu geri kazanımı yapan sahalar olması nedeniyle bu parameter önem arz etmektedir. Geçmiş çalışmalara göre, sızıntı suyu devridaimi gaz üretiminde ciddi bir hız artışına sebep olacaktır (Bergin ve diğ. 2005; Reinhart ve Al-Yousfi 2016).

Atık bileşimi: Atık kompozisyonu, depo gazı üretim kapasitesini ve lag fazı süresini etkilemektedir. Bunun en önemli sebebi depolanan atığın biyolojik olarak bozunabilirliğidir. Örneğin, Kağıt, plastik ve metal gibi bozunmayan veya az bozunan gibi malzemeler gaz oluşum süresini uzatabilirken gıda atıkları gibi biyolojik olarak bozunabilenler (yavaş, orta, hızlı) gaz oluşum süresini önemli derecede kısaltmaktadır (Majdinasab ve diğ. 2017; Karanjekar ve diğ. 2015).

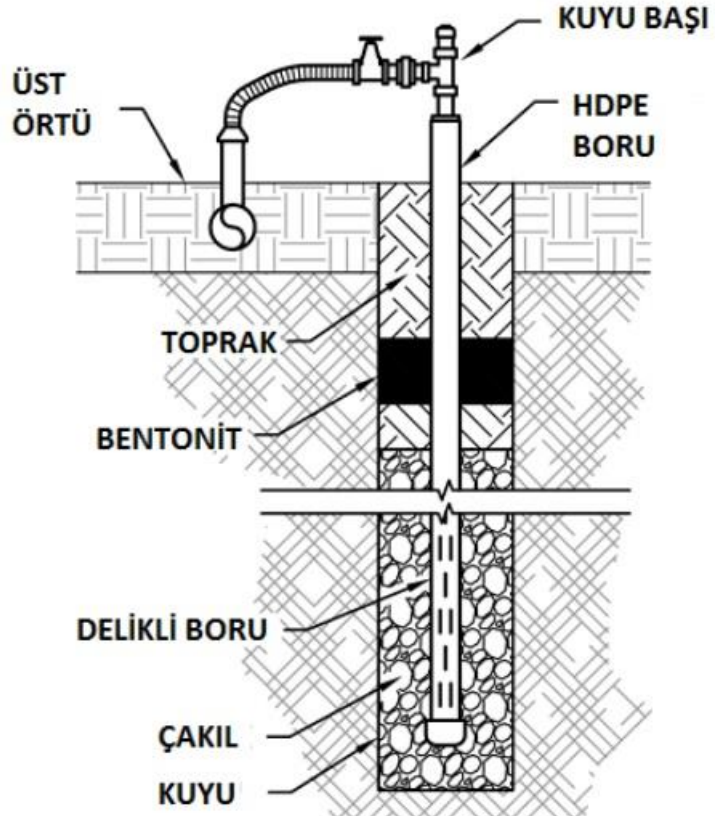
Atık yaşı: Depo gazı üretiminin maksimuma ulaştığı atık yaşı aralığı 5-7 yıldır. 10 yıldan daha kısa zaman periyodunda depolama sahasında bulunan atıkların, 10 yıldan daha uzun zamandır sahada bulunan yaşlı atıklardan daha fazla LFG ürettiği bilinmektedir. Depolama sahasının kapanmasının ardından geçen 5 yılda CH₄ üretiminin devam edeceği düşünülmektedir. 5 yılın sonunda başlayan 40 yıllık bir

zaman diliminde ise gaz emisyonunun devam edeceği ve üretim hızının zamanla azalacağı tahmin edilmektedir (Işın 2012).

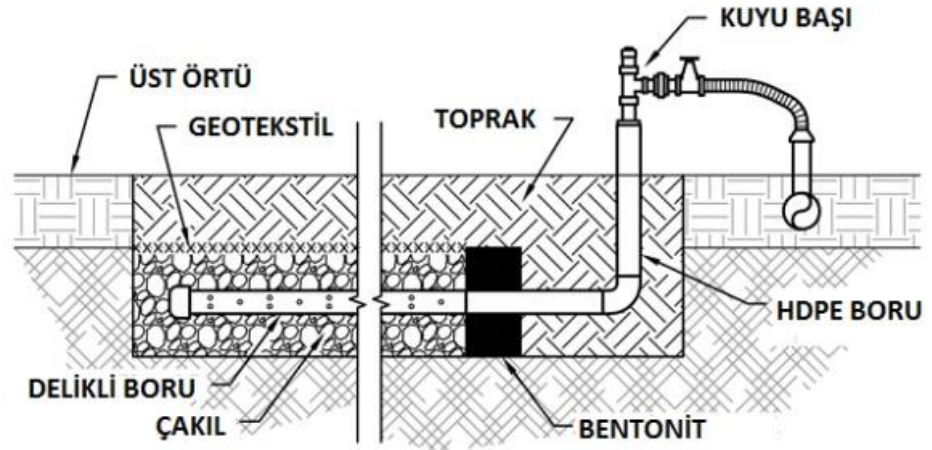
Depolama sahasında oksijen bulunması: Bakterilerin metan üretimini gerçekleştirebilmesi için ortamdaki oksijen miktarının tamamen tükenmesi gerekmektedir. Bu sebeple, aerobik fazın sona ermesi ve anaerobik safhanın başlamasına ihtiyaç duyulmaktadır. Bu aşama III. fazda meydana geldiğinden, atıkların yüksek oranda sıkıştırılması işlemiyle bu durum erken bir süreçte başlayabilmektedir. Atıkların gevşek gömülmesi durumunda bu süreç uzamakta ve metan üretim sürecine geç başlanmaktadır (Işın 2012).

2.4.5 LFG Toplama Sistemleri

Düzenli depolama sahalarında LFG toplama işlemi, bir hücrenin (depolama sahaları birkaç alana bölünür ve bunların her birine hücre denir) belirlenen atık kapasitesine ulaşması sonrası kapatılmasıyla başlar. Bu sahalarda LFG toplama sistemleri dikey kuyular ve yatay hendekler olmak üzere ikiye ayrılmaktadır. Enerji geri kazanımı yapılan düzenli depolama sahalarının çoğunda oluşan fazla gazın yakılması ve tesisin duruş anında kullanmak amacıyla flare sistemleri bulunmaktadır. Koşullara göre iki tip sistemden biri veya kombinasyonu tercih edilmektedir. Sistemin optimizasyonunu en çok saha konfigürasyonu, örtü sistemi, astar sistemi, sızıntı suyu devridaimi ve operasyonel kısıtlamalar gibi saha tasarımıyla ilgili faktörlerle beraber verimli bir işletme süreci yürütülmesiyle sağlanabilir (ESMAP 2004; USEPA 2017). Tipik bir dikey tip LFG toplama kuyusu Şekil 2.5'te, yatay tip Şekil 2.6'da gösterilmektedir. Ek olarak örnek bir depo gazı toplama sistemi Şekil 2.7'de verilmiştir.



Şekil 2.5: Tipik dikey gaz toplama kuyusu



Şekil 2.6: Tipik yatay gaz toplama kuyusu

2.4.7 LFG Tayin ve Tahmin Yöntemleri

LFG'nin tayin ve tahmin edilebilmesi kapsamında üç ana yöntemden bahsedilmektedir. Bunlar;

- Alan ölçümleri,
- Basit/kaba yaklaşım yöntemi,
- Model tahminleridir.

Depo gazının tayini için çeşitli yöntemler bulunmaktadır. Bu yöntemler arasında en güvenilir olanı test kuyularıdır. Test kuyuları ile gerçekleştirilecek olan LFG tayininin optimum verimle yapılabilmesi için kuyuların sahada temsili yerlere yerleştirilmesi önem arz etmektedir. Her kuyuda yapılan farklı testlerle birlikte gaz akışı ve kalitesinin ölçümü sağlanır (Işın 2012).

Test kuyuları, atıkların depolandığı sürede ve sahanın kapatılması sürecinden sonra oluşan depo gazı miktarının tahmin edilmesine olanak sağlamaktadır. Bu tahmin işleminin gerçekleşebilmesi için depolama süresi, atık türleri ve atık miktarı verilerine ihtiyaç duyulmaktadır.

Depo gazı tayininin gerçekleştirileceği alana göre farklı yöntemler tercih edilebilmektedir. Küçük alanlar için oda yöntemi ve konsantrasyonun yüzey altı dikey gradyan yöntemi kullanılırken; büyük alanda yapılan tayinler için ise mikro meteorolojik yöntemler, izotop oranı yöntemi, iz yöntemi ve kızılötesi spektroskopi yöntemleri kullanılmaktadır (Biszek 2006).

Depo gazı emisyon miktarının belirlenmesi için doğrudan ve dolaylı ölçüm tekniklerinden yararlanılabilmektedir. Doğrudan ölçüm yöntemi, akı odası ve pasif örnekleme yöntemini kapsamaktadır. Pasif örnekleme yöntemi ile depolama sahasından yayılan gazları ölçmek için sorbent problemleri kullanılmaktadır. Akı odası yöntemi ise tipik alansal kaynaklarda oluşan emisyon oranının belirlenmesi amacıyla tercih edilmektedir. Dolaylı ölçüm yöntemi, emisyon kaynağı çevresindeki hava kirleticileri içeren ortamın konsantrasyonunun ölçülmesi esasına dayanır. Bu yöntemde en önemli etkenler, rüzgar yönü ve hızıdır. Bu sebeple, bu kriterlerin doğru ölçülmesi önemlidir (Trégourès ve diğ. 1999).

Basit/kaba tahmin ile bir ton atığın yılda 6 m³ depo gazı üreteceğini varsayarak gerçekleştirilen tahmin yöntemidir. Bu yöntem için depolama sahasında bulunan atık miktarının bilinmesi yeterli olmaktadır. İdeal atık tonajı 10 yaşından küçük tercih edilmelidir. Bu yaklaşım ile belirlenen tahminler (+/-) %50 aralığında ifade edilmelidir (Işın 2012).

Geliştirilen bir diğer LFG üretim modelleri; LandGEM, Tabasaran ve Rettenberger Modeli, Çok Fazlı Model, Palos Verdes Modeli'dir. Antropojenik kökenli sera gazlarının tahmini için ise IPCC-Ulusal Sera Gazı Envanterleri kapsamında Kılavuz İlkeleri'nden bahsedilmektedir.



3. KATI ATIK DEPOLAMA SAHASI METAN GAZI TAHMİNİ

LFG emisyonları, aktif olmayan depolama sahalarında alan ölçümleriyle gerçekleştirilebilmektedir. Alan ölçümü, LFG üretimi hakkında daha doğru sonuçların elde edilmesini sağlarken bir yandan da zaman alan ve pahalı bir işlem olarak bilinmektedir. Bu yüzden, geçmiş ve/veya gelecekteki atık miktarlarına dayanarak LFG üretim ve geri kazanım oranlarını tahmin etmek için matematiksel modelleme yaklaşımları geliştirilmiştir.

Metan emisyonunun tahmini için yapılan matematiksel modellemeler, sahada bulunan atıklar tarafından üretilcek metan emisyonu miktarı için ileriye dönük tahmin yapılmasında kullanılan bir araçtır. Matematiksel modellemeler sayesinde elde edilecek enerjinin değerlendirilmesi, biyogaz toplama sistemlerinin boyutlandırılması için gerekli veriye sahip olunabilmektedir. Modeller çoğunlukla sıfır, bir ve ikinci derece ayrışma kinetiğine dayanmaktadır. En yaygın model türleri, biyolojik olarak parçalanabilen atıkların bozunmasını ve metan üretimini tanımlayan tek fazlı veya çok fazlı birinci derece kinetikleri kullanır. Üst örtü ve çöp gazı (LFG) ekstraksiyon verilerinin oksidasyon kapasitesi ile birlikte metan üretimi, metan emisyonunun hesaplanmasını sağlar. Birinci dereceden modeller, sonuçların doğruluğu ve kullanım kolaylığı nedeniyle en çok kullanılan modellerdir. Bunlar genellikle ulusal envanter ve yaşam döngüsü analizi taleplerine yanıt vermek ve ilgili düzenlemelere uymak için kullanılır. Birinci dereceden modeller, sıfır dereceli modellerden daha iyi tahmin doğruluğu sağlayabilir (Saghir ve diğ. 2018).

Günümüzde LFG üretiminin tahmini için çeşitli yaklaşımlar bulunmakla birlikte Türkiye gibi birçok ülkede kullanılmak üzere geliştirilmiş bir matematiksel modelleme yaklaşımı bulunmamaktadır. Bu nedenle, bir LFG enerji geri kazanım projesinin tasarımında uygun modelleme yaklaşımını ve model parametrelerinin seçilmesi LFG üretiminin tahmini için önem arz etmektedir.

3.1 Metan Gazı Tahmin Modelleri

Katı atık düzenli depolama sahalarında oluşacak CH₄ gazının sahip olduğu enerji potansiyelinden en iyi derecede faydalanmak için ileriye dönük miktar tahmini yapılması önem arz etmektedir. Bu çalışmada LandGEM v 3.02 ve NV Afvalzorg Multiphase modelleri vasıtasıyla hesaplamalar yapılmıştır.

3.1.1 LandGEM v 3.02

LandGEM, ilk olarak USEPA'nın araştırmacıları tarafından Amerika'da bulunan büyük depolama alanlarını hava kalitesi düzenleme programına (CAA) uygun hale getirmek ve bunları bölgesel emisyon değerleri kapsamında genişletmek amacıyla geliştirilmiştir. Bu yazılım ile birlikte, toplam depolama gazı, CH₄, CO₂, metan olmayan organik bileşikler ve bireysel hava kirleticilerin emisyon değerlerinin tahmin edilmesinde kullanılmaktadır.

Amerika Çevre Koruma Ajansı tarafından depolama alanları için standart AP₄₂ standart değerlerinin kullanılması önerilmektedir. LandGEM, hem CAA (Temiz Hava Yasası) hem de diğer AP₄₂ standartları için sabit k değerini ve metan üretim L₀'ın potansiyel değerini sunmaktadır (USEPA, 1998). Ayrıca, (Thompson ve diğ. 2009) farklı depolama sahalarından metan emisyonu için çeşitli modelleri karşılaştırmış ve LandGEM modelinin metan emisyonunu diğer modellere kıyasla daha iyi doğrulukla tahmin ettiği sonucuna ulaşmıştır.

LandGEM, katı atık düzenli depolama sahalarında deponi gazı potansiyelinin hesaplanması için kullanılır. LandGEM v 3.02 (Deponi Gazı Emisyonları Modeli, version 3.02) kullanılabilmesi için gerekli parametreler;

- Depolanan yıllık atık miktarı veya deponi alanında bulunan toplam atık miktarı,
- Metan oluşum hızı (k),
- Metan üretim potansiyeli (L₀),
- Deponi sahasının açılış ve kapanış yılları veya deponi sahasının kullanım yılı,

- Evsel katı atıklarla birlikte tehlikeli atıkların da deponi sahasında depolanıp depolanmadığı vb.'dir.

Bu modelde kullanılan denklemin matematiksel ifadesi (3.1) eşitliğinde verilmiştir (Çakır ve Günerhan 2012).

$$Q_{LFG} = 2 \times \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M}{10}\right) e^{-kt_{i,j}} \quad (3.1)$$

3.1.2 NV Afvalzorg Çok Fazlı Model

Hollanda'da depolama sahalarına giren çeşitli atıklardan kaynaklanan metan emisyonlarını tahmin etmek için Afvalzorg çok aşamalı modelini geliştirilmiştir ¹²⁷. Avrupa Birliği Düzenli Depolama Direktifi, işlenmemiş biyolojik olarak parçalanabilen atıkların bir depolama sahasına girmesini yasaklar ve model, bu düzenleyici gereklilikleri yansıtır (Mou ve diğ. 2015). Afvalzorg, depolama alanlarındaki ideal olmayan koşulları yansıtmak için bir üretim faktörünü (ζ) içermektedir. Afvalzorg, yıllık metan üretimini $m^3 CH_4$ olarak rapor etmektedir. Böylece, yıllık metan üretimini raporlamak için ek hesaplamalara ihtiyaç duyulmamaktadır.

Metan emisyonu tahmini için kullanılan modellerden bir diğeri de multi-phase (çoklu-faz) modelidir. Kümülatif atık miktarı ve biyolojik olarak ayrışabilen organik karbon oranlarını esas alarak hesap yapan bir modeldir. Bu modelde kullanılan denklemin matematiksel ifadesi (3.2) eşitliğinde verilmiştir (Çakır ve Günerhan 2012).

$$\alpha_{t=\zeta} \sum_{i=1}^3 1,87AC_{0,i}k_{1,i}e^{-k_{1,i}t} \quad (3.2)$$

4. LİTERATÜR ÖZETİ

Kulikowska ve Klimiuk (2008) yılında yaptığı çalışmada, düzenli depolama sahası yaşı sızıntı suyu karakterizasyonu, bilhassa amonyak ve organik madde miktarı üzerinde oldukça etkilidir. Genç yaştaki düzenli depolama sahasında ortalama 7,84'lük yüksek pH, <0,4 gibi düşük BOI_5/KOI , <2.000 mg KOI/L gibi düşük bir KOI konsantrasyonuna ve oldukça düşük bir ağır metal konsantrasyonuna sahiptir. Mevcut veriler depolama sahasının genç yaştaki metanojenik fazda karakterizasyonunun şekillendiğini işaret etmekle beraber son zamanlarda yapılan çalışmalarda gözlemlenen katı atık depolama sahalarının görece kısa bir sürede metanojenik faza geçtiği verileriyle uyumludur (Kulikowska ve Klimiuk 2008).

Ziyang ve diğ. (2009) yılında yaptığı çalışmada, elde edilen verilere bakıldığında depolama sahasındaki sızıntı suyu bileşimindeki başlıca kimyasal parametre değerleri faaliyete geçişten itibaren ki dört yıl süresince ciddi derecede azalmıştır. KOI parametresi, bozunma sürecinin ilk iki yılının sonunda 7.200 mg/L iken 12. yılın sonunda 695 mg/L'ye kadar düşmüştür. Depolama sahasının ilk iki yılı sonunda NH_4^+-N ve TN bileşenlerinin konsantrasyonu sırasıyla 4.251 mg/L ve 4.368 mg/L gibi yüksek değerlere sahipken 12. Yılın sonunda sırasıyla 238,2 mg/L ve 428 mg/L değerlerine kadar düştü. NH_4^+-N/TN oranının depolama sahasının yaşı uzadıkça neredeyse yarı yarıya azaldığı görüldü (Ziyang ve diğ. 2009).

Kjeldsen ve diğ. (2002) yılında yaptığı çalışmada, kentsel katı atıklardan kaynaklı sızıntı sularının mevcut ve uzun vadeli karakterizasyonu üzerinde çalışarak elde ettikleri veriler ışığında atığın kompozisyonunun önemli derecede atığın anaerobik bozunma sürecine bağlı olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Asit fazında amonyak oluşumu ve çözünmüş organik madde miktarının artış göstermesi nedeniyle sızıntı suyu kirletici konsantrasyonları yüksektir. Metanojenik fazda ise çözünmüş organik madde konsantrasyonunun önemli derecede azalmasıyla beraber organik madde bileşimini ifade eden $BOI:KOI$ oranı 0,10 değerinin altında ifade edilir. Amonyak salınımı ise artış göstermeye devam eder. Bu nedenle katı atık depolama sahasında oluşan sızıntı suyundaki uzun vadeli bir kirletici etkidir (Kjeldsen ve diğ. 2002).

Teng ve diğ. (2021) yılında yaptığı çalışmada, sızıntı suyunun arıtılma teknolojilerinin belirlenmesi için KOI , BOI/KOI , çözünmüş organik madde ve

depolama sahasının yaşı gibi özelliklerin gerekli olduğu görülmüştür. Sızıntı suyunun karakterizasyonunu belirlemede gelişen teknolojilere bakarak; gelecek için yerinde ölçümlerin geliştirilmesi, depolama sahası sızıntı suyu için bir spektral veri tabanının oluşturulması ve veri işleme için kemometriklerin geliştirilmesi konuları önerilmektedir (Teng ve diğ. 2021).

