

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ÇEVRESEL TESİSLERDEN KAYNAKLANAN SERA GAZI
EMİSYONLARININ HESAPLANMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Mehmet ERDOĞAN

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

OCAK 2015

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**ÇEVRESEL TESİSLERDEN KAYNAKLANAN SERA GAZI
EMİSYONLARININ HESAPLANMASI**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

**Mehmet ERDOĞAN
(501091772)**

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Çevre Bilimleri ve Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Mustafa Sait YAZGAN

OCAK 2015

İTÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 501091772 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi **Mehmet ERDOĞAN**, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “**ÇEVRESEL TESİSLERDEN KAYNAKLANAN SERA GAZI EMİSYONLARININ HESAPLANMASI**” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Prof. Dr. Mustafa Sait YAZGAN**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK**
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Mustafa Sait YAZGAN
İstanbul Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Arslan SARAL
Yıldız Teknik Üniversitesi

Teslim Tarihi : **15 Aralık 2014**
Savunma Tarihi : **23 Ocak 2014**

Aileme,

Çalışmamda beni daima destekleyen aileme ve özellikle beni iyi yetiştirdiğine inandığım annem Melahat ERDOĞAN'a, babam Mustafa ERDOĞAN'a ve İTÜ Jeoloji Mühendisliği Yüksek Lisans öğrencisi kardeşim Damla ERDOĞAN'a ithaf etmek istiyorum.

Aralık 2014

Mehmet ERDOĞAN
(Çevre Mühendisi)

ÖNSÖZ

Bana bu çalışma olanağını sunmaktan çekinmeyen başta danışmanım Prof. Dr. Mustafa Sait YAZGAN olmak üzere, çalışmamın konusunun belirlenmesinde katkı sahibi olan Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK'e, yardımlarını benden esirgemeyen kadim dostum ve South Florida Üniversitesi Araştırma Görevlisi Onur ÖZCAN'a ve tüm Çevre Mühendisliği Bölümü hocalarına teşekkürlerimi sunarım.

Aralık 2014

Mehmet ERDOĞAN
(Çevre Mühendisi)

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖNSÖZ.....	vii
İÇİNDEKİLER	ix
KISALTMALAR	xi
ÇİZELGE LİSTESİ.....	xiii
ŞEKİL LİSTESİ.....	xv
ÖZET.....	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ	1
1.1 Tezin Amacı	1
1.2 Literatür Çalışması	2
2. ÇEVRESEL TESİSLER VE SERA GAZI EMİSYONLARI	5
2.1 Sera Gazı Emisyon Envanteri Çalışmaları ve IPPC Metodolojisi	6
2.2 Türkiye’de Atık Bertarafından Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları.....	8
3. UYGULAMA ALANI KATI ATIK VE ATIKSU PROJEKSİYONLARI.....	11
3.1 Uygulama Alanı	11
3.2 Nüfus Projeksiyonu	12
3.3 Atık Projeksiyonu	14
3.4 Atık Bileşenleri ve Miktarları	15
3.5 Yasal Mevzuatlara ve Geri Kazanılacak Atık Miktarları.....	17
3.6 Atıksu Üretim Projeksiyonu.....	20
3.7 Kirlilik yükleri ve miktarları	21
4. KATI ATIK YÖNETİM SENARYOLARI	23
4.1 Atık Depolama Tesisleri	23
4.1.1 Nem içeriği.....	26
4.1.2 Nütrient içeriği	26
4.1.3 pH seviyesi	26
4.1.4 Depolanan atıkların bileşimi	27
4.2 Organik Atık Geri Kazanımı Yöntemleri.....	27
4.2.1 Kompostlaştırma tesisleri.....	27
4.2.2 Biyometanizasyon tesisleri	28
5. ATIKSU ARITIM SENARYOLARI.....	31
5.1 Anaerobik Arıtım	32
5.1.1 Anaerobik reaktörler	36
5.1.1.1 Klasik havasız çamur çürütücü	36
5.1.1.2 Anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR).....	37
5.1.2 Stabilizasyon havuzları	37
5.1.2.1 Stabilizasyon havuzları çalışma mekanizmaları ve çeşitleri.....	38
5.1.2.2 Stabilizasyon havuzları uygulama alanları.....	42
5.2 Aerobik Arıtım	44
5.2.1 Askıda büyüyen sistemler (aktif çamur prosesi).....	44
5.2.2 Biyofilm tekniğine göre çalışan sistemler	45

5.2.2.1 Damlatmalı filtreler	45
5.2.2.2 Biyodiskler	45
5.3 İleri Atıksu Arıtımı.....	46
5.3.1 Nitrifikasyon.....	46
5.3.2 Denitrifikasyon.....	48
5.4 Atıksu Arıtma Tesislerinden Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları	49
6. KATI ATIK VE ATIKSU ARITIM SENARYOLARININ SERA GAZI EMİSYONLARININ KARSILAŞTIRILMASI	55
6.1 Hesaplamalarda Yapılan Kabuller	56
6.2 Katı Atık Yönetim Senaryolarından Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları	59
6.2.1 Atık depolama tesisi sera gazı emisyonları	59
6.2.2 Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları	64
6.2.3 Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları	67
6.3 Atıksu ArıtımYöntemlerinden Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları	70
6.3.1 Anaerobik stabilizasyon havuzları	70
6.3.2 Biyolojik atıksu arıtmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları.....	73
6.3.3 İleri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan sera gazı emisyonları	76
7. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	83
KAYNAKLAR.....	87
EKLER.....	91
ÖZGEÇMİŞ.....	103

KISALTMALAR

AAT	: Atıksu Arıtma Tesisi
ASH	: Anaerobik Stabilizasyon Havuzu
GWP	: Global Warming Potential
IPCC	: Intergovernmental Panel on Climate Change
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
UKM	: Uçucu Katı Madde
KAAP	: Katı Atık Ana Planı
KIP	: Küresel Isınma Potansiyelleri
GHG	: Greenhouse Gases
t CO₂e	: Ton Karbondioksit Eşdeğeri
AWSP	: Anaerobic Waste Stabilization Pond
IEAP	: Uluslararası Yerel Yönetimler Sera Gazlarının Analizi Protokolü
t /y	: ton / yıl
AAKY	: Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği
MGM	: Meteoroloji Genel Müdürlüğü
ADT	: Atık Depolama Tesisi
MSW	: Municipal Solid Waste
BMİDÇS	: Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi
UASB	: Yukarı Akışlı Anaerobik Çamur Yataklı Reaktör
ABSR	: Ardışık Kesitli Anaerobik Reaktör
AnMBR	: Anaerobik Membran Bioreaktör
BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOI	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
AKM	: Askıda Katı Madde
TKN	: Toplam Kjeldhal Azotu
KOSKİ	: Konya Su Kanalizasyon İdaresi
İZSU	: İzmir Su Kanalizasyon İdaresi
AOB	: Amonyum Oksitleyen Bakteri
AOA	: Amonyum Oksitleyen Archea
DEN	: Denitrifikasyon
SKKY	: Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği
ÇÖZ	: Çözünürlük