Gök (2019) yılında yaptığı çalışmada, Niğde Depolama Sahası için metan emisyon tahmininde birinci dereceden modelleri kullanarak model girdileri için Conestoga-Rovers ve Associates (CRA), Hükümetler arası İklim Değişikliği Paneli (IPCC) ve Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı (EPA) tarafından belirtilen veriler kullanılmıştır. Çalışmaya göre, tahmini olarak LFG üretim potansiyelinin 126-600 m³/ton arasında olduğu görülmüştür. Üretilen metan sonucu oluşan elektrik miktarı 2042 yılı için 6,9 milyon kWh olarak bulunmuştur (Gök 2019).

Çakır ve Günerhan (2012) yılında İzmir Harmandalı bölgesinde bulunan katı atık düzenli depolama sahası içi metan gazı potansiyelinin belirlenmesi üzerine bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapsamında literatür esaslı yaklaşık tahmin, LandGEM v 3.02 ve Multi-Phase modeli kullanılarak üretilen metan gazı tahmini yapılmıştır. Ayrıca LandGEM v 3.02 ve Multi-Phase Modeli'ne ait sonuçlar kullanılarak elektrik üretimi de hesaplanmıştır. Sonuçlar karşılaştırıldığında en yüksek değeri LandGEM, en düşük değeri Multi-Phase'in verdiği görülmektedir. Yatırım çalışması yapılması durumunda Multi-Phase, organik bazlı atıkları baz aldığı ve en düşük değeri verdiği için dikkate alınmalıdır (Çakır ve Günerhan 2012).

Imbiriba ve diğ. (2020) yılında yaptığı çalışmada 2015 yılına kadar aktif olarak devam eden Brezilya'da, Belem Metropolitan Bölgesi'nde bulunan kentsel katı atıklarının tamamının depolandığı Aura sahasında 2020 yılında metan gazı üretimini incelemiştir. Çalışma kapsamında bahsi geçen sahaya 2007 yılında CDM/UNFCCC projesi içerisinde yanmış metan gazlarının hacim değerlerini takip edebilmek amacıyla kurulan çöp gazı yakma sistemine ait verilerden, gravimetrik atık bileşiminden ve kişi başı yerel atık üretimi çalışmalarından faydalanarak IPCC birinci dereceden çok fazlı denklem yardımıyla saha modellemesi yapılmıştır. Yapılan çalışmanın sonuçları incelendiği zaman, oluşabilecek CH₄ üretim potansiyelinin, gözlemlene ve model verilerinin karşılıklı eşleştiği fakat bozunma oranının %39 IPCC modelinin değerinden yüksek olduğu görülmüştür. Bozunmanın yüksek yüzdeli olması daha hızlı metan

oluşumunun gerçekleştiğini göstermektedir. Modelleme çalışması sonucunda Aura Depolama Sahası aktif süreci boyunca 444 – 550 Gg arasında olabileceği, tam olarak rakam vermek gerekirse 497 Gg olarak kabul edilebileceği anlaşılmıştır (Imbiriba ve diğ. 2020).

Krause ve diğ. (2016) yılında düzenli katı atık depolama sahalarında tehlikeli olmayan karışık atık çeşitlerine sahip oldukları için çok aşamalı modeller geliştirilmiştir. Bu çalışmada ise tek fazlı birinci dereceden bozunma modelini, metan üretim parametrelerinin ağırlıklı ortalamaları ile çok fazlı modellerden elde edilen tonajlarını kullanarak metan oluşum potansiyelinin tahmininin verimi iki çalışma karşılaştırılarak değerlendirilmiştir. Birinci çalışma kapsamında, Danimarka bölgesinde bulunan biyolojik olarak parçalanabilirliği düşük olan dört adet depolama sahasına ait atık bileşimi değerleri Afvalzorg Çok Fazlı Modeli, metan üretimi tahmini ise tek fazlı IPCC atık modeli ve LandGEM karşılaştırılarak yapılmıştır. İkinci çalışma kapsamında ise atık bileşenleri IPCC'nin verdiği atık bileşimi dikkate alınarak Çok Fazlı IPCC üzerinden modellenerek tek fazlı LandGEM ve Avustralya'nın Katı Atık Hesaplayıcısı (SWC) ile karşılaştırılmıştır. Çalışma kapsamında iki durum karşılaştırıldığında çok fazlı modellerde varsayılan bölgesel değerler yerine ağırlıklı ortalamaların kullanılmasının doğru bir şekilde ölçüleceğinin görülmesi üzerine modellerin LFG üretimini yüksek doğrulukta ölçebilmesi için faz artışından daha çok girdi parametrelerinin belirsizliklerinin azaltılmasının faydalı olacağı görülmüştür (Krause ve diğ. 2016).

Gollapalli ve Kota (2018) yılında 2015 Eylül ayı ve 2016 Ağustos ayı arasında Hindistan'ın kuzeydoğu bölgesinde bulunan bir katı atık depolama sahasında bir akış odası kurularak CH₄ ve CO₂ emisyon tahmini üzerine çalışma yapılmıştır. Çalışma kapsamında ölçülen ortalama emisyon değerlerine bakıldığında, CH₄ için 68 mg/dak/m² iken CO₂ için 92 mg/dk/m² olarak ölçüldüğü görülmektedir. Ölçüm yapılan süre içerisinde yaz aylarında en yüksek değerler okunurken, kış aylarında en düşük değerler elde edilmiştir. Kaydedilen CH₄ değerleri yapılan benzer çalışmalar ile örtüşmektedir. Bu araştırmada metan emisyon tahmini için IPCC modeli, Modifiye Üçgen Yöntem (MTM) ve USEPA depolama gazı emisyon modeli (LandGEM) olmak üzere üç adet yöntem kullanılmıştır. Doğrudan ölçme ile model verilerini karşılaştırıldığında, LandGEM Envanteri, LandGEM CAA, IPCC ve MTM değerleri

CH₄ emisyon ölçüm değerlerinin sırasıyla 1,6 - 3,3 – 1,6 – 1,9 katı olduğu görülmüştür (Gollapalli ve Kota 2018).

Sil ve diğ. (2014) yılında yaptığı çalışmada, katı atık depolama sahasında, depo gazı emisyonu kaynaklı oluşan CH₄ emisyonu tahmini için kullanılan LandGEM modeli, laboratuvar ölçekli boyutta biyokimyasal metan potansiyeli analizi yapılarak doğrulama yapılmıştır. Araştırma sonucunda LandGEM modelinin CH₄ emisyonlarını fazla tahmin ettiği, bunun sebebi olarak CH₄ emisyonunun ayrışma seviyesine bağlı olmasından kaynaklandığı anlaşılmıştır. Elde edilen sonuçlara dayanarak ayrışma seviyesinin olmadığı veya ihmal edilebilir olduğu durumlar için LandGEM modelinin kullanılabilmesi için düzeltme faktörleri geliştirilmiştir. Belirlenen düzeltme faktörleri sırasıyla karışık ayrılmamış belediye katı atıkları, bitkisel atıklar ve gıda atıkları için 0,13 – 0,74 – 0,94 olarak bulunmuştur (Sil ve diğ. 2014).

Sil ve diğ. (2014) yılında yaptığı çalışmada, ABD şartlarına göre geliştirilen LandGEM modeli Hindistan koşullarına uygun olacak şekilde düzenlenmiştir. Emisyon tahmini için kullanılan model denklemi değiştirilmiştir. Modelleme üzerinde yapılan değişiklikler sonucunda daha güvenilir veriler elde edilebilmesi için Hindistan üzerinde farklı sahalarda çalışma yapılması gerekmektedir. Çalışma kapsamında metan üretim sabiti (k) değerleri sırasıyla kompostlanabilir, orta ve yavaş çürüyen atıklar için 0,221 – 0,007 ve 0,007 olarak elde edilmiştir. Özellikle Temiz Kalkınma Mekanizması için finansman modellemesi kapsamında yapılan metan potansiyelinin tahmin edilmesinde bu model kullanılmaktadır. Bahsi geçen mekanizmanın Hindistan üzerinde uygulanabilmesi için bu şekilde formüle edilmesi gerekiyordu. Çalışma sonucunda yapılacak model Hindistan'ın farklı depolama alanlarındaki depolama gazı ve metan emisyonlarının tahmin edilmesinde kullanılacaktır (Sil ve diğ. 2014).

Anh ve diğ. (2021) yılında yapılan çalışmada, Hindistan'ın Delhi bölgesinde bulunan Bhalswa, Ghazipur ve Okhla çöp sahaları üzerinde sera gazı emisyon potansiyeli tahmini yapılması amacıyla LandGEM v3.02 modelleme programı ile çalışma yapılmıştır. Aynı amaçla Yerde Kapalı Oda (ICM) Yöntemi, Modifiye Üçgen Yöntem (MTM) ve Birinci Dereceden Bozunma (FOD) gibi farklı metodolojiler kullanan araştırmacıların elde ettiği sonuçlarla karşılaştırma yapılmıştır. Makale kapsamında kullanılan LandGEM, ICM ile yakın sonuçlar verirken, FOD ile daha iyi uyum sağlamıştır. Üç saha içinde CDM ve sübvansiyon olmaksızın dinamik

maliyet analizi yapıldığında sırasıyla Bhalswa, Ghazipur ve Okhla için 2 - 3 ve 1,5 MW'lık tesis kurulumunun uygulanabilirliği konusunda potansiyellerinin olduğunu göstermiştir. Yapılan bu çalışma ile düzenli katı atık depolama sahalarının sera gazı (GHG) emisyon potansiyeli tahmini için LandGEM v 3.02 modelinin diğerlerine göre nispeten daha iyi olduğu ve 2,5 milyon metrik ton (MMT) değerinden daha fazla kapasiteye sahip sahalarda enerji geri kazanım potansiyelinin değerlendirilmesi için kullanılabilir olduğu anlaşılmıştır (Anh ve diğ. 2021).

Mehrdad ve diğ. (2021) yılında yaptığı çalışmada, metan emisyonunun modellenmesi, metan üretimine yol açan farklı fiziksel ve kimyasal reaksiyonlar ve katı atık özelliklerinin heterojenlik göstermesi gibi belirsizlikleri arttıran etkenler nedeniyle zor bir işlemdir. Araştırma kapsamında modelleme için metan oluşumunun izlenmesi ve makine öğrenimi yöntemi kullanılmıştır. Uygulama için toplamda 9.327 ton belediye katı atığı depolama kapasitesine sahip 2 adet pilot depolama sahası inşa edilmiştir. Üç yıl süresince pilot sahalarda sıcaklık, metan ve sızıntı suyu üretimi ölçüldü. Depolama sahasında oluşan sızıntı sularının devridaim ile değerlendirilerek metan üretimine etkisi incelenmiştir. Karşılaştırma yapıldığında sızıntı suyu devridaim yapılmadığı sahada metan emisyonunun %35 oranında daha az olduğu görülmüştür. Çalışma kapsamında ilk defa uyarlanabilir nöro-bulanık çıkarım sistemi, yapay sinir ağları ve destek vektör makinesi olmak üzere üç makine öğrenme modeli bir arada metan oluşumu tahmininde kullanıldı. Kullanılan yöntemlerin verileri değerlendirildiği zaman destek vektör makinesi modeli diğer iki modelden üstün olduğu anlaşılmıştır. Sırasıyla sızıntı suyu devridaimi olan ve olmayan durumlar için %90 ve %82 oranında metan emisyonundaki değişimi yakalayabildi. Genel duruma bakıldığında makine öğrenimi modelleri metan emisyon tahmininde önemli bir potansiyele sahip olduklarını göstermişlerdir (Mehrdad ve diğ. 2021).

Wang ve diğ. (2013) yılında yaptığı çalışmada, ABD'de bulunan 11 katı atık depolama sahası gözlemlenmiş, sahaya özel kurulum ve metan toplama verileri kullanılarak geliştirilen gaz toplama verimliliği tahminleri yeniden formüle edilerek LandGEM modeline ait denkleme dahil edilmiştir. Gözlemlene yoluyla elde edilen veriler ile LandGEM tahmini değerleri arasındaki minimum karesel hataların (SSE) belirlenebilmesi için metan üretim sabiti (k) değerini optimize etmek adına resmi arama teknikleri kullanıldı. Metan üretim sabiti için varsayılan AP₄₂ değeri olan 0,04

yıl⁻¹, optimize edilen k değerinden daha dūřuk olduğu görülmüştür. Çalışma yapılan sahalar için bozunmanın ağırlıklı ortalaması 0,09-0,12 yıl⁻¹ olarak bulunmuştur. Sonuçlara bakacak olursak varsayılan k değerinin d şuk olduğu, bu nedenle gaz toplama verimi daha az olabilecek atıkların depolanmasını izleyen ilk yıllarda metan üretiminin aslında daha yüksek olduğunu göstermektedir (Wang ve dię. 2013).



5. MATERYAL VE YÖNTEM

5.1 Proje Sahası

Başlangıç aşamasındaki katı atık depolama sahalarında sızıntı suyu ve metan gazı potansiyelinin belirlenmesi, çevre ve insan sağlığı açısından son derece önemlidir. Bu tür sahalarda, çöplerin ayrışması sırasında organik maddelerin ayrışması sonucu metan gazı oluşur ve bu gaz, atmosfere salındığında sera etkisi oluşturarak iklim değişikliğine neden olabilir. Ayrıca, depolama sahası içerisinde biriken yağış suları, atıkların içerisinde geçerek sızıntı suyu oluşturabilir. Bu sızıntı suları, toprak ve yer altı su kaynaklarını kirletme potansiyeline sahiptir ve çevreye olumsuz etki yapabilir. Bu nedenle, başlangıç aşamasındaki katı atık depolama sahalarında sızıntı suyu ve metan gazı potansiyelinin belirlenmesi, sahanın sürdürülebilir bir şekilde yönetilmesi ve çevreye olan etkilerinin minimize edilmesi için hayati öneme sahiptir. Bu bölümde, sızıntı suyu ve gaz potansiyeli ile ilgili olarak gerçekleştirilen çalışmaların odak noktası Tavas Katı Atık Düzenli Depolama Sahası (Fotoğraf 5.1) olmuştur ve bu alanda yürütülen çalışmaların sonuçları sunulmaktadır.



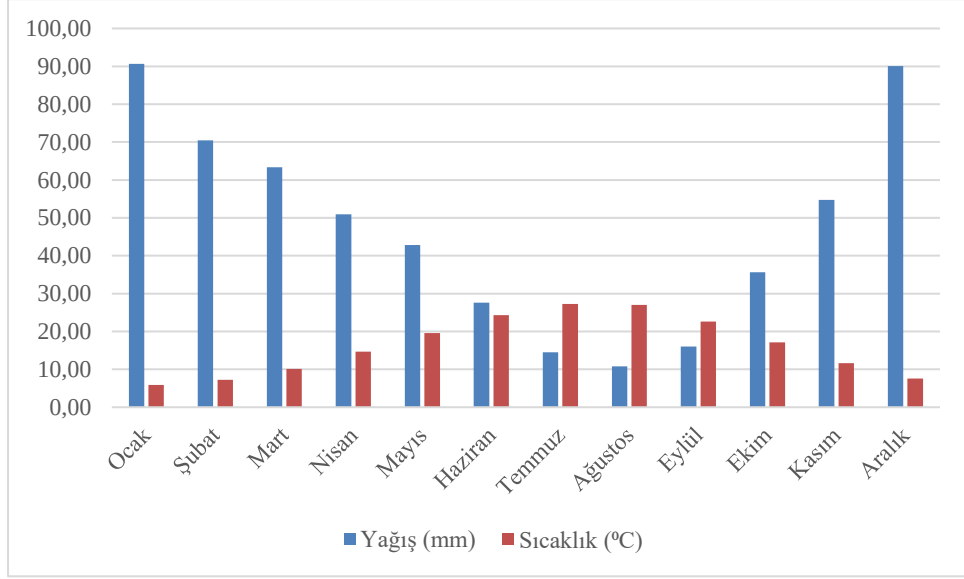
Fotoğraf 5.1: Tavas katı atık depolama sahası

Tavas Katı Atık Depolama Sahası Denizli Büyükşehir Belediyesi'nin proje sahipliğinde 2017 yılında inşaatına başlanıp 2018 yılında tamamlanmıştır. Atık kabulüne 2018 yılının Eylül ayında başlangıçta 50-60 ton/gün aralığında bir kapasitede evsel atık kabul edilmiştir. Denizli ilinin Acıpayam ilçesinde 2019 yılında tamamlanan katı atık transfer istasyonu ile beraber atık kabulü ortalama 100-130 ton/güne ulaşmış ve devam etmiştir. Atıkların depolanacağı lotların toplam net kapasitesi 650.453 m³, kabul edilen günlük 100-130 ton aralığındaki atığın mekanik ayrıştırma ile beraber depolama sahasına aktarılarak sıkıştırma işlemi yapılacak atığın günlük toplam miktarı 80 ton iken sıkıştırma işlemi sonrası birim hacim ağırlığı 0,8 ton/m³ olarak belirtilmiştir. Tesis haftada 7 gün atık alımı yapmaktadır. Tesisin faaliyet ömrü 20 yıl olarak planlanmıştır.

Tesis kapsamında 2019-2021 yılları arasında sahaya kabulü yapılan atıklara ait karakterizasyon verileri Tablo 5.1'de verilmiştir. Ayrıca emisyon tahmini çalışmalarında gerekli olan meteorolojik veriler için MGM'nin Denizli bölgesi ile ilgili istatistikler Şekil 5.1'de verilmiştir.

Tablo 5.1: 2018-2021 yılları Tavas Katı Atık Depolama Sahası atık karakterizasyonu

Atık Türleri	2019 Yılı Atık Bileşimi Dağılımı (%)	2020 Yılı Atık Bileşimi Dağılımı (%)	2021 Yılı Atık Bileşimi Dağılımı (%)	2019-2021 Ortalama Atık Bileşimi Dağılımı (%)
Mutfak atıkları	42,4	45,8	42,6	43,6
Park ve bahçe atıkları	3,2	2,9	3,3	3,1
Kâğıt	6,2	4,8	6,2	5,7
Karton	1,2	1,1	1,3	1,2
Hacimli karton	1,5	1,3	1,5	1,4
Plastik	6,0	5,3	5,9	5,8
Cam	2,9	2,6	2,9	2,8
Metal	1,2	1,4	1,2	1,3
Hacimli metal	0,0	0,0	0,0	0,0
Elektronik Atık	0,9	0,9	0,9	0,9
Tehlikeli atık	1,1	0,9	1,2	1,0
Diğer yanabilenler	14,0	13,4	13,5	13,7
Diğer yanabilir hacimli atıklar	0,6	0,7	0,7	0,7
Diğer yanmayan hacimli atıklar	1,1	1,0	1,1	1,1
Diğerleri	2,5	2,5	2,5	2,5
Kül (toz, kum, taş, vb. dahil)	15,2	15,3	15,4	15,3



Şekil 5.1: Denizli ili ortalama sıcaklık ve yağış verileri 1957-2022 yılları

Tez çalışmasında sabit bir atık kabul değeri yerine nüfus değişimi, büyümeden kaynaklı atık tüketimi değişkenliklerini hesaba katabilmek adına nüfus ve atık miktarları 30 yıllık faaliyet ömrü üzerinden hesaplanarak metan emisyonu tahmin modellemelerin belirtilen kapasiteye ulaştığı yıl baz alınarak değerlendirme yapılacaktır.

5.2 Sızıntı Suyu Analiz Yöntemleri

Tavas Katı Atık Depolama Sahası'na ait sızıntı suyu karakterizasyonunun belirlenmesi amacıyla yapılan pH, KOİ, BOİ, AKM, TN ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ parametrelerinin analizleri aşağıda verilen yöntemlerle yapılmıştır. Ayrıca saha kapsamında sızıntı suyu karakterizasyonu belirleme çalışması yapılmıştır. Bu kapsamda numune alımlarına ait görseller Fotoğraf 5.2'de verilmiştir.



Fotoğraf 5.2: Depolama sahası sızıntı suyu havuzundan numune alımı

5.2.1 Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) Analizi

Toplam KOİ, kapalı reflüks yöntemi kullanılarak kolorimetrik olarak tespit edilmiştir (APHA AWWA, 1992). Deney sırasında 2,5 mL numuneye, 1,5 mL $K_2Cr_2O_7$ ve 3,5 mL H_2SO_4 ilave edilmesinin ardından deney tüplerinin ağzı sıkıca kapatılmıştır. Hafif karıştırma işleminin ardından, önceden 148°C'ye ısıtılmış termoreaktöre (WTW CR 2200) konulan deney tüpleri 2 saat boyunca kaynatılmıştır. Reaksiyon süresi tamamlanan deney tüpleri soğuduktan sonra 605 nm'ye ayarlı spektrofotometrede (WTW photoLab S12) absorbans ölçümleri yapılmıştır. Elde edilen absorbans değerleri Microsoft Excel'de formüle edilmiş programa girilerek sonuç mg KOİ/L cinsinden elde edilmiştir. Ölçümler 1 aylık aralıklarla yapılmıştır. $K_2Cr_2O_7$ ve H_2SO_4 çözeltilerinin hazırlanışı aşağıdaki gibidir:

$K_2Cr_2O_7$ çözeltisi: Belirli miktar $K_2Cr_2O_7$ 103°C'deki etüvde 2 saat boyunca kurutulmuştur. Ardından 15-20 dakika desikatörde soğutulmuştur. 10,216 g $K_2Cr_2O_7$ 500 mL saf suda çözülmüştür. 33,3 g $HgSO_4$, 167 mL H_2SO_4 içinde çözülmüştür ve oda sıcaklığında soğutulmuştur. Ayrı ayrı hazırlanan iki çözelti birbiriyle karıştırılarak hacim 1.000 mL'ye tamamlanmıştır.

H_2SO_4 çözeltisi: 9,588 g Ag_2SO_4 (%0,55'lik Ag_2SO_4) 1 L derişik H_2SO_4 içinde 1-2 gün boyunca çözülmüştür.

5.2.2 Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ) Analizi

Toplam BOİ, SM 5210 B yöntemi kullanılarak 5 günlük değer olarak analiz edilmiştir. Numune, Tavas Katı Atık Depolama Sahası'ndan alınmasından itibaren 2 saat içerisinde laboratuvara ulaşır ve ardından buzdolabında 20°C oluncaya kadar bekletilmiştir. Uygun sıcaklığa ulaştıktan sonra BOİ şişeleri kullanım kılavuzunda belirtilen ölçüm aralıklarına göre 2 adet numune ve 1 adet şahit olmak üzere hazırlanmıştır. Şişeler oksitop ile sıkıca kapatıldıktan sonra ölçüm için kapak aktif edilmiştir. Ardından 20±1°C sıcaklıkta 5 gün boyunca inkübe edilmiştir. Beşinci günün sonunda oksitop vasıtasıyla okunan değer kılavuzda belirtilen faktör değeriyle çarpılarak mg BOİ/L olarak sonuç elde edilmiştir.

5.2.3 Askıda Katı Madde (AKM) Analizi

AKM analizi, Standart Metotlar 1989 S.2-75, GEMS S.22'e göre yapılmıştır. Öncelikle, ölçümde kullanılacak filtre kağıdı 1 saat 103-105°C'de bekletildikten sonra yarım saat boyunca desikatörde soğutulup tartıma alınmıştır. Öncesinde hazırlanan filtrasyon düzeneğine yerleştirilmiş, ilk olarak saf su, ardından 50 mL numune ile vakumdan geçirildikten sonra süzölmüştür. Süzme işlemi bittikten sonra huninin cidarları saf su ile iyice yıkanmış ve 1-2 kez daha vakuma devam edilmiştir. Filtre kağıdı pens yardımıyla dikkatlice alüminyum veya paslanmaz çelikten bir tabla üzerine yerleştirilmiş ve 103-105°C'de etüvde 1 saat kurutulmuştur. Bir saatin ardından etüvden alınarak yarım saat desikatörde tutulduktan sonra tartıma alınmıştır. AKM değeri (5.1) eşitliği dikkate alınarak mg AKM/L olarak yapılmıştır.

$$AKM (mg/L) = (A-B) \cdot 1.000/V \quad (5.1)$$

A= Filtre kağıdı + kuru kalıntının tartımı (mg)

B= Filtre kağıdının tartımı (mg)

V= Numune hacmi (mL)

5.2.4 pH

Biyoreaktörlerden alınan sızıntı su numunelerinin pH değeri HANNA HI 221 model pH metre kullanılarak ölçülmüştür. pH analizi bir aylık periyotla tespit edilmiştir.

5.2.5 Toplam Azot (TN) Ve Amonyum Azotu (NH₄⁺-N) Analizi

Toplam Azot Tayini, 4500 N_{org} B. Makro Kjeldahl Yöntemine göre yapılmıştır. Deney için öncelikle istenilen sıcaklığa ulaşması amacıyla açılmış ve kjeldahl ısıtıcısı 80 dk, 420°C olarak ayarlanmıştır. Numunelerin konulacağı flaskların her birine 1 adet kjeldahl tablet ve 6 adet kaynama taşı koyulduktan sonra gerekli seyreltme yapılarak 150 mL numune eklenmiştir. Cihaz, istenilen dereceye ulaştıktan sonra her bir numune üzerine 10 mL H₂SO₄ eklenerek flasklar ısıtıcıya yerleştirilmiştir. Distilasyon işleminde kullanılmak üzere erlenlere 25 mL borik asit ilave edilmiştir. Isıtma işlemi bitince numuneler soğutulmuş, numunelere sırayla 100 mL distile su eklendikten sonra 4 dakika sürecek distilasyon işleminden hemen önce 50 mL NaOH eklenmiştir. Distilasyon işleminden sonra erlenlerde biriken numune 0,02 N H₂SO₄ çözeltiyle titrasyona alınarak renk değişimi gözlenene kadar 0,02 N H₂SO₄ çözeltisinin tüketimi belirlenmiştir. Belirlenen sarfiyat kullanılarak (5.2) eşitliği yardımıyla Toplam Azot (TN) bulunmuştur.

$$TN \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(numune\ sarfiyatı - şahit\ sarfiyatı) * 280 * seyreltme\ oranı}{150\ ml} \quad (5.2)$$

Amonyum Azotu Tayini, 4500 N_{org} B. Makro Kjeldahl Yöntemi'ne göre yapılmıştır. Seyreltilmiş numune 150 mL flasklara eklenerek başlanmıştır. Numune üzerine 25 mL borat tamponu eklenip pH kontrolü yapılmıştır. pH'ın 9,5 değerinin altında olduğu durumlarda 6 N NaOH çözeltisi eklenmiş, aksi durumda hiçbir çözelti eklenmemiştir. Ardından, 25 mL borik asit ilave edilen erlenler ve flasklar distilasyon işlemine alınmıştır. Distilasyon sonrasında 0,02 N H₂SO₄ çözeltisiyle titrasyon yapılarak 0,02 N H₂SO₄ çözeltisinin tüketim miktarı kaydedilmiştir. Amonyum azotu tayini, toplam azot tayini için kullanılan formül yardımıyla belirlenmiştir.

Kullanılan çözeltiler;

- a) 6 N NaOH çözeltisi: 240 gr NaOH çözeltisi tartılmış ve balon jodede distile suyla 1 L'ye kadar seyreltilmiştir.
- b) Borat tampon çözeltisi: 88 mL 0,1 N NaOH çözeltisine 500 mL yaklaşık 0,025 M sodyum tetraborat ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$) çözeltisi eklenmiş ve 1 L'ye kadar seyreltilmiştir.
- c) Parçalama çözeltisi: 134 g K_2SO_4 ve 7,3 g CuSO_4 yaklaşık 800 mL suda çözülmüş ve 134 mL H_2SO_4 eklenmiştir. Oda sıcaklığına kadar soğutulduktan sonra distile su ile 1 L'ye tamamlanarak seyreltilmiş ve iyice karıştırılmıştır. Kristalleşmeyi önlemek amacıyla 20°C sıcaklıkta saklanmıştır.
- d) Sodyum hidroksit-sodyum tiyosülfat çözeltisi: 500 g NaOH ve 25 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ suda çözülmüş ve 1 L'ye seyreltilmiştir.
- e) İndikatör borik asit çözeltisi: 20 g H_3BO_3 suda eritilip, 10 mL karışık indikatör çözeltisi eklenmiş ve 1 L'ye seyreltilmiştir. Çözeltinin ayda bir yenilenmesi gerekmektedir.
- f) Karışık indikatör çözeltisi: 200 mg metil kırmızısı indikatörü 100 mL %95 etil veya izopropil alkolde çözülmüştür. 100 mg metilen mavisi 50 mL %95 etil veya izopropil alkolde çözülmüş ve çözeltiler birleştirilmiştir. Çözeltinin ayda bir yenilenmesi gerekmektedir.
- g) 0,02 N H_2SO_4 çözeltisi: 1 N H_2SO_4 çözeltisinin önce 5, ardından 10 kat seyreltilmesi sonucunda elde edilmiştir.

5.3 LandGEM v3.02 METAN EMİSYON TAHMİNİ

LandGEM katı atık düzenli depolama sahalarında deponi gazı potansiyelinin hesaplanması için kullanıldı. LandGEM v 3.02 (Deponi Gazı Emisyonları Modeli, versiyon 3.02) yardımıyla hesaplama yapılırken toplanan veriler;

- * Depolanan yıllık atık miktarı veya deponi alanında bulunan toplam atık miktarı,
- * Metan oluşum hızı (k),
- * Metan üretim potansiyeli (L_0),
- * Deponi sahasının açılış ve kapanış yılları veya deponi sahasının kullanım yılı,

*Evsel katı atıklarla birlikte tehlikeli atıkların da deponi sahasında depolanıp depolanmadığı vb. şeklindedir.

Bu modelde kullanılan denklemin matematiksel ifadesi aşağıda verilmiştir.

$$Q_{LFG} = 2 \times \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k L_0 \left(\frac{M}{10} \right) e^{-kt_{i,j}} \quad (5.3)$$

Denklemden bulunan parametreler;

Q_{LFG} : Yıllık depone gazı miktarı ($Nm^3/yıl$)

L_0 : Metan üretim potansiyeli (Nm^3CH_4/ ton atık)

M_i : i. yıldaki depolanan atık miktarı (ton)

k: Gaz üretim hızı sabiti ($yıl^{-1}$)

n: Hesap edilen yıl

I: 1 yıllık zaman artışı

j: 0,1 yıllık zaman artışı

Model içerisinde yıllık deponi gazı miktarı ($Nm^3/yıl$) bulunan değişkenlere ait kabullerin belirlenmesi gerekir. Deponi gazı içerisindeki metan gazı oranı, metan üretim potansiyeli (L_0) ve metan üretim hızı (k) belirlenmesi gereken parametrelerdir. Metan gazı yüzdesi, sahada yapılan ölçümler sonucunda belirlenen metan gazı yüzdesinin ortalama değeri kullanıldı. Metan üretim hızında (k) ise CRA tarafından yayınlanan bir yaklaşım ile depolama sahasına en yakın meteoroloji istasyonundan alınan ortalama yıllık yağış verileri kullanılmalıdır. Metan üretim potansiyeli (L_0) ise atık türüne göre değişerek literatürden alınabilmekle beraber sahaya ait hesaplama da yapılabilir (Çakır 2012).

Metan üretim potansiyelinin hesaplanabilmesi adına kütle dengesi metodu yaklaşımıyla atığın bozunabilir organik karbon (DOC) içeriğinin tahmin edilmesi için IPCC basit bir model oluşturmuştur. Bu modelde en önemli parametre depolama sahasına alınan atıkların bozunabilir organik madde (DOC_m) miktarıdır. Bu çalışmada kullanılacak denklemler aşağıda verilmiş olup çalışmanın bağlamını tam anlamıyla

yansıtılabilmek adına IPCC denklemleri üzerinde değişiklikler yapılmış ve denklem 5.4'te verilmiştir (Machado ve diğ. 2009).

$$DDOC_m = DOC * DOC_f * MCF \quad (5.4)$$

$DDOC_m$: Atığın ayrıştırılabilir bozunabilir organik karbon miktarı (burada kütle kesiri olarak verilmiştir, kuru bazda)

DOC: Atığın bozunabilir organik karbon oranı

DOC_f : Atığın bozunabilir organik karbonunun anaerobik koşullar altında bozunan kısmı

MCF: Atığın bozunabilir organik karbonunun aerobik koşullar altında bozunan kısmı

Denklem 5.5'te her bir atık türü ve atık bileşimi (kuru bazda) atığın bozunabilir karbon oranı (DOC) değerini Tablo 5.2'de sunulan veriler dikkate alınarak seçilebilir. Sahaya ait MFC değerlerini, IPCC tarafından düzenli depolama tipine göre sunulan ve Tablo 5.3'te paylaşılan verilerden seçilebilir (Machado ve diğ. 2009).

$$DDOC_m = MCF * \sum_{i=1}^n DOC_i * FR_i * DOC_{f_i} \quad (5.5)$$

FR: Atık bileşimindeki her bir bileşenin fraksiyonudur (kuru bazda)

Tablo 5.2: BKA bileşenlerinin varsayılan kuru madde ve DOC içeriği

	Yaş ağırlığın %'si olarak kuru madde içeriği	Islak atıkta % olarak DOC içeriği		Kuru atığın %'si cinsinden DOC içeriği	
	Varsayılan	Varsayılan	Değer Aralığı	Varsayılan	Değer Aralığı
Kağıt/Karton	90	40	36-45	44	42-50
Tekstil	80	24	20-40	30	24-50
Gıda Atığı	40	15	8-20	38	20-50
Odun	85	43	39-46	50	46-54
Park ve Bahçe atıkları	40	20	18-22	49	45-55
Plastikler	100	-	-	-	-
Metal	100	-	-	-	-

Tablo 5.3: Belediye katı atık sahalarının sınıflandırması ve metan düzeltme faktörleri (MCF)

Saha Tipi	Metan Düzeltme Faktörü (MCF) Varsayılan Değerler
Yönetilen - anaerobik	1
Yönetilen - yarı aerobik	0,5
Yönetilmeyen - derin (>5 m atık) ve/veya yüksek su tablası	0,8
Yönetilmeyen - sığ (<5 m atık)	0,4
Kategorize edilmemiş SWDS 5	0,6

Denklem 5.4'te belirtilen DOC_f değerinin sahaya özgü olarak hesaplanması için Tabasaran ve Rettenberg modelinden uyarlanmış eşitsizlik, Denklem 5.6'da verilmiştir (Gök 2019).

$$DOC_f = 0,014 * T * 0,28 \quad (5.6)$$

T : Sahaya ait sıcaklık değeri ($^{\circ}C$)

Metan üretim potansiyeli (L_0) değeri IPCC tarafından yayınlanan modelinde belirtilen ve aşağıda denklem 5.7'de verilen eşitsizlik kullanılarak hesaplanabilir (Machado ve diğ. 2009).

$$L_0 = \frac{DDOC_m F_{CH_4} \frac{16}{12}}{\rho_{CH_4}(1+w)} \quad (5.7)$$

F_{CH_4} : Deponi gazındaki hacimce CH_4 konsantrasyonu (%)

ρ_{CH_4} : Metan gazının yoğunluğu ($0,717 \text{ kg/m}^3$)

$\frac{16}{12}$: CH_4 ve C'nin moleküler ağırlık oranı

w : Kuru bazda atıksu içeriği

Metan oluşum hızı (k), değeri sıcaklık, nem içeriği ve atık bileşimindeki gıda kaynaklı kısmın fraksiyonu önemlidir. IPCC tarafından 2006 yılında yayınlanan Ulusal Sera Gazı Envanterleri Kılavuzu çalışma depolama sahasının bulunduğu bölgeye ait iklim koşulları, atık bertarafının yöntemi, atık karakterizasyonu, depolama sahası özellikleri ve başka birçok faktörden etkilendiğini belirtir. Bir düzenli depolama sahasında yüksek nem ve gıda atıklarının yüksek oranı gibi atıkların hızlı parçalanmasını arttıran faktörler oluştuğunda atığın yarılanma ömrü yaklaşık olarak 3

yıl ($k=0,2 \text{ y}^{-1}$) iken kuru koşullar ve odun, kağıt gibi yavaş bozunan atık oranı yüksek olduğunda yarılanma ömrü yaklaşık 35 yıl ($k=0,02 \text{ y}^{-1}$) olmaktadır. IPCC tarafından yapılan bu çalışma kapsamında metan oluşum hızı ile ilgili paylaşılan veriler Tablo 5.4'te verilmiştir.

Tablo 5.4: Tavsiye edilen varsayılan metan üretim oranı (k)

Atık Türü		İklim Bölgesi							
		Kuzey ve Ilıman (MAT $\leq 20^\circ\text{C}$)				Tropikal (MAT $> 20^\circ\text{C}$)			
		Kuru (MAP/PET < 1)		Islak (MAP/PET > 1)		Kuru (MAP $< 1000 \text{ mm}$)		Nemli ve Islak (MAP $\geq 1000 \text{ mm}$)	
		Varsayılan	Değer Aralığı	Varsayılan	Değer Aralığı	Varsayılan	Değer Aralığı	Varsayılan	Değer Aralığı
Yavaş bozunan atıklar	Kağıt/tekstil atıkları	0,04	0,03 - 0,05	0,06	0,05 - 0,07	0,045	0,04 - 0,06	0,07	0,06 - 0,085
	Odun/saman atıkları	0,02	0,01 - 0,03	0,03	0,02 - 0,04	0,025	0,02 - 0,04	0,035	0,03 - 0,05
Orta hızda bozunan atıklar	Diğer (gıda dışı) organik atıklar/ Bahçe ve park atıkları	0,05	0,04 - 0,06	0,01	0,06 - 0,1	0,065	0,05 - 0,08	0,17	0,15 - 0,2
Hızla bozunan atıklar	Gıda atığı/Kanalizasyon çamuru	0,06	0,05 - 0,08	0,185	1,0 - 0,2	0,085	0,07 - 0,1	0,4	0,17 - 0,7
Dökme Atık		0,05	0,04 - 0,06	0,09	0,08 - 0,1	0,065	0,05 - 0,08	0,17	0,15 - 0,2

5.4 NV Afvalzorg Çok Fazlı Model Metan Emisyon Tahmini

Metan emisyonu tahmini için kullanılan modellerden bir diğeri de multi-phase (çoklu-faz) modelidir. Kümülatif atık miktarı ve biyolojik olarak ayrışabilen organik karbon oranlarını esas alarak hesap yapan bir modeldir. Modelin matematiksel ifadesi aşağıdaki verilmiştir.

$$\alpha_t = \zeta \sum_{i=1}^3 1,87 A C_{0,i} k_{1,i} e^{-k_{1,i} t} \quad (5.8)$$

Denklem içerisindeki parametreler;

α_t : Deponi gazı oluşum miktarı ($\text{Nm}^3/\text{yıl}$)

ζ : Üretim faktörü

A: Atık miktarı (ton)

$C_{0,I}$: Organik karbon miktarı (kgC/ton atık)

$k_{t,I}$: Model değişkenleri (yavaş, orta ve hızlı parçalanma için ayrı ayrı verilir)

t: Atığın depolanmaya başladığı ilk yıldan başlayarak süreyle (yıl) ifade edilir

Çok fazlı model çalışmasında k değeri hızlı, orta, yavaş parçalanabilir organik atıklar için farklı değerler kullanılmaktadır. Literatürde hızlı parçalanabilen atıklar için $k_{t,i}$: 0,076 - 0,694 yıl⁻¹, orta hızla parçalananan atıklar için $k_{t,i}$: 0,046 - 0,116 yıl⁻¹, yavaş parçalananan atıklar için $k_{t,i}$: 0,013 - 0,076 yıl⁻¹ arasında kabul edilebileceği ifade edilmektedir. Multi-phase modelinde oluşacak deponi gazı miktarı, farklı parçalanma hızlarındaki atık miktarlarının kümülatif toplamıyla elde edilir (Çakır 2012).