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 2.1 :Sera gazları ve küresel ısınma potansiyelleri (IEAP, 2009).....	7
Çizelge 2.2 :Atık bertarafından kaynaklanan metan emisyonları (TÜİK, 2012).	9
Çizelge 2.3 :Tarımsal faaliyetler kaynaklı metan emisyonları (TÜİK, 2012).	9
Çizelge 2.4 :Atıksu arıtımından kaynaklanan N ₂ O emisyonları (TÜİK, 2012).	9
Çizelge 2.5 :Tarımsal faaliyetler kaynaklı N ₂ O emisyonları (TÜİK, 2012).....	9
Çizelge 3.1 :Atık havzalarını temsil eden iller (KAAP, 2006).....	11
Çizelge 3.2 :Uygulama alanı atık nüfus projeksiyonu (KAAP, 2006).	12
Çizelge 3.3 :Yıllık nüfus artış katsayısı hızı.	12
Çizelge 3.4 :Uygulama alanı nüfus projeksiyonu.	13
Çizelge 3.5 :Birim atık oluşum miktarı (KAAP, 2006).....	14
Çizelge 3.6 :Atık miktarı projeksiyonu.	15
Çizelge 3.7 :Atık karakterizasyonu (%).	16
Çizelge 3.8 :Atık bileşenleri (ton).	16
Çizelge 3.9 :Organik atık miktarı (2005–2030).....	17
Çizelge 3.11 :Geri kazanılacak miktar (ton).	18
Çizelge 3.12 :ADT'ye gönderilecek atık miktarları ve türleri (ton).	19
Çizelge 3.13 :Uygulama alanı atıksu projeksiyonu.	20
Çizelge 3.14 :Evsel atıksu kirlilik parametreleri (Metcalf & Eddy, 1991).....	21
Çizelge 5.1 :ASH BOI giderim oranları (Alexiou ve Mara, 2003).	40
Çizelge 5.2 :ASH tasarım kriterleri (Kaynak ve Taşdemir, 2002).	41
Çizelge 6.1 :Emisyon faktörleri (Güven, 2012 ve IPCC, 2006'dan uyarlanmıştır). .	58
Çizelge 6.2 :EPA modeli parametreleri (Taşkan, 2001).	61
Çizelge 6.3 :ADT'den kaynaklanan sera gazı emisyonları.	62
Çizelge 6.4 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları (ton).....	65
Çizelge 6.5 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları (t CO ₂ e).	66
Çizelge 6.6 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları (ton).	68
Çizelge 6.7 :Biyometanizasyon kaynaklı sera gazları emisyonları	69
Çizelge 6.8 :ASH'dan kaynaklanan sera gazları.	72
Çizelge 6.9 :Biyolojik AAT'den kaynaklanan metan emisyonları.	74
Çizelge 6.10 :Biyolojik AAT'den kaynaklanan N ₂ O emisyonları.	76
Çizelge 6.11 : Alıcı ortam deşarj standartları (SKKY, 2004).	77
Çizelge 6.12 :İleri AAT'den kaynaklanan dolaylı sera gazı emisyonları.....	78
Çizelge 6.13 :İleri AAT'den kaynaklanan nitroz oksit emisyonları.	79
Çizelge 6.14 :İleri AAT'den kaynaklanan metan emisyonları.	81
Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar (2010–2150).	96

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 2.1 :Yıllara göre kişi başı sera gazı emisyonları (TÜİK, 2012).	8
Şekil 3.1 :Nüfus projeksiyonu (kişi).	13
Şekil 3.2 :Birim atık oluşumu (kg/kişi-gün).	14
Şekil 3.3 :Atık oluşum miktarı (t/y).	15
Şekil 3.4 :Atık bileşenleri (t/y).	16
Şekil 3.5 :ADT'ye gönderilecek atıklar ve miktarları (t/y).	19
Şekil 3.6 :Atıksu oluşum miktarı (m ³).	20
Şekil 5.1 :Anaerobik arıtım prosesleri (Taşkan, 2001).	35
Şekil 5.2 :ASH şematik görünümü (Yıldırım, 2006).	40
Şekil 5.3 :Konya Ereğli ASH görünümü (KOSKİ, 2014).	43
Şekil 5.4 :Selçuk ASH görünümü (İZSU, 2014).	43
Şekil 5.5 :Biyolojik azot döngüsü (Kampsheer ve diğ., 2009).	49
Şekil 6.1 :ADT'den kaynaklanan biyogaz akım şeması.	56
Şekil 6.2 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı akım şeması.	57
Şekil 6.3 :ADT'den kaynaklanan sera gazı emisyonları (tCO ₂ e).	64
Şekil 6.4 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları(ton).	66
Şekil 6.5 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları (tCO ₂ e).	67
Şekil 6.6 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazları (ton).	67
Şekil 6.7 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazları.	68
Şekil 6.8 :İkinci ve üçüncü senaryo sera gazı emisyonlarının karşılaştırılması.	69
Şekil 6.9 :İkinci ve üçüncü senaryo sera gazı emisyonlarının karşılaştırılması.	70
Şekil 6.10 : ASH'dan kaynaklanan sera gazları (t CO ₂ e).	72
Şekil 6.11 : Biyolojik atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazı emisyonları.	76
Şekil 6.12 :İleri AAT'den kaynaklanan N ₂ O emisyonları.	80
Şekil 6.13 : İleri AAT'den kaynaklanan sera gazları.	82
Şekil 6.14 :Farklı senaryolar için sera gazı emisyonları(t CO ₂ e).	82
Şekil A :1C havzası atık karakterizasyonu (KAAP, 2006).	92
Şekil B :AAT'den kaynaklanan metan emisyonları (Daelman ve diğ., 2012).	93
Şekil C :Türkiye geneli yağış miktarları (MGM, 2014).	94
Şekil D :Metan dönüşüm katsayıları (IPCC, 2006).	95

ÇEVRESEL TESİSLERDEN KAYNAKLANAN SERA GAZI EMİSYONLARININ HESAPLANMASI

ÖZET

Artan nüfus, kentleşme ve sanayileşmeye paralel olarak oluşan atık miktarı da aynı oranda artmaktadır. Oluşan atıkların bertarafı için biyolojik, kimyasal yada ileri arıtım yöntemler seçilmektedir. Yöntem seçiminde atık bertaraf yönteminin maliyeti ve verimliliği kadar kullanılan yöntemin karbon ayak izi miktarı da son yıllarda önemli hale gelmektedir.

Endüstriyelleşme etkisi ve hızla artan insan popülasyonunun da etkisiyle sera gazı olarak adlandırılan gazların miktarı son yıllarda hızlı bir artış göstermiştir. Buna bağlı olarak Dünya üzerindeki hava sıcaklığı her geçen gün biraz daha artmaktadır. Peterson (2007) 1860-1900 yılları arasında, denizde ve karadaki küresel sıcaklığın ortalama 0,75 °C yükseldiğini belirtmiştir (Vikipedia, 2014'de atıfta bulunulduğu gibi). Oluşan sera gazlarının miktarı azaltılmazsa, artışın daha da hızlanarak devam edeceği tahmin edilmektedir. Sera gazı olarak tanımlanan gazlar IPCC (2006)'ya göre ikiye ayrılırlar. Doğrudan sera gazları, karbondioksit (CO₂), metan (CH₄), nitroz oksit (N₂O), hidroflorokarbon (HFC), kükürthekzaflorit (SF₆) ve perflorokarbon (PFC), dolaylı sera gazları ise azotoksitler (NO_x), karbonmonoksit (CO), metan dışı uçucu organik bileşikler (NMVOC) ve kükürtdioksit (SO₂)'dir.

Son 200 yılda önemli sera gazlarından CO₂, CH₄ ve N₂O'nin atmosferdeki konsantrasyonları önemli ölçüde artmıştır. El Fadel ve Massould (2001) sera gazlarındaki artışın fosil yakıtların üretim ve kullanımından, tarımsal aktivitelerden ve endüstriyel aktivitelerden kaynaklandığını ifade etmişlerdir. (Çakır ve Stensrtom, 2005'de atıfta bulunulduğu gibi). TÜİK tarafından hazırlanan sera gazı envanteri incelendiğinde atıksu bertarafından ve katı atık bertarafından kaynaklı sera gazı emisyonları oluşan toplam sera gazı emisyonu içinde önemli bir orana sahip olduğu görülmektedir. Sera gazlarının küresel ısınma etkilerini karşılaştırmak için küresel ısınma potansiyelleri (KIP) karbondioksit eşdeğeri olarak tanımlanmaktadır. Yüz yıllık periyot için CO₂, CH₄ ve N₂O gazlarının küresel ısınma potansiyel değerleri Intergovernmental Panel on Climate Change (2007)'ye göre sırasıyla 1, 21 ve 310 karbondioksit eşdeğeridir.