Depolama sahasına kabul edilen atıkların içerdiği organik karbonun tamamının dönüştüğü varsayımı ile hareket edilir. Ancak bileşimdeki karbon içeriğinin belli bir kısmı anaerobik olarak parçalanamamaktadır. Bu etkiyi değerlendirmek adına üretim faktörü parametresi kullanılır. Bu faktörün karşılığı bozunabilen karbon yüzdesidir. Üretim faktörünü LandGEM modelinde belirtilen atığın bozunabilir organik karbonunun anaerobik koşullar altında bozunan kısmını belirten DOC_f ile karşılaştırabiliriz (Scharff ve Jacobs 2006).

5.5 Nüfus Projeksiyonu

Tavas Katı Atık Düzenli Depolama Sahası için yapılan çalışmada, diğer çalışmalardan farklı olarak yeni açılan tesis üzerinden değerlendirme yapılacağı için öncelikli olarak atık ve nüfus değerlerinin projeksiyonu yapıldı. Depolama sahasında atıkları depolanan Tavas, Kale, Serinhisar, Acıpayam ve Beyağaç bölgelerinin tesisin açıldığı yıldan itibaren ve gelecek projeksiyonu için bu bölgenin 2010-2020 yılları nüfus değerleri TÜİK'in adrese dayalı nüfus kayıt sistemi veri tabanından temin edilmiştir. Nüfus tahmini için aritmetik artış, iller bankası ve geometrik artış yöntemleri kullanılmıştır. Yöntemler ile ilgili formüller aşağıda verilmiştir.

Geometrik Artış Yöntemi;

$$\ln \frac{N_G}{N_S} = K_g(t_g - t_s) \quad (5.9)$$

$$K_g = \frac{\ln N_s - \ln N_i}{t_s - t_i} \quad (5.10)$$

N_g : Gelecekteki tahmin edilen nüfus

N_s : Referans alınan son yılın nüfus değeri

N_i : Referans alınan ilk yılın nüfus değeri

t_g : Projeksiyonu yapılacak yıl

t_s : Referans alınan son yıl

t_i : Referans alınan ilk yıl

K_g : Geometrik artış sabiti

5.6 Gaz Ölçümü

Gaz ölçümleri 1 adet Kimo MP210 model portatif gaz ölçüm cihazı ile rigol sistemi üzerinden doğrudan deponi gazı debisi ölçümü yapılmıştır.

Tavas katı atık depolama sahasında faaliyet sonucu oluşan metan gazının belirlenmesi için öncelikle gaz ölçüm ekipmanlarıyla belli aralıklarla LFG gazının toplam debisi ve metan gazı yüzdesinin ölçümü yapılmıştır (Fotoğraf 5.3). Yapılan ölçümler yardımıyla metan gazının debisi belirlenmiştir.



Fotoğraf 5.3: Depolama sahası gaz ölçümü

6. SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1 Sızıntı Suyu Kirlilik Konsantrasyonları

Tavas Katı Atık Depolama Sahası'na ait sızıntı suyunun pH, KOİ, BOİ, AKM, TN ve $\text{NH}_4^+\text{-N}$ parametrelerinin analizleri yapılmış ve elden edilen sonuçlar Tablo 6.1'de verilmiştir.

Tablo 6.1: Tavas katı atık düzenli depolama sahası sızıntı suyu parametrelerinin değerler (2021 Ocak – 2021 Aralık)

AY	pH	AKM (mg/L)	BOİ (mg/L)	KOİ (mg/L)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L)	TN (mg/L)
Ocak	8,29	250	2.600	9.926,91	565	815
Şubat	8,23	250	3.450	10.646,78	900	1.050
Mart	8,36	300	3.800	6.984,38	560	875
Nisan	8,27	250	5.400	10.277,38	820	1.035
Mayıs	8,19	250	5.550	11.638,91	850	1.050
Haziran	8,33	250	12.350	18.647,62	820	1.570
Temmuz	8,72	330	14.000	23.189,76	725	1.720
Ağustos	9,11	330	15.200	23.599,63	925	2.040
Eylül	8,38	250	2.133	24.699,69	140	1290
Ekim	8,23	540	1.200	20.550,43	234	1.270
Kasım	8,01	240	1.600	10.789,40	564	3.750
Aralık	8,19	250	2.000	15.413,44	624	3.540

Çalışma kapsamında yapılan deneyler sonucunda elde edilen verilere bakıldığında AKM verilerinin dışında kalan parametrelerin aylık olarak önemli derece değişkenlik gösterdiği anlaşılmaktadır. Sahanın 2018 yılı ağustos ayında atık kabulüne başladığı dikkate alındığında yaklaşık olarak ikinci ve üçüncü yıllarında elde edilen veriler olduğu görülmektedir. Depolama sahasının genç yaşı, gelen atıkların bölge ve mevsimsel olarak farklılık göstermesi sonuçlara sebep gösterilebilir. Ek olarak sahaya kabulü yapılan atıkların büyük bir kısmı biyolojik olarak bozunurluğu düşük olduğu görülmektedir.

Anand ve Palani (2022) yılında yaptığı çalışma ile katı atık depolama sahalarında oluşan sızıntı suyunun KOİ, BOİ₅, pH, TKN ve $\text{NH}_4\text{-N}$ parametrelerin tipik değerleri ve paylaştıkları literatür verileri Tablo 6.2'de verilmiştir. Yapılan bu çalışma ile elde edilen veriler karşılaştırıldığında Tavas Katı Atık Depolama Sahası'na

ait sızıntı suyu kirlilik parametrelerine ait değerlerin daha yüksek olduğu görülmektedir. Buna neden olarak ülkemizde organik madde içeriği yüksek atıkların depolama sahalarına gönderilmesi gösterilebilir.

Tablo 6.2: Aktif depolama sahası sızıntı sularının karakterizasyonu

Çalışma Verileri							Literatür Verileri
Parametreler	Minimum	Maksimum	Ortalama	Standart Sapma	Standart Hata	%95 Güven Aralığı	Konsantrasyon
KOİ (mg/L)	5.000	25.000	14.285,71	5.727,50	1.082,40	2.220,89	16.160
BOİ5 (mg/L)	350,09	2.100	1.035,17	535,94	101,31	207,81	1.092
pH	8,06	8,89	8,47	0,29	0,05	0,11	7
TKN (mg/L)	546	714	636,50	47,51	8,97	18,42	907
NH4-N (mg/L)	395,21	684,21	583,40	96,00	18,15	37,23	1.550

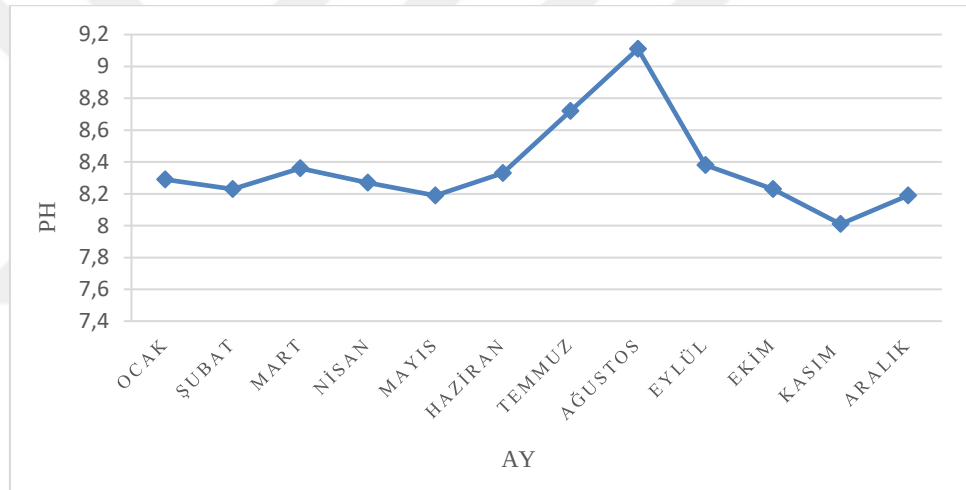
Aziz (2013) tarafından yapılan çalışmada elde edilen veriler bkz. Tablo 1.1’de verilmiştir. Genç sınıfına giren Tavas Katı Atık Depolama Sahası’na ait sızıntı suyu analiz sonuçları ile bu çalışma arasında da tam bir eşleşme olduğu söylenemez. Yukarıda da ifade edildiği üzere sızıntı suyu karakterizasyonunu etkileyen pek çok parametre bulunmaktadır. Bu nedenle her bir depolama sahası sızıntı suyu özellikleri de farklı olabilmektedir.

6.1.1 pH değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan pH analizleri sonucu elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.1’de verilmiştir. Elde edilen veriler dikkate alındığında pH parametresinin 8,01 – 9,11 değerleri aralığında değişkenlik gösterdiği belirlendi. Denizli bölgesinin genel yağış ve sıcaklık rejiminin verildiği Şekil 5.1 incelediğinde yağış verisiyle ters orantılı, sıcaklık verisi ile doğru orantılı hareket ettiği görülen pH parametresi özellikle yağış rejiminin en düşük olduğu temmuz ve ağustos aylarında ortalama pH değerinin çok üzerinde gözlemlendi. Katı atık depolama sahalarında yazın pH değerleri yüksek olabilir çünkü sıcak hava ve yüksek nem seviyeleri nedeniyle organik atıkların çürümesi hızlanır. Bu süreçte oluşan

amonyak ve diğer bileşikler, su ile birleşerek alkali koşullar oluşturabilir ve pH değerlerinin artmasına neden olabilir. Bunun yanı sıra, atık depolama sahalarındaki yağmur suları da pH değerinin artmasına katkıda bulunabilir çünkü atmosferik gazlardan kaynaklanan asitlerin nötralizasyonu sonucunda alkalileşme meydana gelebilir.

Çalışmalar, genç depolama sahalarından sızan suların pH değerlerinin 6.1'den düşük olduğunu göstermektedir (Bohdziewicz ve Kwarciak 2008; Abbas ve diğ. 2009; Aziz 2013). Genç sınıfına giren Tavas Katı Atık Depolama Sahası'na ait pH değerleri ile bu çalışmalar arasında da tam bir eşleşme olduğu söylenemez. Yukarıda belirtilen etkenler dikkate alınarak biyolojik olarak bozunabilir atıkların hızlı ayrışma özelliklerine sahip olduğu öngörülmektedir.



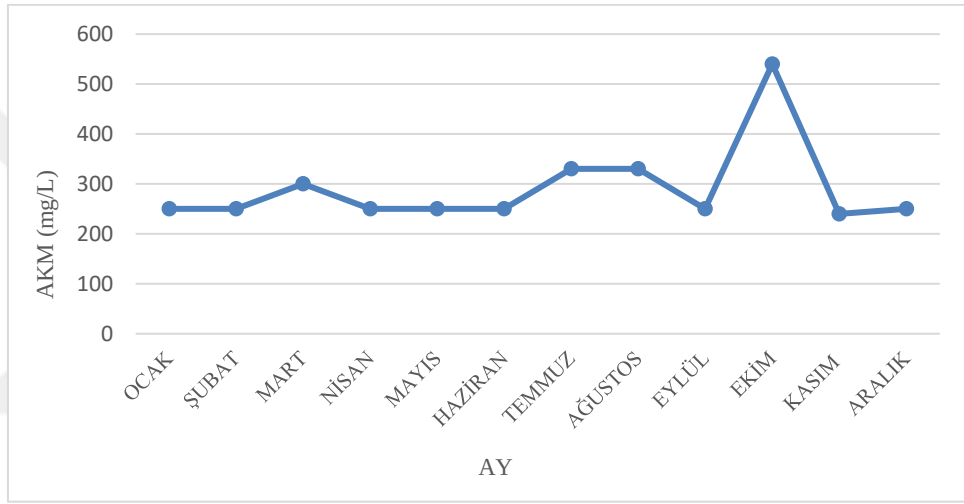
Şekil 6.1: Sızıntı suyu pH ölçüm verileri

6.1.2 AKM değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan AKM analizleri sonucunda elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.2'de verilmiştir. Yapılan ölçümler sonucunda AKM değerinin en düşük 240 mg/L, en yüksek 540 mg/L değerleri gözlemlendi. Grafik gözlemlendiğinde ortalama 268 mg/L değeri gözlemlenirken ekim ayında ölçülen 540 mg/L değeri dikkat çekmektedir. Biyolojik olarak parçalanabilirliği yavaş olan atıklar sızıntı suyundaki AKM değerini yükseltmesi ve 12 aylık ölçüm sürecinde en düşük BOİ/KOİ oranının bu ayda

ölçülmesi atık sahasına kabul edilen atıkların yoğunluğunun biyolojik parçalanabilirliği yavaş olan atıklardan oluştuğunu göstermesi bunun nedeni olarak açıklanabilir.

Genç depolama sahalarında yapılan çalışmalarda AKM değerleri en düşük 950 mg/L, en yüksek 3.930 mg/L arasında ölçülmektedir (Im ve diğ. 2001; Ozturk ve diğ. 2003; Tatsi ve diğ. 2003; Çeçen ve Aktaş 2004; Lopez ve diğ. 2004). Genç sınıfa giren Tavas Katı Atık Depolama Sahası'na ait AKM değerlerinin bu çalışmalara göre düşük kalmasının nedeni olarak organik madde içeriği yüksek atıkların depolama sahalarına gönderilmesi gösterilebilir.

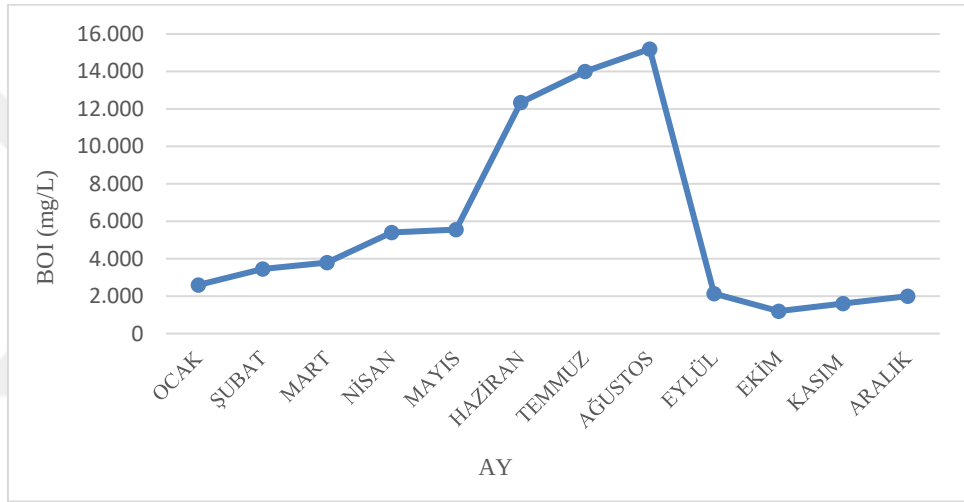


Şekil 6.2: Sızıntı suyu AKM ölçüm verileri

6.1.3 BOİ değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan BOİ analizleri sonucunda elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.3'te verilmiştir. Çalışma kapsamında 2021 yılı boyunca aylık olarak yapılan ölçümlerde 1.200 – 15.200 mg/L değerleri elde edildi. Aylık bazda incelendiğinde evsel atıklar (sebze, meyve vb.), park bahçe atıkları gibi biyolojik olarak bozunabilir atıkların ekim ve kasım aylarında saha kabulünün çok düşük olduğu, yaz aylarında ise bu tip atıkların tüketiminin arttığı görülmektedir. Özellikle bölgenin tarımsal faaliyetler açısından yazın çok aktif olması bu durumu desteklemektedir.

Genç depolama sahalarında yapılan çalışmalarda sızıntı suyu üzerinde yapılan analizlerde BOİ parametresine ait en düşük 2.000 mg/L, en yüksek 30.000 mg/L değerleri görülmüştür (Tchobanoglous ve diğ. 1993; Wang ve Shen, 2000; Im ve diğ. 2001; Lau ve diğ. 2001; Di Palma ve diğ. 2002; Lopez ve diğ. 2004; Ozturk ve diğ. 2003; Tatsi ve diğ. 2003; Çeçen ve Aktaş, 2004). Tez çalışmasında elde edilen veriler ile yukarıda belirtilen çalışmaların büyük oranda eşleştiği, ekim ve kasım ayı BOİ verileri nedeniyle farklılık göstermektedir. Bunun sebebi olarak kış aylarında yaşanan soğuklardan kaynaklı, atıkların toplandığı bölgenin gelişmişlik seviyesi sebebiyle ısınma kaynaklı oluşan inert atık (kül vb.) miktarının artması ve BOİ yüksek (sebze, meyve vb.) atıkların düşük miktarda oluşumu gösterilebilir.



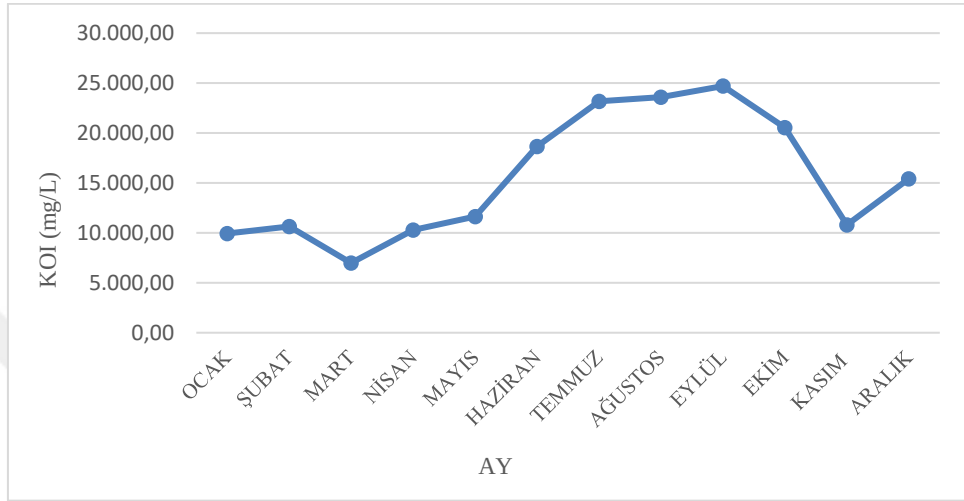
Şekil 6.3: Sızıntı suyu BOİ ölçüm verileri

6.1.4 KOİ değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan KOİ analizleri sonucunda elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.4'te verilmiştir. Çalışma kapsamında 2021 yılı boyunca aylık olarak yapılan ölçümlerde en düşük değer 6.984,38 mg/L ile mart ayında ölçülürken, en yüksek değer 24.699,69 mg/L ile eylül ayında ölçüldü. KOİ değerinin 12 aylık verilere bakıldığında yağış yoğunluğunun yüksek olduğu dönemlerde az olan dönemlere göre daha düşük değerler aldığı görüldü.

Genç depolama sahalarında sızıntı suyu üzerinden yapılan analizlerde KOİ parametresine ait en düşük 10.540 mg/L, en yüksek 24.400 mg/L değerleri

görülmüştür (Im ve diğ. 2001; Lau ve diğ. 2001; Di Palma ve diğ. 2002; Lopez ve diğ. 2004; Çeçen ve Aktaş, 2004). Tez çalışması kapsamında elde edilen veriler ile yukarıda belirtilen çalışmalar neredeyse tamamen eşleşmektedir. Mart ayı için elde edilen 6.984,38 mg KOİ/L değeri aykırı durmaktadır. Bunun nedeni olarak, mart ayında depolanan atıkların organik madde içeriğinin düşük olması, düşük yağış alması, atık yığınının depolanma süresinin yetersiz kalması gösterilebilir.



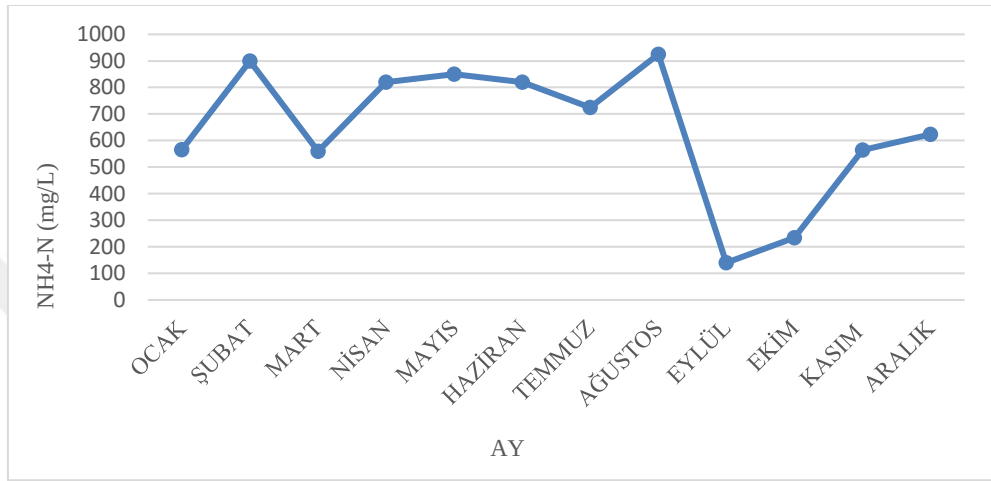
Şekil 6.4: Sızıntı suyu KOİ ölçüm verileri

6.1.5 NH₄-N değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan NH₄-N analizleri sonucunda elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.5'te verilmiştir. Çalışma kapsamında 2021 yılı boyunca aylık olarak yapılan ölçümlerde en düşük değer 140 g/L ile eylül ayında ölçülürken, en yüksek değer 925 mg/L ile ağustos ayında ölçüldü.

Katı atık depolama alanlarında organik bileşiklerin parçalanması sürecinde amino asitlerin Amonyum azotu deaminleşmesi sonucunda genç sahalarda oluşan sızıntı suyunda mevcuttur (Tatsi ve Zouboulis 2002). Fakat saha yaşının yükselmesiyle beraber depolanan atıkların biyobozunur substratlarının azotlu fraksiyonunun hidrolizi ve sonrasında fermentasyonu sonucunda amonyak bakımından daha zengin hale gelirler (Carley ve Mavinic 1990). Düzenli katı atık depolama sahalarında yapılan araştırmalarda, 53 gibi onlar ve yüzlerle ifade edilebilen mg/L değerlerinden 2.000-3.000 mg/L olmak üzere hatta 10.000 mg/L'nin üzerinde değerlere kadar

değişmektedir (Surmacz-Gorska ve diğ. 2000; Tatsi ve Zouboulis 2002; Marttinen ve diğ. 2003; Statom ve diğ. 2004). Genç bir depolama sahası olan Polonya'nın kuzeybatısındaki düzenli depolama sahasında sızıntı suyu üzerinde yapılan çalışmada $\text{NH}_4\text{-N}$ değeri 910 mg/L değeri elde edilmiştir (Anna Talalaj ve diğ. 2021). Bahsedilen çalışmalar dikkate alındığında bu tez çalışmasıyla benzerlik göstermektedir. Şekil 6.5 incelendiğinde amonyum azotu ile mevsimsel değişiklikler arasında bağlantı kurulamamaktadır.



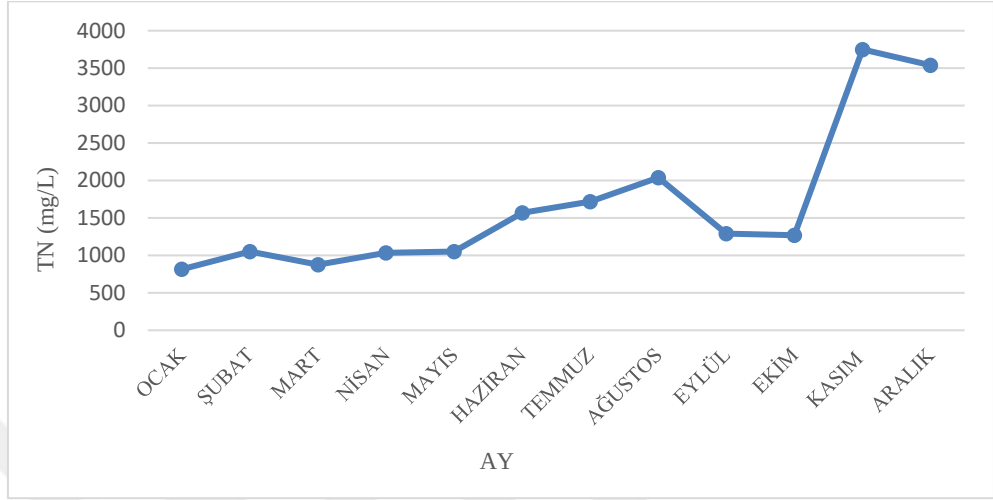
Şekil 6.5: Sızıntı suyu $\text{NH}_4\text{-N}$ ölçüm verileri

6.1.6 TN değişimi

Tavas katı atık depolama sahası sızıntı suyunda yapılan TN analizleri sonucunda elde edilen değerlerin aylık değişimleri Şekil 6.6'da verilmiştir. Çalışma kapsamında 2021 yılı boyunca aylık olarak yapılan ölçümlerde en düşük değer 815 mg/L ile ocak ayında ölçülürken, en yüksek değer 3.750 mg/L ile kasım ayında ölçüldü.

Düzenli katı atık depolama sahalarından ve TKN analizi yapılan Montevideo depolama sahasında 770 – 2.650 mg/L değerleri arasında değişiklik göstermektedir (Anna Talalaj ve diğ. 2021). ABD'nin doğu bölgesinde bulunan Florida eyaletinde faaliyet gösteren Dyer Boulevard depolama sahasında 1988 – 2001 yılları arasında yapılan çalışmalarda TKN değerlerinin 79 – 1.100 mg/L arasında değişiklik gösterdi (Statom ve diğ. 2004). Tränkler ve diğ. (2001) tarafından genç bir çalışma sahasında aerobik/anaerobik bozunma koşullarında oluşan sızıntı suyunun karakterizasyonunda

TKN değerinin 65 – 4.700 mg/L arasında değişti (Trankler ve diğ. 2001). Polonya'nın kuzeybatısındaki genç bir düzenli katı atık depolama sahasında sızıntı suyu üzerinde yapılan çalışmada TKN değeri 1.030 mg/L değeri elde edilmiştir¹⁵⁴. Şekil 6.6 incelendiğinde TKN ile mevsimsel değişiklikler arasında bağlantı kurulamamaktadır.



Şekil 6.6: Sızıntı suyu TN ölçüm verileri

6.2 Metan Emisyonu Tahmin Değerleri

Tavas Katı Atık Depolama Sahasının başlangıç aşamasında bir tesis olması nedeniyle faaliyete devam ederken metan emisyonunun modelleme çalışması yapılması için atık miktarı tahmini yapılması adına nüfus projeksiyonunun belirlenmesi gerekmektedir. Çalışma sahasına atık kabulü yapılan Tavas, Beyağaç, Kale, Serinhisar ve Acıpayam bölgelerine ait TÜİK'ten alınan 2011-2021 yılları arasındaki nüfus verileri Tablo 6.3'te ve faaliyet süresinin 30 yıl kabulü dikkate alınarak, aritmetik artış, iller bankası ve geometrik artış yöntemleri kullanılarak yapılan hesaplama sonuçları sırasıyla Tablo 6.4, 6.5, 6.6, 6.7, 6.8 ve 6.9'da verilmiştir.

Tablo 6.3: Çalışma sahasına atık alınan bölgelerin 2011- 2021 nüfus verileri

	Acıpayam	Beyağaç	Kale	Serinhisar	Tavas
2011	54.257	6.777	20.352	14.684	47.157
2012	53.294	6.702	20.175	14.447	45.597
2013	52.749	6.768	20.079	14.354	44.746
2014	52.368	6.591	19.950	14.310	44.095
2015	51.864	6.404	19.477	14.144	42.805

Tablo 6.4: Çalışma sahasına atık alınan bölgelerin 2011- 2021 nüfus verileri (devamı)

2016	51.619	6.277	19.234	14.062	42.062
2017	51.601	6.187	19.030	13.966	41.293
2018	51.823	6.557	18.988	13.928	41.145
2019	51.431	6.112	18.911	13.927	40.531
2020	51.274	6.017	18.761	13.790	40.238
2021	50.732	5.957	18.174	13.748	39.437

Aritmetik Artış Yöntemi ile Yapılan Hesaplamalar;

Tablo 6.5: Bölgelere göre Ka değerleri

PARAMETRELER	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2011	47.157	20.352	6.777	54.257	14.684
2021	39.437	18.174	5.957	50.732	13.748
Ka	-772	-218	-82	-353	-94

Tablo 6.6: 2022-2048 yıllarına ait aritmetik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri

	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2022	38.665	17.956	5.875	50.380	13.654
2023	37.893	17.738	5.793	50.027	13.561
2024	37.121	17.521	5.711	49.675	13.467
2025	36.349	17.303	5.629	49.322	13.374
2026	35.577	17.085	5.547	48.970	13.280
2027	34.805	16.867	5.465	48.617	13.186
2028	34.033	16.649	5.383	48.265	13.093
2029	33.261	16.432	5.301	47.912	12.999
2030	32.489	16.214	5.219	47.560	12.906
2031	31.717	15.996	5.137	47.207	12.812
2032	30.945	15.778	5.055	46.855	12.718
2033	30.173	15.560	4.973	46.502	12.625
2034	29.401	15.343	4.891	46.150	12.531
2035	28.629	15.125	4.809	45.797	12.438
2036	27.857	14.907	4.727	45.445	12.344
2037	27.085	14.689	4.645	45.092	12.250
2038	26.313	14.471	4.563	44.740	12.157
2039	25.541	14.254	4.481	44.387	12.063
2040	24.769	14.036	4.399	44.035	11.970
2041	23.997	13.818	4.317	43.682	11.876

Tablo 6.5: 2022-2048 yıllarına ait aritmetik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri (devamı)

2042	23.225	13.600	4.235	43.330	11.782
2043	22.453	13.382	4.153	42.977	11.689
2044	21.681	13.165	4.071	42.625	11.595
2045	20.909	12.947	3.989	42.272	11.502
2046	20.137	12.729	3.907	41.920	11.408
2047	19.365	12.511	3.825	41.567	11.314
2048	18.593	12.293	3.743	41.215	11.221

İller Bankası Yöntemi ile Yapılan Hesaplamalar;

Tablo 6.6: Bölgelere göre PS değerleri

PARAMETRELER	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2011	47.157	20.352	6.777	54.257	14.684
2021	39.437	18.174	5.957	50.732	13.748
A	10	10	10	10	10
P	-8,55	-5,50	-6,24	-3,30	-3,24
P_s	1	1	1	1	1

* P_s kabul edilen nüfus artış katsayısı

Tablo 6.7: 2022-2048 yıllarına ait iller bankası yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri

YIL	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2022	39.831	18.356	6.017	51.239	13.885
2023	40.230	18.539	6.077	51.752	14.024
2024	40.632	18.725	6.138	52.269	14.165
2025	41.038	18.912	6.199	52.792	14.306
2026	41.449	19.101	6.261	53.320	14.449
2027	41.863	19.292	6.323	53.853	14.594
2028	42.282	19.485	6.387	54.392	14.740
2029	42.705	19.680	6.451	54.935	14.887
2030	43.132	19.877	6.515	55.485	15.036
2031	43.563	20.075	6.580	56.040	15.186
2032	43.999	20.276	6.646	56.600	15.338
2033	44.439	20.479	6.712	57.166	15.492
2034	44.883	20.684	6.780	57.738	15.647
2035	45.332	20.891	6.847	58.315	15.803
2036	45.785	21.099	6.916	58.898	15.961
2037	46.243	21.310	6.985	59.487	16.121

Tablo 6.7: 2022-2048 yıllarına ait iller bankası yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri (devamı)

2038	46.705	21.524	7.055	60.082	16.282
2039	47.172	21.739	7.125	60.683	16.445
2040	47.644	21.956	7.197	61.290	16.609
2041	48.121	22.176	7.269	61.903	16.775
2042	48.602	22.397	7.341	62.522	16.943
2043	49.088	22.621	7.415	63.147	17.112
2044	49.579	22.848	7.489	63.778	17.283

Geometrik Artış Yöntemi ile Yapılan Hesaplamalar;

Tablo 6.8: Bölgelere göre Kg değerleri

PARAMETRELER	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2011	47.157	20.352	6.777	54.257	14.684
2021	39.437	18.174	5.957	50.732	13.748
Kg	-0,0078	-0,0049	-0,0056	-0,0029	-0,0029

Tablo 6.9: 2021-2048 yıllarına ait geometrik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri

YIL	TAVAS	KALE	BEYAĞAÇ	ACIPAYAM	SERİNHİSAR
2022	38.738	17.969	5.881	50.392	13.658
2023	38.052	17.767	5.805	50.055	13.568
2024	37.378	17.567	5.731	49.720	13.479
2025	36.715	17.370	5.657	49.387	13.391
2026	36.065	17.174	5.585	49.056	13.303
2027	35.426	16.981	5.513	48.728	13.215
2028	34.798	16.790	5.443	48.402	13.129
2029	34.181	16.601	5.373	48.078	13.042
2030	33.576	16.414	5.304	47.756	12.957
2031	32.981	16.229	5.236	47.436	12.872
2032	32.396	16.046	5.169	47.118	12.787
2033	31.822	15.866	5.103	46.803	12.703
2034	31.259	15.687	5.037	46.490	12.620
2035	30.705	15.511	4.973	46.178	12.537
2036	30.161	15.336	4.909	45.869	12.455
2037	29.626	15.164	4.846	45.562	12.373
2038	29.101	14.993	4.784	45.257	12.292
2039	28.586	14.824	4.723	44.954	12.211
2040	28.079	14.657	4.662	44.653	12.131

Tablo 6.9: 2021-2048 yıllarına ait geometrik artış yöntemiyle yapılan nüfus projeksiyonu değerleri (devamı)

2041	27.582	14.492	4.603	44.354	12.051
2042	27.093	14.329	4.544	44.057	11.972
2043	26.613	14.168	4.485	43.762	11.893
2044	26.141	14.008	4.428	43.469	11.815
2045	25.678	13.851	4.371	43.178	11.738
2046	25.223	13.695	4.315	42.889	11.661
2047	24.776	13.541	4.260	42.602	11.584

Sonuçlar değerlendirildiğinde, 2011-2021 yılları arasında ilgili bölgelerde nüfus azalışı yaşanırken iller bankası verilerinin artış göstermesi, aritmetik artış yöntemi verilerinin belli bir süreden sonra çok hızlı düşüş göstermesi nedeniyle geometrik artış yöntemi verileri seçilmiştir.

Tavas Katı Atık Depolama Sahasına 2018-2021 yılları arasında kabul edilen atık miktarları tesis verilerinden alınmıştır. Sahanın faaliyet ömrünün 30 yıl kabulüne dayanılarak 2022- 2048 yılları arasında oluşacak atıklar çalışma kapsamında yapılan nüfus projeksiyonu baz alınarak denklem 6.1’de paylaşılan formülasyonla hesaplanmıştır.

$$MSW = W_{kişi} * \beta * \gamma \quad (6.1)$$

MSW: Potansiyel kentsel katı atık üretimi (ton/yıl)

$W_{kişi}$: Kişi başı atık üretimi

$$W_{kişi} = (1 + r_{GDP})^n * W_c \quad (6.2)$$

r_{GDP} : Kişi başına GSYİH büyüme oranı

n: Öngörülecek yıl

W_c : Mevcut durumda kişi başı atık üretimi (kg/kişi/gün)

β : Öngörülen nüfus

γ : Bir yıldaki gün sayısı

Yıllık oluşan atık miktarının tahmini yapılabilmesi için, 2011-2021 yılları arasındaki Denizli ilinin toplam nüfusu, çalışma sahasına atık alımı yapılan Tavas, Beyağaç, Serinhisar, Acıpayam ve Kale bölgelerinin toplam nüfusu oranlanarak

Denizli iline ait kişi başına GSYİH büyüme oranı ile çarpılarak sahaya özgü r_{GDP} değeri elde edilmiştir. Yıllara sari olarak değişiklik gösterebileceği için 2011-2021 yılları için hesaplanan bu oran, ortalama tek bir değer almak yerine 10 yıllık periyotlar halinde kullanılmıştır. Kullanılan değerler ve sonuçlar Tablo 6.10'da verilmiştir.

Tablo 6.10: Proje alanına ait kişi başı GSYİH büyüme oranı tablosu

Yıl	Toplam Nüfus (Denizli)	Proje Alanı Toplam Nüfusu	Kişi başı GSYİH büyüme oranı (Denizli) (%)	Kişi başı GSYİH büyüme oranı (Proje Alanı) (%)
2011	736.594	143.227	16	3
2012	734.723	140.215	10	2
2013	738.097	138.696	12	2
2014	743.110	137.314	10	2
2015	746.596	134.694	11	2
2016	750.640	133.254	9	2
2017	753.146	132.077	15	3
2018	756.239	132.441	15	3
2019	757.604	130.912	12	2
2020	761.107	130.080	14	2
2021	758.411	128.048	30	5* (2,3)

*2021 yılı %5 verisi ortalamanın çok üstünde olduğu için net olarak sonuçları saptırması nedeniyle 10 yıllık süreçteki ortalama değer olan %2,3 kabul edilmiştir.

Faaliyet ömrü olarak 30 yıl kabulü yapılan Tavas Katı Atık Depolama Sahasına kabul edilecek atık miktarı (6.1) denklemi ile hesaplandı ve sonuçlar Tablo 6.11'de paylaşıldı. Hesaplanan nüfus verileri zamanla azalırken atık miktarında artış gözlemlenmektedir. Bunun sebebi olarak bölgede kişi başına GSYİH büyüme oranının pozitif yönde olmasıyla beraber kişi başına düşen atık miktarının artmasının etkisi nüfus azalış oranına göre daha etkili olmasıdır. GSYİH oranlarını dikkate alarak kişi başına atık tüketimi yıllara sari olarak arttırması sebebiyle geçmiş döneme ait atık kabul miktarları ile tahmin edilen yılları arasındaki bariz fark bulunmaktadır. Bunun sebebi çalışma bölgesindeki ilçelerin kendine özgü değil ilin verilerinden oransal yaklaşımla tahmin edilmesidir.