Atık bertarafından kaynaklı sera gazlarını incelendiğinde CH₄ and N₂O gibi gazlar atık bertarafından önemli miktarlarda oluşan ve yüksek küresel ısınma potansiyelleri sebebiyle küresel ısınmaya önemli ölçüde katkıda bulunan gazlar olarak önem kazanmaktadır. TÜİK tarafından 2012 yılında hazırlanan Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanteri incelendiğinde atık bertarafında ve atıksu arıtımından kaynaklanan metan ve N₂O gazlarının oransal olarak sera gazı envanterinde önemli bir yer tuttuğu tespit edilmiştir. TÜİK tarafından 2012 yılında hazırlanmış Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanterine göre metan emisyonlarının %53,20'si katı atık bertarafından, %2,50'si atıksu bertarafından, %2,52'si ise gübre yönetiminden kaynaklanmaktadır. Yine aynı

envanter çalışmasına göre oluşan N₂O gazının %19,37'si gübre yönetiminden, %12,77'si ise atıksu arıtımından kaynaklanmaktadır.

Bu alışma kapsamında katı atık bertaraf senaryoları ve atıksu arıtım senaryoları sera gazı emisyonları açısından incelenmiştir. Yapılan çalışmada atık depolama tesisi (ADT), kompostlaştırma tesisi, biyometanizasyon tesisi, anaerobik stabilizasyon havuzu (ASH), biyolojik atıksu arıtma tesisi (aktif çamur prosesi) ve ileri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan CH₄ ve N₂O gibi sera gazı emisyonları hesaplanarak karşılaştırılmıştır. Çalışma kapsamında atık bertarafı ve atıksu arıtım senaryoları irdelenmiştir. Katı atık senaryolarından kaynaklanan sera gazları hesapları karbondioksitin emisyonlara dahil edildiği ve edilmediği durum için ayrı ayrı hesap edilmiştir. IPCC Ulusal Sera Gazı Envanteri Klavuzuna göre emisyon hesaplamalarında karbondioksit emisyonları hesaba katılmamaktadır. Ancak katı atık senaryolarında karbondioksit emisyonları da hesaba katılarak reel durumun analizi yapılmıştır. Yapılan incelemelere göre atık bertarafında atık depolama tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonlarının en yüksek miktarlarda oluştuğu görülmektedir. Atık bertaraf yöntemlerinden kompostlaştırma ve biyometanizasyon tesisleri karşılaştırıldığında karbondioksit emisyonunun hesaplamalara dahil edildiği durumda biyometanizasyon kaynaklı sera gazı miktarlarının kompostlaştırmaya göre daha yüksek miktarda oluştuğu görülmüştür, karbondioksit emisyonlarının hesaba katılmadığı durumda ise kompostlaştırmadan kaynaklanan emisyonların biyometanizasyondan kaynaklanan emisyonlardan fazla olduğu görülmektedir. Atıksu arıtım senaryolarında ise anaerobik proseslere dayanan anaerobik stabilizasyon havuzunda arıtımın sera gazı emisyonlarının diğer senaryolardan daha yüksek oranda küresel ısınma potansiyelinin olduğu görülmektedir. Atıksu arıtım senaryoları içinde en az sera gazı emisyonunun oluştuğu durum ise ileri atıksu arıtımıdır. Biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonları olarak ise metan gazının iyi işletilemeyen yada aşırı yüklemenin olduğu tesislerde önemli miktarlarda oluştuğu görülmektedir.

GREENHOUSE GASES CALCULATIONS FROM ENVIROMENTAL FACILITIES

SUMMARY

In parallel to the development of population, urbanization and industrialization, the generated waste amount increases with the same ratio. Waste types can be classified as solid, liquid and gas. These wastes can be treated by chemical, biological and advanced treatment technologies. As global warning effect have been a problem for our world in the last centuries not only the cost and treatment efficiency but also global warning potential (GWP) becoming more important for waste and wastewater treatment.

In the last century because of population growth and industrial development worlds' atmosphere have been warning with increasing accelaration. According to Peterson (2007) between years 1860-1900 sea and earth temperature increase averagely 0.75 °C (as given in Wikipedia, 2014). Some experts evaluate that if not taking precautions, temperature increase will be continued. According to IPCC (2006) greenhouse gases can be classified as direct and indirect. Direct greenhouse gases are: carbondioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrious oxide (N₂O), hydrofluorocarbon (HFC), kükürthekzaflorit (SF₆) ve perfluorocarbon(PFC). Indirect greenhouse gases are; nitrousoxide(NO_x), carbonmonoxide (CO), volatile organic compounds except methane (NMVOC) and sulphurdioxide (SO₂).

El Fadel and Massoud (2001) evaluate that during the last 200 years atmospheric concentrations of greenhouse gases, CO₂, CH₄ and N₂O have increased due to anthropogenic activities such as production and use of fossil fuels and other agricultural and industrial activities (as given in Çakır ve Stensrtom, 2005). To compare the effect between different gases, global warning potentials are estimated and referenced to CO₂.

For a 100 year horizon, CO₂, CH₄ and N₂O have GWPs of 1, 21 and 310 respectively (IPCC, 2007). Solid waste disposal and wastewater treatment contribute to greenhouse gases through production of CO₂, CH₄ and N₂O. According to National Greenhouse Gases Inventory that is prepeared by TÜİK (2012) greenhouse gas production from solid waste treatment and wastewater treatment provide significant amount of greenhouse gases. National Greenhouse Gases Inventory that is prepeared by TÜİK (2012) evaluates that 53.20% of total methane generation supplied from solid waste disposal, 2.50% of total methane generation supplied from wastewater treatment and 2.52% of total methane generation supplied from manure management.

According to National Greenhouse Gases Inventory 12.77% of total N₂O generation in year 2012 supplied from wastewater treatment and 19.37% from manure management.

The objective of this research is estimation of greenhouse gases production from wastewater treatment and solid waste disposal facilities and also investigation of the differences between aerobic and anaerobic methods for waste water treatment and waste disposal methods.

In anaerobic treatment complex wastes are stabilized in three basic steps: hydrolysis, acid fermentation and methanogenesis. Anaerobic treatment processes can release CH_4 which has a greater global warming potential than CO_2 . Aerobic treatment involves the conversion of organic waste to biomass and CO_2 by an aerobic bacterial culture, and generally does not produce CH_4 but aerobic treatment of waste water and solid waste processes can release N_2O which has a greater GWP than CO_2 and methane.

To obtain more reliable results an application area that is selected from solid waste master Plan (1C Religion) with a population of 1,000,000 person for the year 2010 is chosen.

For application area population, unit waste production and waste production projections are done in terms of Solid Waste Master Plan (2006). According to population and waste projections; a solid waste management project is determined by using European Union Directives like biological waste and packaging waste recycling targets. According to calculations total biodegradable waste, packaging waste and other waste streams are determined. Biodegradable wastes are mostly sent to composting facility and biomethanization to obtain regulations. Biodegradable wastes and packaging wastes that is not recovered will be sent to sanitary landfill with other waste streams.

In waste water treatment scenarios waste water amount is determined by statistics from TÜİK and water pollution parameters are taken from Metcalf and Eddy (1991). With these statistic total domestic waste water amount and pollution parameters are calculated for application area.

In the content of this research different scenarios for wastewater treatment and solid waste disposal are evaluated. For solid waste disposal sanitary landfill, composting and biomethanization methods are selected and their global warming potentials are compared within and without carbon emissions. For waste water treatment three different scenarios are selected. These three scenarios are anaerobic waste stabilization pond, biological waste water treatment plant (activated sludge) and advanced waste water treatment plant. For these facilities global warming potentials are calculated and compared.

Sanitary landfills are the most common treatment method to treat the biodegradable wastes, mixed wastes, packaging wastes, household wastes and waste water treatment sludges. After biodegradation of organic wastes in sanitary landfills, landfill gases like CH_4 and CO_2 are produced. According to Taskan (2001) landfill gas contains averagely 60-40% CH_4 and %40 – 60% CO_2 and also other gases in very low degrees.

To reduce the volume of municipal solid waste to be disposed at sanitary landfill, composting and biomethanization offer viable methods for municipal solid wastes, through biological conversion of the biodegradable fraction of the waste to compost and energy.

Composting can be describe as a manure management process. The most common large-scale and commercially available technologies for composting of

biodegradable municipal solid wastes are naturally aerated windrow composting, mechanically aerated windrow composting (also called static pile) and in-vessel composting.

Biomethanization offers viable methods for municipal solid wastes, sewage sludges or animal manure through biological conversion of the biodegradable fraction of the waste to biogas while producing electricity and heat energy. Biogas typically refers to a gas produced by the breakdown of organic matter in the absence of oxygen. It is a renewable energy source. Furthermore, biogas can be produced from regionally available raw materials such as recycled waste and is environmentally friendly. Biogas is produced by anaerobic digestion with anaerobic bacteria or fermentation of biodegradable materials such as, sewage sludge, municipal waste and green wastes. Biogas comprises primarily of methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) and small amounts of hydrogen sulphide (H_2S), moisture and siloxanes. The biomethanization of organic wastes is accomplished by a series of biochemical transformations. These reactions can occur in one-stage systems or two stage systems.

To treat waste water many methods can be used. These methods can be listed as aerobic methods, anaerobic methods and advanced treatment methods.

Anaerobic treatment systems are used all over the world on treatment of medium and high strength industrial and domestic wastewaters. But anaerobic treatment process contributes high rate of greenhouse gases like methane. To examine the greenhouse effect of anaerobic treatment, an anaerobic stabilization pond is chosen. Anaerobic stabilization ponds have been used successfully to treat municipal and industrial wastewater. Stabilization is brought about by a combination of precipitation and the anaerobic conversion of organic wastes to CO_2 and CH_4 .

Municipal wastewater treatment plants emit greenhouse gases like methane and N_2O . In terms of literature research methane emissions from municipal wastewater treatment plant mainly occurs from primary settling tanks, secondary settling tanks, anaerobic sludge digesters and flares. According to IPCC (2006) methane emission from wastewater treatment plants are not expected but overloading or not well management occur methane emissions. Other important greenhouse gas is N_2O for waste water treatment and its global warming potential is higher than methane. N_2O is emitted both nitrification and denitrification so N_2O emissions occur both aerobic and anaerobic reactions.

For a 100 year horizon, N_2O have global warming potential of 310 (IPCC, 2007). In this study, N_2O and methane emissions from municipal wastewater treatment are evaluated.

For sanitary landfill calculations are made for the years 2010-2050 for all other scenarios calculations are made for years 2010–2030. To calculate the greenhouse gas potentials for alternative scenarios IPCC methodologies or emission factors are used. If IPCC methodologies are not clear or not sufficient other alternative methodologies are preferred.

According to IPCC National Greenhouse Gas Inventories Guidelines carbon dioxide is biogenic source and is not regarded in calculation of waste emissions so solid waste management scenarios is done with and without carbon dioxide emissions to see the real conditions. According to calculations greenhouse gas emissions from sanitary landfill for years 2010–2050 is with carbon dioxide emissions is $\sim 3,321,000$ tCO_2e and without carbon dioxide emissions $\sim 2,630,000$ tCO_2e . Greenhouse Gas

emissions from composting and biomethanization for years 2010–2030 with carbon dioxide emissions are ~1,498,000 and ~2,167,000 tCO₂e respectively. If not regarding carbon dioxide emissions greenhouse gas emissions from composting and biomethanization for years 2010-2030 are ~534,000 tCO₂e and ~63,000 tCO₂e respectively.

According to calculations greenhouse gas emissions for years 2010–2030 for anaerobic stabilization pond, biological wastewater water treatment plant and advanced biological water treatment plant are respectively ~2,072,000 tCO₂e, ~1.323.000 tCO₂e and ~424.000 tCO₂.

According to the results given above most important greenhouse gas are sourced by sanitary landfill for solid waste disposal and anaerobic stabilization pond for waste water treatment. In compare with biomethanization and composting; composting process contribute more GHG. So according to the study it can be said aerobic treatment for solid waste disposal and anaerobic treatment methods for waste water treatment contribute more greenhouse gases.

1. GİRİŞ

Dünya üzerinde artan çevre kirliliği ve bu kirliliğin bir bileşenlerinden olan katı atıklar ve atıksular insan sağlığını her geçen gün daha fazla tehdit eder duruma gelmektedir. Katı atıkların uzaklaştırılması ve atıksuların arıtımında bir çok yöntem kullanılmaktadır. Kullanılan yöntemlerin seçiminde arıtma verimliliği ve kriterleri kadar, yöntemlerin ortaya çıkaracağı sera gazı miktarı da önem kazanmaktadır.

Son 200 yılda önemli sera gazlarından CO₂, CH₄ ve N₂O'nun atmosferdeki konsantrasyonları önemli ölçüde artmıştır. Sera gazlarındaki artış fosil yakıtların üretim ve kullanımından, tarımsal ve endüstriyel aktivitelerden ve atık yönetiminden kaynaklanmaktadır. Yüz yıllık periyot için CO₂, CH₄ ve N₂O gazlarının Küresel Isınma Potansiyelleri sırasıyla 1, 21 ve 310 karbondioksit eşdeğeridir (IPCC, 2007). Atık bertarafından kaynaklanan sera gazlarını incelendiğinde CH₄ ve N₂O gazlarının atıksu arıtımında, CO₂, CH₄ ve N₂O gazlarının ise katı atık bertarafında ön plana çıktıkları görülmektedir.

TÜİK tarafından 2012 yılında hazırlanmış olan Ulusal Seragazı Emisyon Envanteri incelendiğinde atık bertafı ve atıksu arıtım kaynaklı sera gazlarının etkisinin önemli miktarlarda olduğu görülmektedir. Bu bakımdan katı atık bertaraf ve atıksu arıtım yöntemlerinden kaynaklanan sera gazlarının miktarlarının tespiti, bu gazların miktarının azaltılması ve bertarafı açısından büyük önem arz etmektedir.

1.1 Tezin Amacı

Bu çalışmanın amacı, kentsel katı atıkların ve atık suların arıtımında ön görülen senaryolar için potansiyel sera gazı emisyon miktarlarının yıllık bazda belirlenmesidir. Çalışmada öncelikle katı atık bertaraf yöntemleri üzerinde durulmuştur. Bu kapsamda Entegre Katı Atık Yönetim aşamaları göz önüne alınarak yapılan atık projeksiyonları ile uygun atık senaryolarının tespit edilmesi amaçlanmıştır. Çalışmanın bir sonraki aşamasında ise katı atık bertarafı için senaryolar belirlenerek her senaryo için sera gazı emisyonları hesaplanmıştır.

Çalışma kapsamında üç ayrı atık yönetim senaryosu öngörülmektedir. Birinci senaryoda oluşan atıkların büyük bir kısmı atık depolama tesislerinde bertaraf edilirken, ikinci ve üçüncü Senaryolarda ise organik atıklar kompostlaştırma ve biyometanizasyon tesislerinde arıtılacaktır.

Çalışma kapsamında üç atık yönetim senaryosu ortaya konularak senaryolar için sera gazı emisyonları hesap edilmiştir. Birinci Senaryo için yapılan emisyon hesapları 2010-2050 yılları arasını kapsarken diğer senaryolarda 2010–2030 yılları arasındaki emisyon değerleri hesaplanmıştır.

Çalışmanın ikinci aşamasında ise atık su arıtım yöntemleri üzerinde durulmuştur. Bu kapsamda atıksu projeksiyonlarının yapılarak atıksu arıtım senaryoları belirlenmiştir. Çalışmanın bir sonraki aşamasında ise atıksu arıtım senaryoları için sera gazı emisyonları hesaplanmıştır.