Tablo 6.11: Tesis çalışma süresinde depolanacak olan tahmini atık miktarı

YIL	ATIK MİKTARI (TON)	YIL	ATIK MİKTARI (TON)
2018	7.012,41	2034	52.598,55
2019	32.526,77	2035	55.586,92
2020	35.087,82	2036	53.071,20

Tablo 6.11: Tesis çalışma süresinde depolanacak olan tahmini atık miktarı (devamı)

2021	34.864,91	2037	55.089,02
2022	47.763,80	2038	52.136,16
2023	48.142,83	2039	61.913,06
2024	48.878,71	2040	63.623,21
2025	48.835,38	2041	56.630,28
2026	49.590,32	2042	61.229,25
2027	49.057,35	2043	60.757,10
2028	52.303,57	2044	72.863,62
2029	53.349,24	2045	57.629,02
2030	51.260,92	2046	63.393,86
2031	53.349,63	2047	57.836,43
2032	53.493,42	2048	61.368,84
2033	58.910,20		

6.2.1 LandGEM v3.02 Metan Emisyon Tahmini

Tavas katı atık depolama sahası, düzenli atık depolama, mekanik ayırma tesisi ve biyogaz tesisini bir arada barındıran entegre bir tesistir. Tez çalışması kapsamında metan gazı emisyonunun tahmini için kullanılmak istenen iki adet modelleme programlarından biri olan LandGEM v3.02’i çalıştırmak için ihtiyaç duyulan değişkenlere ait kabullerden ilki, depolama sahasında deponi gazı içerisindeki metan konsantrasyonudur. Bu veri, sahadan alınan tesise ait ölçümlere dayanılarak %50 olarak alındı. Modelleme çalışması için gerekli duyulan diğer iki kritik parametre olan metan üretim potansiyeli (L_0) ve metan üretim hızı (k) değerlerini bulmak için IPCC 2006’dan yararlanılarak sahaya özgü olarak hesaplandı.

Metan üretim potansiyelinin (L_0) sahaya özgü olarak belirlenebilmesi Machado ve diğ. (2009) yılında yaptığı çalışmada kullandığı ve denklem 5.5’te verilen eşitsizlik kullanılmıştır. Çalışmada DOC değerleri Tablo 5.2’de verilen kuru baz verileri kullanılmıştır. Tavas katı atık depolama sahasına ait tablo 5.1’de verilen karakterizasyon tablosu dikkate alınarak üç atık bileşenine (Kağıt-Karton, Park ve Bahçe atıkları ve Gıda atıkları) ait veriler kullanılmıştır. Aynı denklemde yer alan MCF parametresi için çalışma sahası Tablo 5.3’te belirtilen saha tiplerinden IPCC tarafından anaerobik yönetimli katı atık bertaraf sahası kategorisine girdiği için 1

değeri, ilgili üç atık türü için DOC_f değerleri denklem 5.6'da belirtilen eşitsizlikte elde edilen sonuçlar ve FR değerleri tablo 5.1'de verilen değerler kabul edilmiştir. Atık bileşimlerine göre elde edilen ayrı ayrı L_0 değerlerinin ağırlıklı ortalaması alınarak LandGEM modelinde kullanılacak L_0 değeri $80,31 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton}$ olarak hesaplandı.

Metan üretim hızı (k) değerinin sahaya özgü değerinin belirlenmesi için IPCC tarafından 2006 yılında yayınlanan Ulusal Sera Gazı Envanterleri Kılavuzunda belirtilen ve Tablo 5.4'te paylaşılan değerler referans alınmıştır. Bu kapsamda yönlendirici parametreler bölgeye özgü iklimsel koşullardır. Tavas katı atık depolama sahasının bölgesel iklim verileri Şekil 5.1'de paylaşılan MGM verileriyle incelendiğinde ortalama yıllık yağış yüksekliği 574,4 mm ve ortalama yıllık Sıcaklığın $16.1 \text{ }^\circ\text{C}$ olması nedeniyle Tablo 5.4'te Kuzey ve Ilıman, Kuru sınıfına girdi ve varsayılan değerler seçildi. İlgili tablo ve depolama sahasına ait atık karakterizasyonunun eşleştiği üç atık bileşenine (Kağıt/Karton, Park ve Bahçe atıkları ve Gıda atıkları) ait veriler tablodan alındı. Atık kompozisyonu içerisindeki yüzdelik dağılımlarına göre ağırlıklı ortalamaları dağıtılarak k değeri 0,062 şeklinde kabul edildi.

LandGEM modelleme çalışması için gerekli parametreler yukarıda belirtildiği şekilde kabul edilerek Tablo 6.12'de elde edilen metan emisyon değerleri paylaşıldı. LandGEM v3.02 modeli çalışmasında kullanılan giriş parametrelerine ait görsel Şekil 6.7'de verildi.

landgem-v302 (2018-2021) [Uyumluluk Modu] - Excel

Dosya Giriş Ekle Sayfa Düzeni Formüller Veri Gözden Geçir Görünüm Eklentiler Yardım Ne yapmak istediğinizi söyleyin

Yapıştır Kopyala Biçim Boyacısı Pano Yazı Tipi Hizalama Sayı Stiller

P10

INPUT REVIEW Landfill Name or Identifier: Tavas Katı Atık Depolama Sahası

LANDFILL CHARACTERISTICS

Landfill Open Year 2018

Landfill Closure Year (with 80-year limit) 2032

Actual Closure Year (without limit) 2032

Have Model Calculate Closure Year? Yes

Waste Design Capacity 650.453 megagrams

MODEL PARAMETERS

Methane Generation Rate, k 0.062 year⁻¹

Potential Methane Generation Capacity, L₀ 80 m³/Mg

NMOC Concentration 4.000 ppmv as hexane

Methane Content 50 % by volume

GASES / POLLUTANTS SELECTED

Gas / Pollutant #1: Total landfill gas

Gas / Pollutant #2: Methane

Gas / Pollutant #3: Carbon dioxide

Gas / Pollutant #4: NMOC

Description/Comments:

WASTE ACCEPTANCE RATES

Year	(Mg/year)	(short tons/year)
2018	7.012	7.714
2019	32.527	35.779
2020	35.088	38.597
2021	34.865	38.351
2022	47.764	52.540
2023	48.143	52.957
2024	48.879	53.767
2025	48.835	53.719
2026	49.590	54.549
2027	49.057	53.963
2028	52.304	57.534
2029	53.349	58.684
2030	51.261	56.387
2031	53.350	58.685
2032	38.429	42.272
2033	0	0
2034	0	0
2035	0	0
2036	0	0
2037	0	0
2038	0	0
2039	0	0

INTRO USER INPUTS POLLUTANTS INPUT REVIEW METHANE RESULTS GRAPHS INVENTORY REPORT

Şekil 6.7: LandGEM v3.02 çalışmaya ait verilerin girdi sayfası

Tablo 6.12: LandGEM modeline göre metan emisyonu tahmini

Yıl	Metan Emisyonu (m ³ /yıl)	Yıl	Metan Emisyonu (m ³ /yıl)
2019	33.961	2034	2.073.635
2020	189.446	2035	1.948.974
2021	347.987	2036	1.831.808
2022	495.917	2037	1.721.685
2023	697.424	2038	1.618.182
2024	888.652	2039	1.520.901
2025	1.071.948	2040	1.429.469
2026	1.244.014	2041	1.343.534
2027	1.409.393	2042	1.262.764
2028	1.562.249	2043	1.186.851
2029	1.721.636	2044	1.115.501
2030	1.876.506	2045	1.048.440
2031	2.011.952	2046	985.411
2032	2.149.371	2047	926.171
2033	2.206.270	2048	870.492

Tavas Katı Atık Depolama Sahası 2018 yılı ağustos ayı itibari ile atık kabulüne günlük olarak yaklaşık 50-60 ton/gün olarak başladı. Faaliyet tarihi olan 2018 yılından itibaren 2033 yılına kadar metan emisyonu sürekli artış gösterdi. Literatür verilerine bakıldığında genel olarak katı atık depolama sahalarında metan üretimi 14-15 sene

artış göstermekle beraber takibinde azalış göstermektedir. Ek olarak Tavas Katı Atık Depolama Sahası'nın fizibilite çalışmasında kabul edilen 20 yıllık faaliyet süresinin, proje ömrü boyunca sabit olarak günlük 100-130 ton/gün atık kabulü yerine nüfus değişimi, büyümeden kaynaklı atık tüketimi değişkenliklerini dikkate alarak yapılan bu çalışmada 15 seneye kadar düştüğü görülmektedir. Ek olarak çalışma sürecinde mekanik ayırma tesisi çalışmadığı için tesise giren tüm atıklar lot içerisinde depolanmıştır. Fakat faaliyete geçmesi sonrası depolanan atık miktarı azalması sonucunda faaliyet ömrünü uzatacaktır.

Sivas bölgesinde Şentürk ve Yıldırım (2020) tarafından yapılan çalışmada Sivas ilinde 2013 yılında faaliyete başlayan düzenli katı atık depolama sahasında LandGEM modeli kullanılarak metan emisyonu tahmini yapıldı. Bu çalışma kapsamında depolama sahasına atık kabulüne başlanmasından sonraki 10. yılda en yüksek metan üretimi meydana gelmektedir. Sonrasında ise düşüş yaşanmaktadır. Bunun temel sebebi gaz üretim hızının yavaşlığı ve atık bileşimindeki biyobozunur oranının nispeten düşük kalması gösterilebilir (Şentürk ve Yıldırım 2020).

Chandra ve Ganguly (2023) tarafından 2015-2030 yılları arasında Hindistan'ın Kanpur şehrinde bulunan kentsel katı atık düzenli depolama sahasında LandGEM modeli kullanılarak metan emisyon tahmini çalışması yapılmıştır (Chandra ve Ganguly 2023). Çalışma kapsamında $k=0,04$ ve $L_0=38$ kabulleri yapılarak ilerlenmiş ve depolama sahasına izleme periyodu süresince ortalama 4,89 Gg/yıl metan emisyonu değeri elde edilmiştir. İzleme periyodu boyunca metan üretiminin sürekli olarak artış göstermesi yıllara sari olarak atık bileşiminde ki bozunabilir kısmının da arttığını işaret etmektedir.

6.2.2 NV Afvalzorg Çok Fazlı Modeli Metan Emisyon Tahmini

NV Afvalzorg çok fazlı modelin temelinde LandGEM'den farklı olarak metan üretim oranı (k) yavaş, orta ve hızlı olmak üzere atık yarılanma süresine göre ayrı belirtilmiştir. Modelleme çalışmasında kullanılan parametrelere ait veriler ve açıklamalar Tablo 6.13'te verilmiştir.

Tablo 6.13: NV Afvalzorg programında kullanılan modelleme parametreleri

	Parametre	Birim	Değer	Referans
Metan oluşum hızı (k)	hızlı	yıl ⁻¹	0,06	IPCC (2006) kılavuzundan alınan referans değerler ile sahaya özgü olarak hesaplandı.
	orta		0,05	
	yavaş		0,04	
Zaman Gecikmesi	Lag time	yıl	1	Programa ait varsayılan değer alınmıştır.
LFG içindeki CH₄ fraksiyonu	F	-	0,55	Saha verileri dikkate alınmıştır
Üretim Faktörü	Ç	-	0,56	Çalışma kapsamında hesaplanan DOC _f değeri alınmıştır.
Metan oksidasyonu	baz yük	kg CH ₄ /m ² *a	0,626	Programa ait varsayılan değer alınmıştır.
	doğrudan emisyon	-	0,5	NV Afvalzorg programının referans değeri kullanılmıştır.
	maksimum	kg CH ₄ /m ² *a	6,257	Programa ait varsayılan değer alınmıştır.
	oksidasyon faktörü	-	0,1	IPCC (2006) kılavuzundan alınan referans değerler ile sahaya özgü olarak hesaplandı.
Küresel ısınma potansiyeli	GWP – CH ₄	CO ₂ -eq	27	IPCC tarafından yayınlanan altıncı değerlendirme raporundan alınmıştır.

Geri kalan kabuller varsayılan olarak alınmış ve mevcut atık türlerine göre giriş yapılmıştır. Elde edilen metan üretimi Tablo 6.14’te verilmiştir.

Tablo 6.14: NV Afvalzorg çok fazlı model ile metan emisyonu tahmini

Yıl	Metan Emisyonu (m ³ /yıl)	Yıl	Metan Emisyonu (m ³ /yıl)
2019	16.176	2034	1.072.884
2020	89.970	2035	1.021.680
2021	167.490	2036	972.975
2022	239.471	2037	926.643
2023	338.155	2038	882.567
2024	432.982	2039	840.634
2025	524.964	2040	800.738
2026	612.445	2041	762.777
2027	697.486	2042	726.657
2028	777.236	2043	692.285
2029	860.671	2044	659.576
2030	942.541	2045	628.446
2031	1.015.693	2046	598.819
2032	1.090.185	2047	570.619
2033	1.126.716	2048	543.778

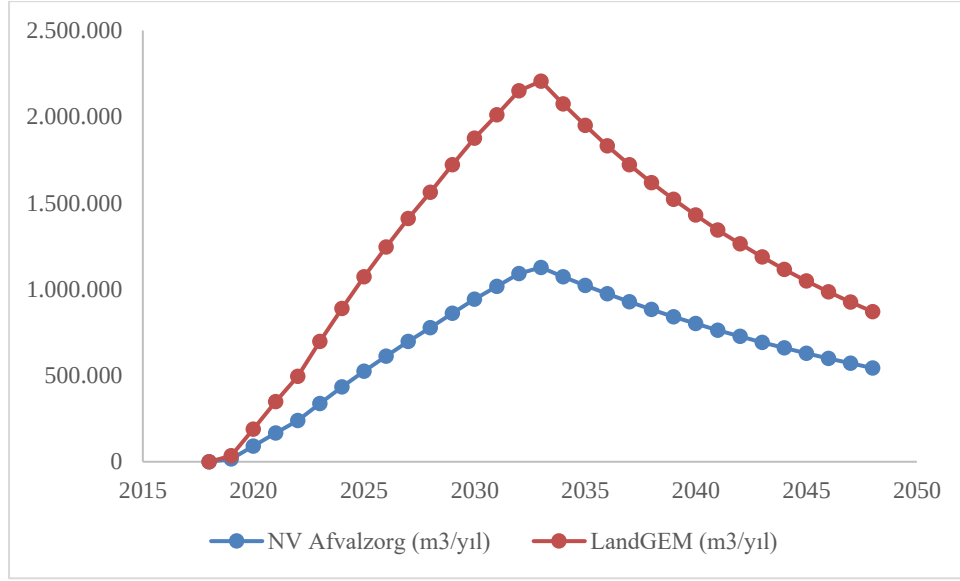
NV Afvalzorg metodunda metan emisyonu hesabında kullanılan gaz üretimi hız sabiti (k) depolanan katı atıkların ayrışabilme hızına göre üçe ayrılmıştır. Bu

nedenle atık karakterizasyonu içerisinde hızlı ayrışabilen özellikteki atıkların oranı arttıkça elde edilen metan üretimi aynı doğrultuda ilerleyecektir. Modelleme sonuçlarına bakıldığında en yüksek metan üretiminin 2033 yılında gerçekleştiği görülmektedir. Üretim miktarı pik değere ulaştıktan sonra düzenli ve bir önceki yıl referans alınarak sabit bir oranda azaldığı anlaşılmaktadır. Ayrıca yıllık olarak artış oranları sürekli olarak azalmaktadır.

Gök (2019) tarafından Niğde ilinde bulunan düzenli depolama sahasında modelleme programları kullanılarak metan emisyonu tahminleme çalışması yapılmıştır (Gök 2019). 2014 yılından itibaren faaliyet göstermeye başlayan saha için modellemenin kabul ettiği 80 yıllık süreç boyunca toplam 45 milyon m³ metan emisyonu oluşacağı görülmüştür. En yüksek emisyon değerinin faaliyet tarihinden 28 yıl sonra 2042 yılında görüleceği sonucu elde edilmiştir. Uzun süre boyunca metan emisyonu artışının devam edecek olması atık bileşiminin yaklaşık olarak %64'lük kısmının hızlı bozunan atık türlerinden oluşmasına bağlanabilir.

Abu-Qdais ve diğ. (2022) tarafından Ürdün'de Al-Ghabawi düzenli katı atık depolama sahasında LFG emisyonunun tahmini için NF Afvalzorg modelleme programı kullanılarak çalışma yapılmıştır (Abu-Qdais ve diğ. 2022). Çalışma sahası 2030 yılında kapatılacak şekilde planlanmıştır. Modelleme programı ile kapanış yılından bir sene sonra en yüksek LFG emisyonuna, sabit metan yüzdesi kabulü nedeniyle aynı zamanda en yüksek metan emisyonuna ulaşmıştır. Burada kapanışın hemen bir sene sonrasında en yüksek seviyeye ulaşması hızlı bozunan atıkların bileşimdeki oranının yüksek olduğu anlaşılmaktadır.

Tavas Katı Atık Depolama Sahası kapsamında yapılan bu çalışma ile LandGEM ve NV Afvalzorg modellerinin kullanılması sonucunda elde edilen verilerin grafiksel olarak karşılaştırılması Şekil 6.8'de verilmiştir. LandGEM modeli atık tonajının hepsini dikkate alırken çok fazlî modelleme programı atıkların yavaş, orta ve hızlı olarak bozunabilir kısımların biyolojik olarak bozunamayan ve inert bileşimlerini hariç tutarak hesaplama yapmaktadır. Bu nedenle LandGEM modeli daha yüksek metan emisyonu vermektedir.



Şekil 6.8: LandGEM ve NV Afvalzorg modeli sonuçlarının karşılaştırılması

Das ve diğ. (2016) tarafından Hindistan'ın farklı bölgedeki büyükşehirleri (Banglore, Chennai, Delhi, Hyderabad, Kolkata ve Mumbai) üzerinde farklı modelleme programları ile metan emisyonu tahminleme çalışması yapılmıştır (Das ve diğ. 2016). Altı bölge için NVAfvalzorg modellemesi kapsamında k belirsizlik katsayısı her bölge için hızlı bozunma için 0,1 - orta hızlı bozunma için 0,03 ve yavaş bozunma için 0,09 kabulü yapılırken LandGEM modelinde ise Banglore, Chennai, Delhi, Hyderabad, Kolkata ve Mumbai bölgeleri için sırasıyla 0,04 – 0,06 – 0,03 – 0,04 – 0,07 ve 0,8 olarak kabul edilmiştir. Aynı bölgeler için L_0 değeri sırasıyla 46,07 – 47,66 – 33,72 – 40,49 – 44,23 ve 44,5 değerleri kabul edilmiştir. Çalışma sonucunda elde edilen emisyon değerleri, Afvalzorg modelinde hızlı bozunan atık bileşimleri için kabul edilen değerlerin LandGEM değerinden çok yüksek olduğu için Hyderabad, Delhi ve Banglore bölgesinde ilk birkaç sene için NV Afvalzorg sonuçları daha yüksek olurken diğer üç bölge için başlangıç tarihinden itibaren LandGEM sonuçları daha yüksektir. 1982-2012 yılları dikkate alındığında metan üretim hızı değeri yükseldikçe LandGEM modeli sonuçları Afvalzorg modeline göre daha fazla oranda artmaktadır.

Gök (2019) tarafından Niğde ilinde bulunan düzenli depolama sahasında LandGEM ve NV Afvalzorg modelleme programlarının da kullanılmasıyla metan emisyonu tahminleme çalışması yapılmıştır (Gök 2019). NVAfvalzorg modellemesi için IPCC methodu dikkate alınarak, metan üretim hızı (k) hızlı bozunma için 0,07-

orta hızlı bozunma için 0,05 ve yavaş bozunma için 0,03 kabulü yapılırken LandGEM modelinde için 0,049 değeri kabul edilmiştir. 2014 yılında faaliyete başlayan saha için her iki modelleme içinde en yüksek metan emisyonu oluşacak yıl 2042 olarak tahmin edilmiştir. Aynı yıl içerisinde LandGEM ve Afvalzorg için sırasıyla 2,21 milyon m³, 1,189 milyon m³ maksimum metan üretimi tahmin edilmiştir. Aradaki fark yukarıda bahsedildiği gibi LandGEM modeli atık tonajının hepsini dikkate alırken çok fazlı modelleme programı atıkların yavaş, orta ve hızlı olarak bozunabilir kısımların biyolojik olarak bozunamayan ve inert bileşimlerini hariç tutarak hesaplama yapmasından kaynaklanmaktadır.