Çalışma kapsamında üç ayrı atıksu arıtım senaryosu öngörülmektedir. Birinci senaryoda oluşan atıksuların tamamının anaerobik stabilizasyon havuzlarında (ASH) arıtılacağı, ikinci senaryoda atıksuyun biyolojik atıksu arıtma tesislerinde, üçüncü senaryoda ise ileri atıksu arıtma tesislerinde arıtılacağı varsayılmıştır.

Bütün senaryolar için 2010–2030 yılları arasında oluşacak olan gazı emisyonlarının hesaplamaları yapılmıştır.

Çalışma sonucunda Uygulama Alanı olarak seçilen 1.000.000 nüfuslu Katı Atık Ana Planı 1C Havzası için katı atık bertaraf ve atıksu arıtım yöntemlerinin sera gazı emisyonları bakımından en uygun alternatif ortaya konulmuştur.

1.2 Literatür Çalışması

Çalışma kapsamında uygulama alanından kaynaklanan sera gazlarının emisyonu hesaplamaları literatür çalışmaları ve değerleriyle desteklenmiştir. Yapılan literatür araştırmalarını katı atık bertarafı ve atıksu arıtım yöntemleri olarak ikiye ayırmak mümkündür.

Katı atık bertarafı ile ilgili çalışmalarda genel olarak anaerobik Arıtma ve Uygulamaları (Öztürk 2007), Stabilizasyon Havuzları ile ilgili çalışmalarda Anaerobic Waste Stabilization Ponds, A Low Cost Contribution to a Sustainable Wastewater Reuse Cycle (Alexiou ve Mara, 2003) ve Sewage Treatment In Hot

Climates (Mara, D., 1976) alışmalarından, atık depolama tesisleri ile ilgili alışmalar Landfill Gas From Environment to Energy - Final Report (Grendebien ve diğ., 1992), kompostlaştırma ve biyometanizasyon ile ilgili alışmalar Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues (Tchobanoglous ve diğ., 1993) adlı kitaptan ve Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları (Öztürk, 2010a) kitaplarından yararlanılarak hazırlanmıştır.

Atıksu arıtım yöntemleri ile ilgili Literatür alışması ise Wastewater Engineering Treatment-Disposal-Reuse (Metcalf ve Eddy, 1991) adlı kitabından, evsel atıksu arıtma tesislerinde debi – maliyet ilişkisi Yüksek Lisans Tezi (Yıldırım, 2006), Quantifying the Greenhouse Gas Emissions of Waste Water Treatment Plant (Wageningen Üniversitesi, 2010), Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal Wastewater Treatment Ethanol Fermentation (Research Triangle Institute, 2010) ve Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC., 2006) raporlarından yararlanılarak hazırlanmıştır.

2. ÇEVRESEL TESİSLER VE SERA GAZI EMİSYONLARI

Türkiye, Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesini imzalayarak ve Kyoto Protokolüne taraf olarak iklim değişikliği ile mücadele etme noktasında ilk adımları atmıştır. Sera gazı envanterinin oluşturulması bu kapsamda ilk adım olarak değerlendirilebilir. Türkiye İstatistik Kurumu tarafından hazırlanan Ulusal Sera gazı Emisyon Envanter Raporu, iklim değişikliği yönelik politikaların belirlenmesinde ve gerekli önlemlerin alınmasında önemli bir kaynak oluşturmaktadır.

TÜİK tarafından 2012 yılında hazırlanan Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanteri incelendiğinde katı atık bertarafında ve atıksu arıtımında CH₄ ve N₂O gazlarının önemli oranlarda oluştukları görülmektedir. TÜİK tarafından 2012 yılında hazırlanmış Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanteri'nde metan emisyonlarının %53,20'si katı atık bertarafından, %2,50'si atıksu arıtımından %2,52'si ise gübre yönetiminden kaynaklandığı görülmektedir. Yine aynı rapora göre N₂O emisyonlarının %12,77'si atıksu arıtımından %19,37'si ise gübre yönetiminden kaynaklandığı görülmektedir.

Bu çalışma kapsamında atık bertarafından ve atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazı emisyonları incelenmiştir. Çevresel Tesislerden kaynaklı sera gazı emisyonlarının hesaplanmasının amaçlandığı bu çalışmada reel durumun daha iyi analiz etmek için 1.000.000 eşdeğer nüfusa sahip uygulama alanı seçilerek Avrupa Birliği Direktifleri ve yasal mevzuatlar göz önüne alınarak atıksu arıtımı ve kentsel katı atık bertarafı için farklı senaryolar ortaya konulmuştur. Bu kapsamda 1.000.000 eşdeğer nüfus için atık depolama tesisine gönderilecek atık miktarları, geri kazanılacak atık miktarları belirlenerek uygulama alanına uygun kapasitelerde kentsel katı atık yönetim senaryoları belirlenerek her senaryo için sera gazı emisyonları hesaplanmıştır.

Atıksu arıtım senaryoları için ise ilgili yıldaki nüfus ve kişi başı atıksu üretim miktarı kullanılarak oluşan atıksu için farklı senaryolar belirlenerek, her senaryo için oluşan sera gazı emisyonları hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamalarda genellikle TÜİK tarafından hazırlanan Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanteri'nin hazırlanmasında da kullanılan ve uluslararası alanda sera gazı emisyonlarının hesaplanmasında referans

olarak kabul edilen IPCC metodolojileri kullanılmıştır. IPCC metodolojilerinin yeterli görülmediği yada daha güncel hesaplama yöntemlerinin olduğu durumlarda ise en güncel ve senaryoya en uygun yöntem kullanılarak hesaplamalar yapılmıştır.

2.1 Sera Gazı Emisyon Envanteri Çalışmaları ve IPCC Metodolojisi

TÜİK tarafından hazırlanan ulusal seragazı emisyon envanteri çalışmaları kapsamında, IPCC metodolojileri klavuz kabul edilmiş ve IPCC yaklaşımları baz alınarak hesaplamalar yapılmıştır. Ulusal sera gazı envanteri ile ülkemiz için enerji başta olmak üzere, tarım, atık bertarafı vb. konularda sera gazı emisyonlarının miktarı ve kaynakları belirlenmeye çalışılmaktadır. Bu kapsamda enerji, endüstriyel işlemler, tarımsal faaliyetler ile atıklardan kaynaklanan emisyonlar Türkiye için yıllık olarak hesaplanmaktadır. Ulusal Seragazı Emisyon Envanteri Raporu, IPCC metodolojisine göre, enerji, endüstriyel işlemler, tarımsal faaliyetler ve atık kategorilerinde değerlendirilmiştir (TÜİK, 2011). Ulusal Seragazı Emisyon Envanteri Raporu 1990–2009 (2011)’e göre sera gazları doğrudan ve dolaylı olmak üzere ikiye ayrılırlar.

Doğrudan gazlar karbondioksit (CO_2), metan (CH_4), nitröz oksit (N_2O), hidroflorokarbon (HFC), kükürthekzaflorit (SF_6), perflorokarbon (PFC); dolaylı gazlar ise azotoksitler (NO_x), karbonmonoksit (CO), metan dışı uçucu organik bileşikler (NMVOC) ve kükürtdioksit (SO_2)’dir.

Sera gazı salımları hesaplanırken, toplam sera gazı salım miktarını temsil eden tek bir sayının hesaplanması amacıyla her bir gaz karbondioksit eşdeğerine dönüştürülmektedir. Karbondioksit eşdeğeri (CO_2 -eş), değişik etki güçlerindeki sera gazlarının miktarlarının, her bir gazın iklim değişikliği üzerindeki ayrı etkileri temel alınarak birlikte hesaplanmasını sağlayan standart ölçü birimidir (TÜİK, 2011). Bu kapsamda doğrudan ve dolaylı sera gazları için küresel ısınma potansiyelleri belirlenmiştir. Küresel ısınma potansiyeli, belirli bir zaman dilimi (genellikle 100 yıl), gazın atmosferde kaldığı süre ve bu süredeki etkisi temel alınarak hesaplanmaktadır (IEAP, 2009).

Yerel yönetimler genellikle, Birleşmiş Milletler Hükümetlerarası İklim Değişikliği Paneli (IPCC)’nin ikinci Değerlendirme Raporu’nda belirtilmiş küresel ısınma potansiyellerini kullanarak, ulusal raporun oluşturulmasında Birleşmiş Milletler İklim

Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi (BMİDÇS) şartlarını takip edilmektedir. Yerel yönetimler, Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi şartlarına bağlı kalarak, 100 yıllık bir zaman dilimini temel alan küresel ısınma potansiyellerini kullanmalıdırlar (IEAP, 2009).

IPPC İkinci Değerlendirme Raporu'na göre KIP değerleri Çizelge 2.1'de verilmiştir.

Çizelge 2.1 :Sera gazları ve küresel ısınma potansiyelleri (IEAP, 2009).

Sera Gazı	Küresel Isınma Potansiyeli
Karbondioksit (CO ₂)	1
Metan (CH ₄)	21
Diazotmonoksit (N ₂ O)	310
Hidroflorokarbon - 23	11.700
Hidroflorokarbon - 125	2.800
Hidroflorokarbon – 134a	1.300
Hidroflorokarbon – 143a	3.800
Hidroflorokarbon – 152a	140
Hidroflorokarbon – 227ea	2.900
Hidroflorokarbon – 236fa	6.300
Hidroflorokarbon–43-10mee	1.300
Perflorometan (CF ₄)	6.500
Perfloroetan (C ₂ F ₆)	9.200
C ₃ F ₈	7.000
C ₄ F ₁₀	7.000
C ₅ F ₁₂	7.500
C ₆ F ₁₄	7.400
Kükürt Heksaflorid (SF ₆)	23.900

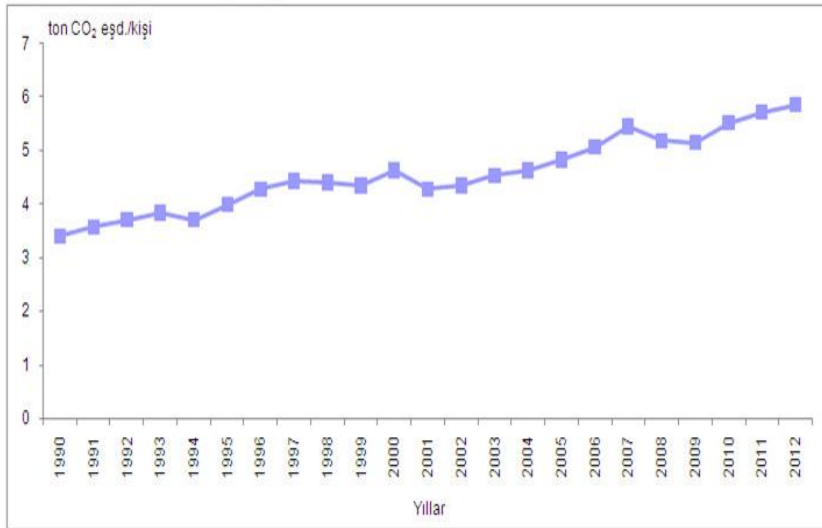
18 Mayıs 2004 tarihinde TÜİK Başkanlığınca gerçekleştirilen toplantı ile, emisyon hesaplamalarında IPCC 1996 rehberinde önerilen metodolojilerin kullanılması kararlaştırılmıştır. 07 Temmuz 2004 tarihinde yapılan üçüncü toplantı ve 14 Temmuz 2004 tarihinde yapılan dördüncü toplantı sonucunda ise, emisyon hesaplarında SO₂ emisyonu dışında IPCC birinci yaklaşımının kullanılmasına karar verilmiştir (Sera Gazları Emisyon Envanteri Çalışma Grubu Taslak Raporu, 2006).

IPCC metodolojileri emisyon izlenmesi için üç ana yaklaşım kullanmaktadır. Bu yaklaşımlar IPCC metodolojilerinde yaklaşım bir, iki ve üç olarak geçmektedir. İkinci ve üçüncü yaklaşımların kullanılabilmesi için ülke bazında detaylı veri, bilgi ve analiz sonuçlarına ulaşılabilmesi gerekmektedir. Sera Gazları Emisyon Envanteri Çalışma Grubu Taslak Raporu (2006)'ya göre Türkiye İstatistik Kurumu Başkanlığı tarafından EUROSTAT'a önerilen "Türk İstatistik Sisteminin Geliştirilmesi"

programı dahilinde 2006-2009 döneminde IPCC ikinci ve üçüncü yaklaşımları konusunda metodoloji aydınlatmasına yönelik çalışmalar yapılması planlanmaktadır.

2.2 Türkiye’de Atık Bertarafından Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları

TÜİK tarafından oluşturulan Ulusal Seragazı Envanterine göre 2012 yılı için toplam seragazı emisyonunun 4.399 milyon ton CO₂ eşdeğeri olarak bulunmuştur. Envanter sonuçlarına göre CO₂ eşdeğeri olarak 2012 yılı toplam seragazı emisyonu 1990 yılına göre %133,4 artış gösterdiği belirlenmiştir keza 1990 yılında kişi başı karbondioksit eşdeğer emisyonu 3,4 ton/kişi olarak hesaplanırken, bu değer 2012 yılında 5,9 ton/kişi olarak hesaplanmıştır (TÜİK, 2012). Yıllara göre kişi başı sera gazı emisyonları ton CO₂ eşdeğeri cinsinden Şekil 2.1’de verilmiştir.



Şekil 2.1 :Yıllara göre kişi başı sera gazı emisyonları (TÜİK, 2012).

2012 yılı emisyonlarında CO₂ eşdeğeri olarak en büyük payı %70,2 ile enerji kaynaklı emisyonlar alırken, bunu sırasıyla %14,3 ile endüstriyel işlemler, %8,2 ile atık ve %7,3 ile tarımsal faaliyetler takip etmektedir. (TÜİK, 2012). CH₄ emisyonlarının %55,7’si atıktan, %34,8’i tarımsal faaliyetlerden, %9,5’i ise enerji ve endüstriyel işlemlerden kaynaklandığı tespit edilmiştir; N₂O emisyonlarının %73,4’ü tarımsal faaliyetlerden, %12,8’i atıktan, %7,1’i endüstriyel işlemlerden, %6,7’si ise enerjiden kaynaklandığı tespit edilmiştir (TÜİK, 2012). Çizelge 2.2–2.5’de Türkiye’de atık bertarafından ve tarımsal faaliyetlerden kaynaklanan sera gazı emisyonları bin ton cinsinden gösterilmiştir.

Çizelge 2.2 :Atık bertarafından kaynaklanan metan emisyonları (TÜİK, 2012).

Parametre (bin ton)	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012
Atık	397,01	1.065,54	1.477,32	1.502,37	1.605,73	1.592,59	1.634,62
Katı Atık Bertarafı	304,12	967,32	1.382,98	1.415,11	1.526,05	1.517,27	1.561,25
Atıksu Arıtımı	92,89	98,21	94,34	87,25	79,68	75,32	73,37

Çizelge 2.3 :Tarımsal faaliyetler kaynaklı metan emisyonları (TÜİK, 2012).

Parametre (bin ton)	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012
Tarımsal Faaliyetler	984,64	957,76	853,13	790,69	832,16	906,62	1.020,36
Entegrik Fermanstasyon	902,65	876,56	775,87	718,24	753,96	824,07	925,50
Gübre Yönetimi	68,04	68,14	62,26	53,98	59,49	63,04	73,93
Pirinç Ekimi	5,00	5,00	5,80	8,50	9,90	9,94	11,97
Tarımsal Artıkların Açıkta Yakılması	8,66	8,06	9,21	9,98	8,82	9,57	8,95

Çizelge 2.4 :Atıksu arıtımından kaynaklanan N₂O emisyonları (TÜİK, 2012).