6.3 Metan Saha Ölçümleri

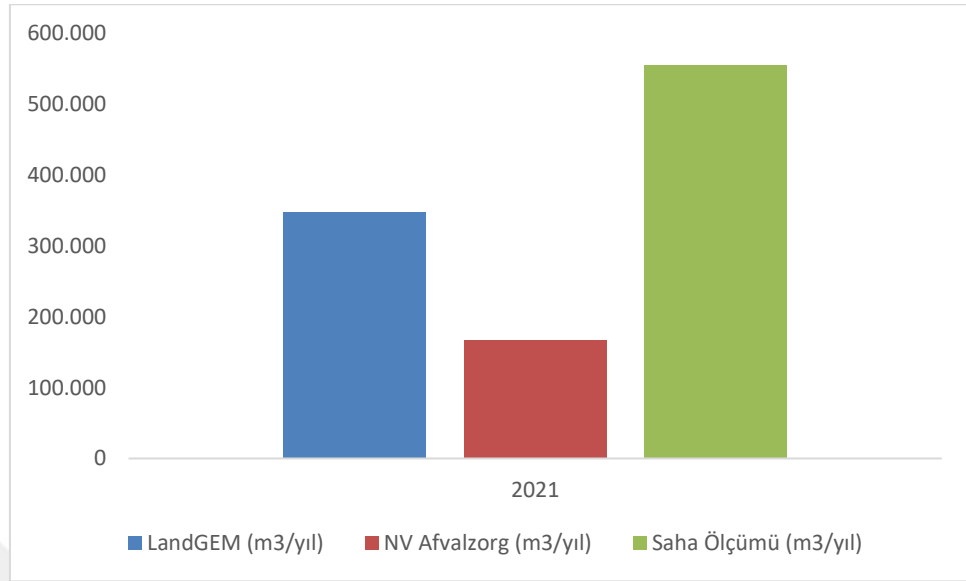
Tavas düzenli katı atık depolama sahasında 2021 yılı boyunca metan gazı ölçümleri yapılmıştır. Saha çalışması sonucunda elde edilen veriler aylık olarak belirlenip Tablo 6.15'te verilmiştir.

Tablo 6.15:Tavas katı atık depolama sahası doğrudan ölçüm verileri

Ay	CH ₄ (%)	Aylık Toplam CH ₄ Debisi
Ocak	46,57	42.200
Şubat	47,73	43.182
Mart	48,35	46.016
Nisan	49,21	46.656
Mayıs	50,03	47.155
Haziran	51,12	46.961
Temmuz	51,35	47.564
Ağustos	51,41	47.638
Eylül	51,23	47.906
Ekim	51,08	47.184
Kasım	51,13	46.641
Aralık	51,34	46.798

Tablo üzerinde verilen değerleri dikkate alarak 2021 yılı kapsamında 12 ay boyunca yapılan ölçümlere göre toplam metan üretimi 555.902 m³/yıl CH₄ gazı üretildiği görülmektedir. LandGEM modelinde 2021 yılı için 347.987, NV Afvalzorg

modelinde ise 167.489 CH₄/yıl değerleri elde edilmiştir. Uygulanan üç yönteme ait 2021 yılı verilerinin karşılaştırılması Şekil 6.9’da verilmiştir.



Şekil 6.9: Uygulanan üç yöntemin 2021 yılı için karşılaştırılması

Abu-Qdais ve diğ. (2022) tarafından Ürdün’de Al-Ghabawi düzenli katı atık depolama sahasında LFG emisyonunun tahmini için dört farklı modelleme programı ve saha ölçümlerinin sonuçlarının değerlendirilmesi üzerine çalışma yapılmıştır (Abu-Qdais ve diğ. 2022) Depolama sahasına günlük 4.300 ton atık kabulü yapılmakta ve ilgili biyogaz tesisi verilerine dayanarak 2.400 m³/saat LFG akışı olduğu bilinmektedir. Çalışma kapsamında kullanılan modellemelerden LandGEM ve NV Afvalzorg sonuçlarına bakarsak, sırasıyla 23.000 m³/saat ve 24.000 m³/saat olarak bulunmuştur. Açık bir şekilde yaklaşık olarak saha verilerine göre 10 katı bir fark görülmektedir. Oluşan farklılıklar belirsizlik parametreleri olan k ve L₀ değerlerinin sahaya uygun olmadığını net bir şekilde ifade etmektedir. Ek olarak modelleme programları ortam şartlarının biyolojik olarak bozunmaya uygun olduğunu kabul etmesi, kullanılan oksidasyon faktörünün de çalışma sahası için uygun olmadığı düşünülebilir.

Mou ve diğ. (2015) tarafından Danimarka’daki dört düzenli depolama sahasında 3 farklı modelleme programı ve saha ölçümlerini üzerinden çalışma yapılmıştır (Mou ve diğ. 2015). Yapılan çalışma sonucunda saha verilerine en yakın değerleri NV Afvalzorg modellemesi ile elde edilmiştir. Özellikle LandGEM modeli önemli derece yüksek tahmin etmiştir. Bu nedenle çalışma kapsamında anahtar

parametreler olarak değerlendirilen biyokimyasal CH₄ potansiyeli (BMP) ve CH₄ üretim hızı sabiti (k) için sahaya özgü değerlerle LFG tahmini için orijinal Afvalzorg modeli ve sıfırıncı dereceden bozunma yaklaşımı kullanılmıştır. Danimarka’da yapılan bu çalışma kapsamında sahaya özgü verilerle revize edilen Afvalzorg modelinin LFG emisyonları için uygulanabilir ve doğru tahminler sunabileceğini göstermektedir.

Modelleme ve saha ölçümleri yapılan çalışma sonuçlarında birbiri ile farkları ve miktar sıralaması değişiklik göstermektedir. Böylelikle teorik veriler ile yapılan kabullerin sahaya özgü olarak düzenlenmesi gerektiği görölmektedir. Aktif olarak faaliyet göstermekte olan sahalarda modelleme çalışması yapılması ve sahaya ait verilerin belirli periyotlarla tekrar revize edilerek modelleme çalışmaları ile karşılaştırılması uygulamayı daha mükemmelleştirecektir.

7. DEĞERLENDİRME

Kentlerin nüfuslarının artışıyla beraber ihtiyaçları ve sebep olduğu güncel problemler bölge yönetimlerini yeni çözümler üretmeye zorlamıştır. Katı atıkların bertarafı özellikle sızıntı suyu ve depolama gazları nedeniyle en önemli hususlar arasında yer almaktadır. Çözüm olarak başlangıçta şehirden uzakta vahşi depolama ile idare edilmiştir. Nüfus artışının etkisiyle genişleyen şehirler, vahşi depolamanın çevre ve insan sağlığına etkileri ve ekonomik değerlerinin fark edilmesi sebebiyle günümüzde en çok tercih edilen düzenli depolama sahalarına geçiş yapılmıştır ve yaygın olarak kullanılmaktadır. Katı atıkların düzenli depolanması ile yeraltı sularını kirlenme potansiyeli yüksek olan sızıntı suyunun faaliyet aşamasının başında sızıntı sularının potansiyeli belirlenerek kontrollü olarak yönetimini kolaylaştıracaktır. Depolama gazı bileşiminin önemli bir parçası olan CH₄, global ısınma etkisi olarak CO₂'den yaklaşık 27 kat yüksektir. Ek olarak CH₄ gazının enerji elde için kullanılabilmesi nedeniyle kontrollü olarak toplanması ve düzenli depolama sahasının gaz potansiyelinin belirlenmesi önem arz etmektedir.

Bu tez kapsamında bahsi geçen hususlar nedeniyle Denizli ili Tavas ilçesinde bulunan Tavas Katı Atık Depolama Sahası çalışma alanı olarak seçilerek başlangıç aşamasında olan gerçek ölçekte bir düzenli depolama sahasında sızıntı suyu karakterizasyonu yapılması ve CH₄ potansiyelinin belirlenmesi amaçlanmıştır.

Çalışma sahasında sızıntı suyunda önemli kirlenici parametreler olan pH, AKM, BOİ, KOİ, amonyum azotu ve toplam azot 1 yıl boyunca analiz edilmiştir. Sızıntı suyundaki en yüksek KOİ konsantrasyonu yaklaşık 25.000 mg/L olarak Eylül ayında ölçülmüştür. Sahanın CH₄ potansiyelinin belirlenmesi amacıyla LandGEM v3.02 ve NV AFVALZORG olmak üzere 2 ayrı model kullanılmıştır. Buna ilaveten 1 yıl boyunca sahada CH₄ ölçümleri yapılmıştır. Kullanılan modeller ile sahada yapılan ölçümler kıyaslanmıştır. Saha ölçümlerinin yapıldığı 2021 için toplam metan emisyonu 555.902 m³/yıl iken LandGEM ve NV Afvalzrog modelleme programlarında sırasıyla 347.987 m³/yıl, 167.489 m³/yıl değerleri elde edilmiştir.

Sahaya ait emisyon oluşumunun belirlenmesi adına yapılan saha ölçümleri ve iki ayrı modelleme programının sonuçlarının benzer olmadığı görülmektedir. Modelleme programları arasında bulunan fark LandGEM modeli atık tonajının hepsini

dikkate alırken çok fazlı modelleme programı atıkların yavaş, orta ve hızlı olarak bozunabilir kısımların biyolojik olarak bozunamayan ve inert bileşimlerini hariç tutarak hesaplama yapması nedeniyle oluşmaktadır. Saha ölçümlerinin daha yüksek çıkması ise modelleme için kullanılan metan üretim oranı (k) ve metan üretim potansiyeli (L_0) katsayılarının sahaya uygun olarak seçilmediğini göstermektedir.

Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarına ait metan emisyonlarının tahmin edilebilmesi tesislerin operasyonel ve mali açıdan optimum olarak yönetilebilmesini sağlayacaktır. Bu çalışmaların daha gerçekçi olabilmesi adına modelleme programlarının belirsizlik parametrelerinin sahaya özgü olarak düzenlenmesi gerektiği açıktır. Burada özellikle metan üretim hızı (k) değerinin sahaya kabulü yapılan atıkların kategorize edilmesi ve her bir bileşim için belirlenmesi gerekmektedir. Aynı şekilde her bir atık kategorisi için metan üretim potansiyeli ayrı olarak belirlenmelidir.

8. KAYNAKLAR

Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y. ve Al-Rekabi, W. S., "Review on Landfill Leachate Treatments", *Am. J. Appl. Sci.*, 6, 672–684, (2009).

Abduli, M. A., "Industrial waste management in Tehran", *Environ. Int.*, 22, 335–341, (1996).

Abu-Qdais, H. A., Al-Ghazawi, Z. ve Awawdeh, A., "Assessment of Greenhouse Gas Emissions and Energetic Potential from Solid Waste Landfills in Jordan: A Comparative Modelling Analysis", *Water (Switzerland)*, 15, (2023).

Ağdağ, O. N., "Characterization and treatment of Denizli landfill leachate using anaerobic hybrid/aerobic CSTR systems", *Environ. Technol.*, 699–711, (2011).

Alexander, A., Burklin, C. ve Singleton, A., "Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) user's guide", US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development (2005).

Altıntop, E., Bozlu, H. ve Karabıyık, E., "Evsel Atıkların Ekonomiye Kazandırılması", *Çukurova Kalkınma Ajansı Evsel Atık Raporu*, (2014).

Anand, S., *Solid Waste Management*, New Delhi, Hindistan, A Mittal, (2010).

Anand, N. ve Palani, S. G., "A comprehensive investigation of toxicity and pollution potential of municipal solid waste landfill leachate", *Sci. Total Environ*, 838, 155891, (2022).

Anh, L. H., Truc, N. T. T., Tuyen, N. T. K., Bang H. Q., Son, N.P., Schneider, P., Lee, B. K. ve Moustakas K., "Site-specific determination of methane generation potential and estimation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfill: a case study in Nam Binh Duong, Vietnam", *Biomass Conv. Bioref.*, (2021).

Anna Tałałaj, I., Bartkowska, I. ve Biedka, P., "Treatment of young and stabilized landfill leachate by integrated sequencing batch reactor (SBR) and reverse osmosis (RO) process", *Environ. Nanotechnology, Monit. Manag.*, 16, 100502, (2021).

Arafat, H. A., Jijakli, K. ve Ahsan, A., "Environmental performance and energy

recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment", *J. Clean. Prod.*, 105, 233–240, (2015).

Artiola, J. F., "Industrial Waste and Municipal Solid Waste Treatment and Disposal", *Environ. Pollut. Sci.*, 377–391, (2019).

Aydi, A., Zairi, M. ve Eau, L., "Hydrol Current Res Energy Recovery from a Municipal Solid Waste (MSW) Landfill Gas: A Tunisian Case Study", (2012).

Aydoğan, Ö., Varank, G. ve Bilgili, M. S., "Medical waste management in Gaziantep", *Sigma J. Eng. Nat. Sci.*, 3, 132, (2011).

Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H. ve Alias, S., "Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter", *Waste Manag.*, 24, 353–358, (2004).

Aziz, H. A., Adlan, M. N., Amilin, K., Yusoff, M. S., Ramly, N. H. ve Umar, M., "Quantification of leachate generation rate from a semi-aerobic landfill in malaysia", *Environ. Eng. Manag. J.*, 11, 1581–1585, (2012).

Aziz, S. Q., "Produced Leachate from Erbil Landfill Site, Iraq: Characteristics, Anticipated Environmental Threats and Treatment", 16th Int. Conf. Pet. Miner. Resour. Dev., Cairo, Egypt, (2013).

Baig, S., Coulomb, I., Courant, P. ve Liechti, P., "Treatment of Landfill Leachates: Lapeyrouse and Satrod Case Studies", *Ozone. Sci. Eng.*, 21, 1-22, (1999).

Baumgarten, G. ve Seyfried, C. F., "Experiences and new developments in biological pretreatment and physical posttreatment of landfill leachate", *Water Sci. Technol.*, 34, 445–453, (1996).

Berge, N. D., Li, L., Flora, J. R. V. ve Ro, K. S., "Assessing the environmental impact of energy production from hydrochar generated via hydrothermal carbonization of food wastes", *Waste Manag.*, 43, 203–217, (2015).

Bharadwaj, A., Yadav, D. ve Varshney, S., "Non Biodegradable waste its impact and safe disposal", *International Journal of Advanced Technology in Engineering and Science*, 184–191, (2015).

Bhatt, M., Chakinala, A.G., Joshi, J.B., Sharma, A., Pant, K. K., Shah K. ve Sharma, A., "Valorization of solid waste using advanced thermo-chemical process: A review", *J. Environ. Chem. Eng.*, 9, 105434 (2021).

Bilgili, M. S., Demir, A. ve Özkaya, B., "Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes", *J. Hazard. Mater.*, 143, 177–183, (2007).

Bilgili, M. Y., "Katı atık yönetiminde kullanılan bazı kavramlar ve açıklamaları", *Avrasya Terim Derg.*, 2020, 88–97, (2020).

Biszek, M., Pawlowska, M. ve Czerwinski, J., "Evaluation of measurement methods and estimation of biogas emission from landfills", *Rocz. Ochr. Środowiska Tom 8*, 27–43 (2006).

Bohdziewicz, J., Bodzek, M. ve Górka, J., "Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate", *Process Biochem.*, 36, 641–646, (2001).

Bohdziewicz, J. ve Kwarciak, A., "The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment", *Desalination*, 222, 128–134, (2008).

Bustamante, M. A., Paredes, C., Moral, R., Agullu, E., Murcia, M. D. P. ve Abad M., "Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production", *Resour. Conserv. Recycl.*, 52, 792–799, (2008).

Calabrò, P. S., Gentili, E., Meoni, C., Orsi, S. ve Komilis, D., "Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill", *Waste Manag.*, 76, 643–651, (2018).

Carley, B. N. ve Mavinic, D. S., "The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate", *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, 63, 51–59, (1990)

Ceglie, F. G., Bustamante, M. A., Amara, M. Ben ve Tittarelli, F., "The Challenge of Peat Substitution in Organic Seedling Production: Optimization of Growing Media Formulation through Mixture Design and Response Surface Analysis", *PLoS One* 10,

(2015).

Chandler, A. J., Eighmy, T. T., Hjelmar, O., Kosson, D. S., Sawell, S. E., Vehlow, J., van der Sloot, H. A. ve Hartlén, J., *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Elsevier, (1997).

Chandra, S. ve Ganguly, R., "Assessment of landfill gases by LandGEM and energy recovery potential from municipal solid waste of Kanpur city, India", *Heliyon* 9, e15187, (2023).

Chian, E. ve Dewalle, F. B., "Sanitary Landfill Leachates and Their Leachate Treatment", *J. Environ. Eng. Div.*, (1976).

Cho, S. P., Hong, S. C. ve Hong, S.-I., "Photocatalytic degradation of the landfill leachate containing refractory matters and nitrogen compounds", *Appl. Catal. B Environ.*, 2, 125–133, (2002).

Cudjoe, D. ve Han, M. S., "Economic and environmental assessment of landfill gas electricity generation in urban districts of Beijing municipality", *Sustain. Prod. Consum.*, 23, 128–137, (2020).

Çakır, A. K. ve Günerhan, H., "İzmir Harmandalı Deponisindeki Metan Gazı Potansiyelinin Belirlenmesi, Bertaraf Ve Değerlendirme Seçeneklerinin Araştırılması", *Mühendis ve Makine*, 631, 24–34, (2012).

Çeçen, F. ve Aktaş, Ö., "Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater", *Environ. Eng. Sci.*, 21, 303–312, (2004).

Das, D., Majhi, B. K., Pal, S. ve Jash, T., "Estimation of Land-fill Gas Generation from Municipal Solid Waste in Indian Cities", *Energy Procedia*, 90, 50–56, (2016).

David, A., Thangavel, Y. D. ve Sankriti, R., "Recover, recycle and reuse: An efficient way to reduce the waste", *Int. J. Mech. Prod. Eng. Res. Dev.*, 9, 31–42, (2019).

Desideri, U., Di Maria, F., Leonardi, D. ve Proietti, S., "Sanitary landfill energetic potential analysis: A real case study", *Energy Convers. Manag.*, 44, 1969–1981, (2003).

Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C. ve Petrucci, E., "Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis", *Waste Manag.*, 22, 951–955, (2002).

Duan, Z., Scheutz, C. ve Kjeldsen, P., "Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review", *Waste Manag.*, 119, 39–62, (2021).

Duran, E. B. ve Cuci, Y., "Katı Atık Düzenli Depolama Sahası Sızıntı Suyunun Fizikokimyasal Arıtım Yöntemleriyle Arıtılabilirliğinin Araştırılması", *KSU. J. Eng. Sci.*, 19, (2016).

El-Din, H. ve Saleh, M., "Introductory Chapter: Introduction to Hazardous Waste Management", *Manag. Hazard. Wastes*, (2016).

El-Fadel, M. ve Khoury, R., "Modeling Settlement in MSW Landfills: a Critical Review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 30, 327–361 (2010).

ESMAP, Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean, 019399, Waterloo, Ontario: The World Bank, (2004).

Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G. ve Nocentini, M., "Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: A case study in an active Italian landfill", *Chemosphere*, 54, 335–343, (2004).

Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., Langenhove, H. V., Demeestere, K. ve Hulle S. W.H.V., "The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view" *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 14, 93–122, (2015).

García, A. J., Esteban, M. B., Márquez, M. C. ve Ramos, P., "Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs", *Waste Manag.*, 25, 780–787, (2005).

Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damanet, M.J., Nyns, E.J., Fabry, R., Ferrero, G.L., Willumsen, H.C. ve Butson, J., "Landfill gas from environment to energy", Commission of the European Communities (CEC) (1992).