Parametre	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012
Atıksu Arıtımı	4,47	4,84	5,21	5,54	5,93	6,01	6,09

Çizelge 2.5 :Tarımsal faaliyetler kaynaklı N₂O emisyonları (TÜİK, 2012).

Parametre (bin ton)	1990	1995	2000	2005	2010	2011	2012
Tarımsal Faaliyetler	31,32	29,42	32,04	31,21	31,13	31,59	35,01
Gübre Yönetimi	8,06	8,12	7,51	7,30	7,59	8,24	9,24
Tarımsal Topraklar	23,09	21,14	24,34	23,71	23,37	23,15	25,59
Tarımsal Artıkların Açıkta Yakılması	0,17	0,16	0,19	0,20	0,18	0,20	0,18

3. UYGULAMA ALANI KATI ATIK VE ATIKSU PROJEKSİYONLARI

Çalışma kapsamında uygulama alanı için 2006 yılında yayınlanmış olan Katı Atık Ana Planı'nda belirtilmiş olan atık havzaları içinden seçim yapılmıştır. Katı Atık Ana Planı'nda toplam 11 atık havzası belirlenmiştir, bu havzalar 1a, 1b, 1c, 2a, 2b, 2c, 2d, 2e, 3a, 3b ve 3c havzalarıdır. ilgili atık havzaları 1a, 1b, 2a, 2b, 2c, 3a ve 3b atık havzaları Türkiye'deki 16 büyükşehir belediyesini temsil ederken, diğer atık havzaları ise büyükşehir belediyesi olmayan belediyelerden oluşmaktadır.

3.1 Uygulama Alanı

Uygulama alanı olarak Katı Atık Ana Planı 1C Havzası seçilmiştir. 1C Havzası Katı Atık Ana Planı'na göre Marmara ve Ege Bölgelerindeki büyükşehir belediyesi olmayan orta ve küçük ölçekli belediyeleri kapsamaktadır. Katı Atık Ana Planı farklı nüfus eşdeğerleri için nüfus, kişi başı atık miktarı, atık bileşeni gibi projeksiyonları 2010-2030 yılları için sunmaktadır. Bu kapsamda uygulama alanı için 1.000.000 eşdeğer nüfus seçilerek nüfus ve atık projeksiyonları öngörülmüştür. Çizelge 3.1'de atık havzalarının temsil edildiği iller gösterilmiştir.

Çizelge 3.1 :Atık havzalarını temsil eden iller (KAAP, 2006).

No	Bölge	Alt Bölge
1a	Marmara/Ege	İstanbul, İzmir (Büyükşehirler)
1b		Diğer büyükşehir belediyeleri
1c		Diğer belediyeler (orta/küçük)
2a		Ankara (Büyükşehir)
2b	Akdeniz/Karadeniz/İç Anadolu	Antalya / İçel (Turizm şehirleri)
2c		Diğer büyükşehir belediyeleri
2d		Diğer belediyeler, Karadeniz (orta/küçük)
2e		Diğer belediyeler, Akdeniz / İç Anadolu (orta/küçük)
3a	Doğu /Güneydoğu Anadolu	Gaziantep (Büyükşehir)
3b		Diğer büyükşehir belediyeleri
3c		Diğer Belediyeler (orta/küçük)

3.2 Nüfus Projeksiyonu

Uygulama alanı nüfus projeksiyonu hesaplamaları için 2006 yılında yayımlanan Katı Atık Ana Planı'ndaki nüfus projeksiyonundan yararlanılmıştır. Katı Atık Ana Planı'nda uygulama alanı nüfus projeksiyonu için 2010, 2015, 2020, 2025 ve 2030 yılları projeksiyonları Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2 :Uygulama alanı atık nüfus projeksiyonu (KAAP, 2006).

Yıllar	2010	2015	2020	2025	2030
Nüfus	1.000.000	1.040.600	1.073.000	1.101.900	1.126.400

Ara yıllar içindeğerler ise İller Bankası Yöntemi kullanılarak hesaplanmıştır. İller Bankası Yönteminde iki nüfus sayımı arasındaki nüfus artış katsayısı aşağıdaki formül ile hesaplanmaktadır:

$$P = \left[\left(\frac{N_y}{N_s} \right)^{\frac{1}{a}} - 1 \right] \times 100 \quad (3.1)$$

Burada;

P: Nüfus artış katsayısı,

N_y : Şehrin son nüfus sayımı sonucu,

N_s : Şehrin nüfus artışına baz alınan daha önceki nüfus sayım sonucu ve

a: İki nüfus sayımı arasındaki yıl farkıdır.

Bu formüle göre nüfus artış katsayıları 2010-2030 yılları için Çizelge 3.3'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.3 :Yıllık nüfus artış katsayısı hızı.

Yıllar	Nüfus ArtışHızları
2010-2015	0,80
2015-2020	0,62
2020-2025	0,53
2025-2030	0,44

Ara yıllar nüfus değerlerini hesaplamak için nüfus artış katsayılarının yanı sıra mevcut nüfuslar ve aşağıdaki formül kullanılarak uygulama alanı için gelecek yıllara ait nüfus projeksiyonu yapılmıştır.

$$N = N_s \times \left(1 + \frac{P^*}{100}\right)^n \quad (3.2)$$

Burada;

N: Gelecekteki nüfus (kişi),

N_s: Son nüfus sayım sonucu (kişi),

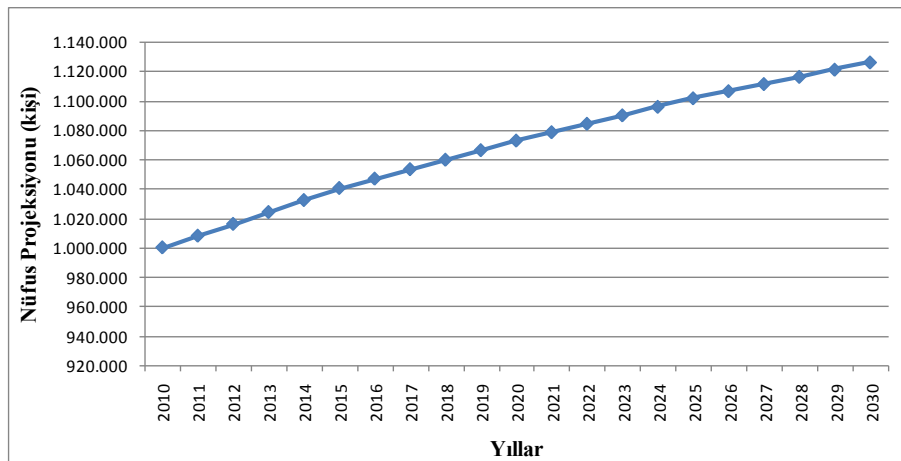
p*: Nüfus artışı katsayısı,

n: Hesaplanması istenen yıla kadar geçecek süredir (yıl).

İller Bankası Yöntemi kullanılarak hesaplanan nüfus projeksiyonları Çizelge 3.4’de ve Şekil 3.1’de gösterilmiştir.

Çizelge 3.4 :Uygulama alanı nüfus projeksiyonu.