Georgaki, I., Soupios, P., Sakkas, N., Ververidis, F., Trantas, E., Vallianatos, F. ve

Manios, T., "Evaluating the use of electrical resistivity imaging technique for improving CH₄ and CO₂ emission rate estimations in landfills", *Sci. Total Environ.*, 389, 522–531, (2008).

Giro-Paloma, J., Formosa, J. ve Chimenos, J. M., "Granular Material Development Applied in an Experimental Section for Civil Engineering Purposes", *Appl. Sci.*, 10, 6782, (2020).

Gotvajn, A. Ž., Tišler, T. ve Zagorc-Končan, J., "Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate", *J. Hazard. Mater.*, 162, 1446–1456 (2009).

Gök, G., "Niğde Düzenli Depolama Alanının Metan Üretimi ve Enerji Potansiyelinin Birinci Dereceden Matematiksel Modelleme Yaklaşımları ile Tahminlenmesi", *Mühendislik Bilim ve Tasarım Derg.*, 7, 126–135, (2019).

Gönüllü, M. T., Baştürk, A. H. S., "Sızıntı Sularının Uzaklaştırılma İmkanları ve Arıtılabilirliği", *Çevre 86 Sempozyumu*, (1986).

Gollapalli, M. ve Kota, S. H., "Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models", *Environ. Pollut.*, 234, 174–180, (2018).

Grugnaletti, M., Pantini, S., Verginelli, I. ve Lombardi, F., "An easy-to-use tool for the evaluation of leachate production at landfill sites", *Waste Manag.*, 55, 204–219, (2016).

Hakami, B. A. ve Seif, S. E.-S. A., "Household Solid Waste Composition and Management in Jeddah City, Saudi Arabia: A planning model Pollution View project Construction material View project Household Solid Waste Composition and Management in Jeddah City, Saudi Arabia: A planning model", *Int. Res. J. Environment Sci., International Science Congress Association* 4, (2015).

Hardy, J. T., *Climate Change: Causes, Effects, and Solutions*, John Wiley ve Sons, (2003).

Harmsen, J., "Identification of organic compounds in leachate from a waste tip", *Water Res.*, 17, 699–705, (1983).

Hoilijoki, T. H., Kettunen, R. H. ve Rintala, J. A., "Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature", *Water Res.*, 34, 1435–1446, (2000).

Ibrahim, T. N. T., Mahmood, N. Z. ve Othman, F., "Estimation of leachate generation from msw landfills in selangor, Malaysia", *Asian J. Microbiol. Biotechnol. Environ. Sci.*, 19, 43–48, (2017).

Im, J. H., Woo, H. J., Choi, M. W., Han, K. B. ve Kim, C. W., "Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system", *Water Res.*, 35, 2403–2410, (2001).

Imbiriba, B. C. O., Ramos, J. B. S., Silva, R. S., Cattanio, J. H., Couto, L. L. ve Mitschein, T.A., "Estimates of methane emissions and comparison with gas mass burned in CDM action in a large landfill in Eastern Amazon", *Waste Manag.* 101, 28–34 (2020).

Işın, E. O., "Determination of landfill gas by using methematical models", *Yüksek Lisans Tezi, Dokuz Eylül Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Anabilim Dalı, İzmir*, (2012).

Jara-Samaniego, J., Murcia, P., Bustamante, M. A., Espinosa, A. P., Paredes, C., Lopez, M., Lluch, D. B. L., Teran, I. G. ve Moral, R., "Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production" *J. Clean. Prod.*, 141, 1349–1358 (2017).

Javaheri, H., Nasrabadi, T., Jafarian, M. H., Rowshan, G. R. ve Khoshnam, H., "Site selection of municipal solid waste landfills using analytical hierarchy process method in a geographical information technology environment in giroft", *J. Environ. Heal. Sci. Eng.*, 3, 177–184, (2006).

Jayasinghe, G. Y., "Sugarcane bagasses sewage sludge compost as a plant growth substrate and an option for waste management", *Clean Technol. Environ. Policy*, 14, 625–632, (2012).

Kamalan, H., Sabour, M. ve Shariatmadari, N., "A review on available landfill gas

models", J. Environ. Sci. Technol., 4, 79–92, (2011).

Karanjekar, R. V., Bhatt, A., Altouqui, S., Jangikhatoonabad, N., Durai, V., Sattler, M. L., Hossain, M. D. S. ve Chen, V., "Estimating methane emissions from landfills based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: The CLEEN model", Waste Manag. 46, 389–398 (2015).

Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P. ve Van Woerden, F., "What a Waste 2.0 A Glob. Snapshot", Solid Waste Manag., (2018).

Kaza, S. ve Bhada-Tata, P., Decision Maker's Guides for Solid Waste Management Technologies, Washington, DC: World Bank, (2018).

Kennedy, K. J. ve Lentz, E. M., Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors", Water Res., 34, 3640–3656, (2000).

Khan, M. M. U. H., Jain, S., Vaezi, M. ve Kumar, A., "Development of a decision model for the techno-economic assessment of municipal solid waste utilization pathways", Waste Manag., 48, 548–564, (2016).

Kiriş, A. ve Saltabaş, F., "The landfill gas management at sanitary landfill site and Istanbul Case Study", J. Eng. Nat. Sci., 209–218, (2011).

Kjeldsen, P., Barlaz M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin A. ve Christensen, T. H., "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 32, 297–336, (2002).

Krause, M. J., Chickering, G. W. ve Townsend, T. G., "Translating landfill methane generation parameters among first-order decay models", J. Air Waste Manag. Assoc., 66, 1084–1097, (2016).

Kreith, F. ve Tchobanoglous, G. Handbook of Solid Waste Management, McGraw-Hill Education, (2002).

Kulikowska, D. ve Klimiuk, E., "The effect of landfill age on municipal leachate composition", Bioresour. Technol., 99, 5981–5985, (2008).

Lau, I. W. C., Wang, P. ve Fang, H. H. P., "Organic Removal of Anaerobically Treated Leachate by Fenton Coagulation", *J. Environ. Eng.*, 127, 666–669, (2001).

Leao, S., Bishop, I. ve Evans, D., "Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions", *Comput. Environ. Urban Syst.*, 28, 353–385, (2004).

Lema, J. M., Mendez, R. ve Blazquez, R., "Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review", *Water. Air. Soil Pollut.*, 40, 223–250, (1988).

Letcher, T. M. ve Vallero, D. A., *Waste: A Handbook for Management*, Academic Press, (2019).

Levis, J. W., Barlaz, M. A., Themelis, N. J. ve Ulloa, P., "Assessment of the state of food waste treatment in the United States and Canada", *Waste Manag.*, 30, 1486–1494, (2010).

Li, X. Z. ve Zhao, Q. L., "Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment", *Chemosphere*, 44, 37–43, (2001).

Lisk, D. J., "Environmental effects of landfills", *Sci. Total Environ.*, 100, 415–468, (1991).

Liu, D. H. ve Liptak, B. G., *Environmental Engineers Handbook Second Edition*, CRC Press LLC, (1997).

Loehr, R. C., "Hazardous solid waste from agriculture", *Environ. Health Perspect.*, 27, 261–273, (1978).

Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. ve Di Pinto, A. C., "Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate", *Chemosphere*, 54, 1005–1010, (2004).

Machado, S. L., Carvalho, M. F., Gourc, J. P., Vilar, O. M. ve do Nascimento, J. C. F., "Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results", *Waste Manag.*, 29, 153–161, (2009).

Majdinasab, A., Zhang, Z. ve Yuan, Q., "Modelling of landfill gas generation: a review", *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 16, 361–380, (2017).

Malakahmad, A., Abualqumboz, M. S., Kutty, S. R. M. ve Abunama, T. J., "Assessment of carbon footprint emissions and environmental concerns of solid waste treatment and disposal techniques; case study of Malaysia", *Waste Manag.*, 70, 282–292, (2017).

Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T. H. ve Scharff, H., "Landfilling of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions", *Waste Manag. Res.*, 27, 825–836, (2009).

Martinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M. ve Rintala, J. A., "Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates", *Chemosphere*, 46, 851–858, (2002).

Martinen, S. K., Kettunen, R. H. ve Rintala, J. A., "Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates", *Sci. Total Environ.*, 301, 1–12, (2003).

Mehrdad, S. M., Abbasi, M., Yeganeh, B. ve Kamalan, H., "Prediction of methane emission from landfills using machine learning models", *Environ. Prog. Sustain. Energy*, 40, e13629, (2021).

MGM, Meteoroloji Genel Müdürlüğü. Müdürlüğü, Meteoroloji Genel (20 Kasım 2022), <https://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?k=Hvem=DENIZLI>, (2022).

Mou, Z., Scheutz, C. ve Kjeldsen, P., "Evaluation and application of site-specific data to revise the first-order decay model for estimating landfill gas generation and emissions at Danish landfills", *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 65, 686–698, (2015).

Nanwen, Z. ve Renhua, H., "Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages", *Sci. Total Environ.*, 407, 3385–3391 (2009).

Nilam, T., Ibrahim, T., Mahmood, N. Z. ve Othman, F., "Estimation of leachate

generation from MSW landfills in Selangor, Malaysia", *Asian J. Microbiol. Biotechnol. Environ. Sci.*, 19, 44–49, (2016).

Nolasco, D., Lima, R. N., Hernández, P. A. ve Pérez, N. M., "Non-controlled biogenic emissions to the atmosphere from Lazareto landfill, Tenerife, Canary Islands", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 15, 51–60, (2008).

Noor, Z. Z., Yusuf, R. O., Abba, A. H., Abu Hassan, M. A. ve Mohd Din, M. F., "An overview for energy recovery from municipal solid wastes (MSW) in Malaysia scenario", *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 20, 378–384, (2013).

Nopharatana, A., Clarke, W. P., Pullammanappallil, P. C., Silvey, P. ve Chynoweth, D. P., "Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste", *Bioresour. Technol.*, 64, 169–174, (1998).

Okafor, N., *Environmental Microbiology of Aquatic and Waste Systems*, (2011).

Orupöld, K., Tenno, T. ve Henrysson, T., "Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate", *Water Res.*, 34, 4389–4396, (2000).

Öztürk, I., Altınbaş, M., Koyuncu, I., Arikan, O. ve Gomec-Yangin, C., "Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates", *Waste Manag.*, 23, 441–446, (2003).

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Irving, W. ve Krug, T., *IPCC - Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, (2006).

Perez-Murcia, M. D., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Espinosa, A. ve Paredes, C., "Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli", *Bioresour. Technol.*, 97, 123–130, (2006).

Podlasek, A., "Modeling leachate generation: practical scenarios for municipal solid waste landfills in Poland", *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 30, 13256–13269, (2022).

Pohland, F. G. ve Kim, J. C., "Microbially mediated attenuation potential of landfill bioreactor systems", *Water Sci. Technol.*, 41, 247–254, (2000).

Pushpakalambiga, M. R. ve Jasmine, P. D. J., "Biodegradable and Non-Biodegradable

Waste Management", J. Community Soc. Health Nurs., 2, 25-28, (2019).

Qin, W., Egolfopoulos, F. N. ve Tsotsis, T. T., "Fundamental and environmental aspects of landfill gas utilization for power generation", Chem. Eng. J., 82, 157–172, (2001).

Rafiq, A., Rasheed, A., Arslan, C., Tallat, U. ve Siddique, M., "Estimation of greenhouse gas emissions from Muhammad wala open dumping site of Faisalabad, Pakistan", Geol. Ecol. Landscapes., 2, 45–50, (2018).

Ragle, N., Kissel, J., Ongerth, J. E. ve Dewalle, F. B., "Composition and variability of leachate from recent and aged areas within a municipal landfill", Water Environ. Res., 67, 238–243, (1995).

Reinhart, D. R. ve Grosh, C. J., "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality", Univ. Cent. Florida - Civ. Environ. Eng. Dep., 46, (1998).

Reinhart, D. R. ve Al-Yousfi, A. B., "The Impact of Leachate Recirculation On Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics", Waste Manag. Res. J. a Sustain. Circ. Econ., 4 14, 337–346 (2016).

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F. ve Moulin, P., "Landfill leachate treatment: Review and opportunity", J. Hazard. Mater., 150, 468–493, (2008).

Saghir, M., Naimi, Y. ve Tahiri, M., "First-order mathematical modeling of biogas production: Application for the controlled landfill of fez", 3rd Renew. Energies, Power Syst. Green Incl. Econ., 1–6, (2018).

Scharff, H. ve Jacobs, J., "Applying guidance for methane emission estimation for landfills", Waste Manag., 26, 417–429, (2006).

Shah, A. V., Srivastava, V. K., Mohanty, S. S. ve Varjani, S., "Municipal solid waste as a sustainable resource for energy production: State-of-the-art review", J. Environ. Chem. Eng., 9, 105717, (2021).

Shekdar, A. V., "Sustainable solid waste management: An integrated approach for Asian countries", Waste Manag., 29, 1438–1448, (2009).

Shen, L. Y., Tam, V. W. Y., Tam, C. M. ve Drew, D., "Mapping Approach for Examining Waste Management on Construction Sites", *J. Constr. Eng. Manag.*, 130, 472–481, (2004).

Shi, L. L., Liang, D. Q. ve Li, D. L., "Phase equilibrium conditions for simulated landfill gas hydrate formation in aqueous solutions of tetrabutylammonium nitrate", *J. Chem. Thermodyn.*, 68, 322–326, (2014).

Sil, A., Kumar, S. ve Wong, J. W. C., "Development of correction factors for landfill gas emission model suiting Indian condition to predict methane emission from landfills", *Bioresour. Technol.*, 168, 97–99, (2014).

Sil, A., Kumar, S. ve Kumar, R., "Formulating LandGem model for estimation of landfill gas under Indian scenario", *Int. J. Environ. Technol. Manag.*, 17, 293–299, (2014).

Silva, A. C., Dezotti, M. ve Sant'Anna, G. L., "Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate", *Chemosphere*, 55, 207–214, (2004).

Speece, R. E., *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*, Archae Press, (1996).

Speight, J. G., "Gasification processes for syngas and hydrogen production", *Gasif. Synth. Fuel Prod. Fundam. Process. Appl.*, 119–146, (2015).

Statom, R. A., Thyne, G. D. ve McCray, J. E., "Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA", *Environ. Geol.*, 45, 982–991, (2004).

Surmacz-Górska, J., Miksch, K. ve Kita, T., "Możliwości podczyszczania odcieków z wysypisk metodami biologicznymi", *Arch. Ochr. Środowiska*, 43–54, (2000).

Şentürk, İ. ve Yıldırım, B., "A study on estimating of the landfill gas potential from solid waste storage area in Sivas, Turkey", *Sci. J. Mehmet Akif Ersoy Univ.* 3, 63–76, (2020).

Tabet, K., Moulin, P., Vilomet, J. D., Amberto, A. ve Charbit, F., "Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant",

Sep. Sci. and Technol., 37, 1041–1063, (2007).

Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A. ve Samaras, P., "Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates", *Chemosphere*, 53, 737–744, (2003).

Tatsi, A. A. ve Zouboulis, A. I., "A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece)", *Adv. Environ. Res.*, 6, 207–219, (2002).

Teng, C., Zhou, K., Peng, C. ve Chen, W., "Characterization and treatment of landfill leachate: A review", *Water Res.*, 203, 117525, (2021).

Tchobanoglous, G., Theisen, H. ve Vigil, S., *Integrated Solid Waste Management*, New York: McGraw-Hill, 381-417, (1993).

Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R. ve Valdivia, J. E., "Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills", *Waste Manag.*, 29, 2085–2091, (2009).

Tian, H., Gao, J., Hao, J., Lu, L., Zhu, C. ve Qiu, P., "Atmospheric pollution problems and control proposals associated with solid waste management in China: a review", *J. Hazard. Mater.*, 252–253, 142–154, (2013).

Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Maleriat, J. P. ve Quemeneur, F., "Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates: Pilot-scale studies", *Environ. Technol.*, 20, 587–596, (1999).

Trégourès, A., Benetio, A., Berne P., Gonze M. A., Sabroux J. C., Savanne D., Pokryszka, Z., Tauziède, C., Cellier, P., Laville P., Milward, R., Arnauld, A., Levy, F. ve Burkhalter, R., "Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site", *Waste Manag. Res. J. a Sustain. Circ. Econ.*, 17, 453–458 (1999).

UNEP, *Waste–Investing in energy and resource efficiency*, 44, (20 Kasım 2022), https://www.unep.org/greeneconomy/Portals/88/documents/ger/GER_8_Waste.pdf, (2011).

US Environmental Protection Agency, *LFG Energy Project Development Handbook*, Chapter 1: Landfill Gas Energy Basics, 1–15, (2017).

USEPA, "Municipal Solid Waste in the United States: 2011 Facts and Figures", United States Environmental Protection Agency (2011). Available at: <https://www.epa.gov/emergency-response-research/solid-waste>. (Eriřim: 22. Aralık 2022).

Van Dijk, L. ve Roncken, G. C. G., "Membrane bioreactors for wastewater treatment: The state of the art and new developments", *Water Sci. Technol.*, 35, 35–41, (1997).

Vaverková, M. D. ve Adamcová, D., "Evaluation of landfill leachate pollution: findings from a monitoring study at municipal waste landfill", *J. Ecol. Eng.*, 16, 19–32, (2015).

Velvizhi, G., Shanthakumar S., Das B., Pugazhendhi A., Priya T. S., Ashok B., Nanthagopal K., Vignesh R., Karthick C., "Biodegradable and non-biodegradable fraction of municipal solid waste for multifaceted applications through a closed loop integrated refinery platform: Paving a path towards circular economy", *Sci. Total Environ.*, 731, (2020).

Wang, B. ve Shen, Y., "Performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) as a hydrolysis-acidogenesis unit in treating landfill leachate mixed with municipal sewage", *Water Sci. Technol.*, 42, 115–121, (2000).

Wang, F., Smith, D. W. ve El-Din, M. G., "Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review", *J. Environ. Eng. Sci.*, 2, 413–427, (2011).

Wang, X., Nagpure, A. S., Decarolis, J. F. ve Barlaz, M. A., "Using observed data to improve estimated methane collection from select U.S. landfills", *Environ. Sci. Technol.*, 47, 3251–3257, (2013).

Wang, Z. P., Zhang, Z., Lin, Y. J., Deng, N. S., Tao, T. ve Zhuo, K. "Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process", *J. Hazard. Mater.*, 95, 153–159 (2002).

Welander, U., Henrysson, T. ve Welander, T., "Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology", *Water Res.*, 31, 2351–2355, (1997).

WHO, "Management of Solid Health-Care Waste at Primary Health-Care Centres",

The World Health Organization, (2005).

Wu, J. J., Wu, C. C., Ma, H. W. ve Chang, C. C., "Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes", *Chemosphere*, 54, 997–1003, (2004).

Yang, N., Damgaard, A., Kjeldsen, P., Shao, L. M. ve He, P. J., "Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China", *Waste Manag.*, 46, 362–372, (2015).

Young, G. C., *Municipal Solid Waste to Energy Conversion Processes: Economic, Technical, and Renewable Comparisons*, (2010).

Yuan, H. ve Shen, L., "Trend of the research on construction and demolition waste management", *Waste Manag.*, 31, 670–679, (2011).

Zhang, J. H., Tian, G., Zhou, G. D., He, M. M., Wang, F. ve Yao, J. H., "Evaluation of organic solid wastes composts as peat substitutes for seedling production", *J. Plant. Nutr.*, 36, 1780–1794, (2013).

Zhuang, J., Tang, J. ve Aljerf, L., "Comprehensive review on mechanism analysis and numerical simulation of municipal solid waste incineration process based on mechanical grate", *Fuel* 320, 123826, (2022).

Ziyang, L., Youcai, Z., Tao, Y., Yu, S., Huili, C., Nanwen, Z. ve Renhua, H., "Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages", *Sci. Total Environ.*, 407, 3385–3391 (2009).