Yıl	Nüfus	Yıllar	Nüfus
2010	1.000.000	2021	1.078.719
2011	1.007.991	2022	1.084.468
2012	1.016.046	2023	1.090.248
2013	1.024.166	2024	1.096.058
2014	1.032.350	2024	1.101.900
2015	1.040.600	2026	1.106.757
2016	1.047.001	2027	1.111.635
2017	1.053.441	2028	1.116.535
2018	1.059.921	2029	1.121.457
2019	1.066.440	2030	1.126.400
2020	1.073.000	-	-



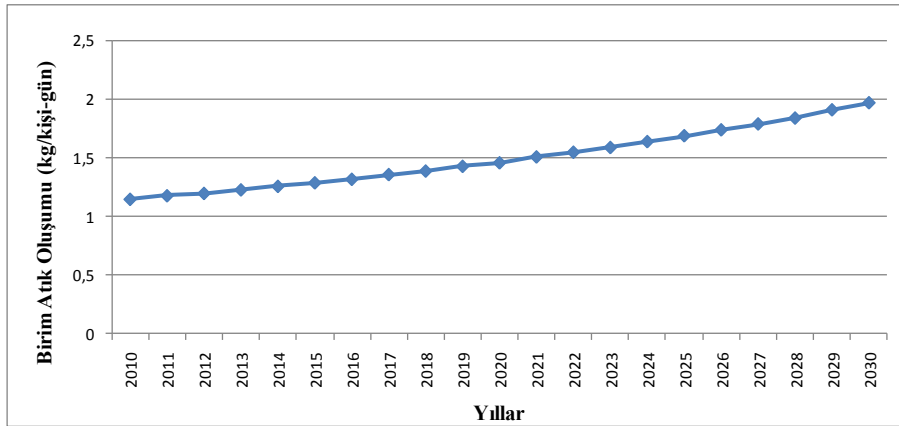
Şekil 3.1 :Nüfus projeksiyonu (kişi).

3.3 Atık Projeksiyonu

Nüfus projeksiyonu ve Katı Atık Ana Planı'nda verilen kişi başı atık miktarları kullanılarak uygulama alanı için atık miktarları hesaplanmıştır. Katı Atık Ana Planı (2006)'ya göre kişi başı atık üretim miktarları ve artış hızları Çizelge 3.5'de ve Şekil 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.5 :Birim atık oluşum miktarı (KAAP, 2006).

Yıl	Birim Atık Miktarı (kg/kişi-gün)	Artış Katsayısı (%)	Yıl	Birim Atık Miktarı (kg/kişi-gün)	Artış Katsayısı (%)
2010	1,15	-	2021	1,51	3,20
2011	1,18	2,10	2022	1,55	2,70
2012	1,20	2,10	2023	1,59	2,70
2013	1,23	2,60	2024	1,64	2,80
2014	1,26	2,20	2025	1,69	3,30
2015	1,29	2,20	2026	1,74	2,90
2016	1,32	2,20	2027	1,79	2,90
2017	1,36	2,40	2028	1,84	3,00
2018	1,39	2,50	2029	1,91	3,60
2019	1,43	2,50	2030	1,97	3,00
2020	1,46	2,50	-	-	-

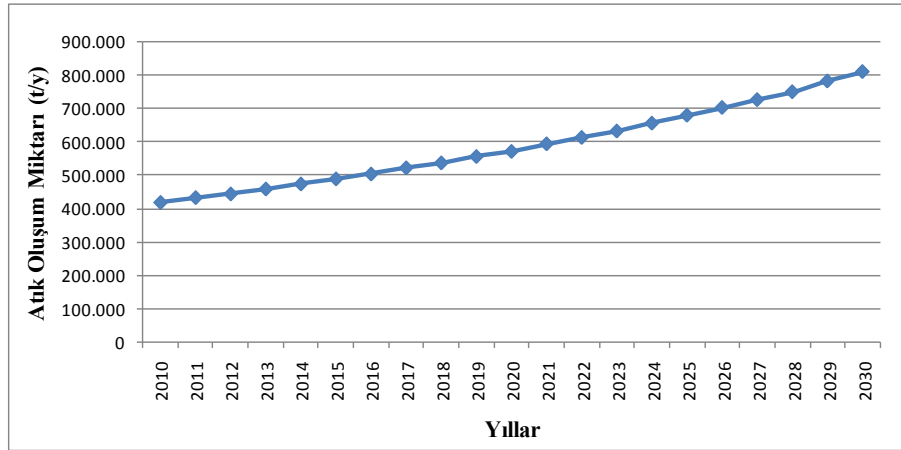


Şekil 3.2 :Birim atık oluşumu (kg/kişi-gün).

Uygulama alanı için elde edilen nüfus projeksiyonu ve Katı Atık Ana Planı'nda verilen birim atık oluşum miktarları kullanılarak uygulama alanı atık miktarı hesaplanarak Çizelge 3.6'da ve Şekil 3.3'de verilmiştir. Projeksiyon hesaplamalarına göre uygulama alanında 2010 yılında 419.750 ton atığın 2030 yılında ise 809.938 ton atığın, 2010–2030 yılları içerisinde toplam 12.364.439 ton atığın oluşması beklenmektedir.

Çizelge 3.6 :Atık miktarı projeksiyonu.

Yıl	Nüfus	Birim Atık Oluşum (kg/kişi-gün)	Oluşan Atık (ton/yıl)
2010	1.000.000	1,15	419.750
2011	1.007.991	1,18	434.142
2012	1.016.046	1,20	445.028
2013	1.024.166	1,23	459.799
2014	1.032.350	1,26	474.778
2015	1.040.600	1,29	489.967
2016	1.047.001	1,32	504.445
2017	1.053.441	1,36	522.928
2018	1.059.921	1,39	537.751
2019	1.066.440	1,43	556.629
2020	1.073.000	1,46	571.802
2021	1.078.719	1,51	594.536
2022	1.084.468	1,55	613.538
2023	1.090.248	1,59	632.725
2024	1.096.058	1,64	656.101
2025	1.101.900	1,69	679.707
2026	1.106.757	1,74	702.901
2027	1.111.635	1,79	726.287
2028	1.116.535	1,84	749.865
2029	1.121.457	1,91	781.824
2030	1.126.400	1,97	809.938



Şekil 3.3 :Atık oluşum miktarı (t/y).

3.4 Atık Bileşenleri ve Miktarları

Uygulama alanında 2010–2030 yılları arasında oluşacak atık miktarını belirlemek için Katı Atık Ana Planı 1C Havzası için belirlenmiş olan atık karakterizasyonu kullanılmıştır. Katı Atık Ana Planı 1C Havzası için atık karakterizasyonu Çizelge 3.7’de verilmiştir, detaylı atık karakterizasyonu ise EK A’da verilmiştir.

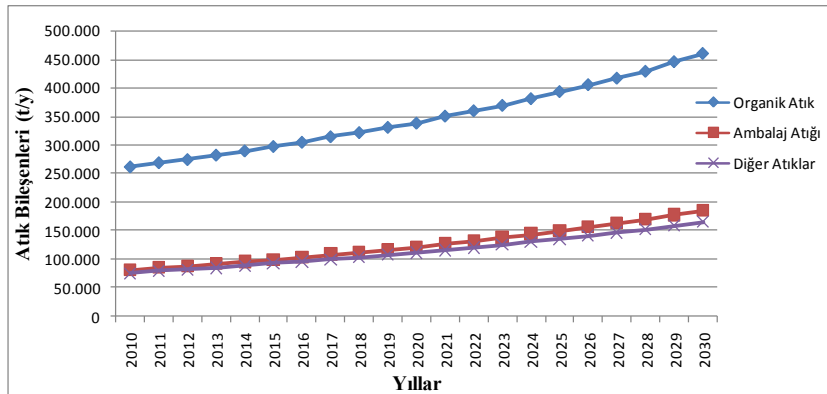
Çizelge 3.7 :Atık karakterizasyonu (%).

Atık Bileşeni	2010	2015	2020	2025	2030
Biyolojik Olarak Ayrışabilir	62,4	60,7	59,1	57,8	56,7
Geri Dönüştürülebilir	37,1	39,0	40,9	42,6	44,0
Ambalaj	19,4	20,3	21,3	22,2	22,9
Diğer	9,9	10,1	10,2	10,3	10,3

Atık karakterizasyonuna göre uygulama alanında oluşacak atık bileşenleri Çizelge 3.8’de ve Şekil 3.4’de gösterilmiştir.

Çizelge 3.8 :Atık bileşenleri (ton).

Yıl	Biyolojik Ayrışabilir	Ambalaj	Diğer	Toplam
2010	261.924	81.432	59.087	419.750
2011	269.168	85.092	62.574	434.142
2012	274.582	88.116	65.022	445.028
2013	282.317	91.960	68.215	459.799
2014	289.615	95.905	71.950	474.778
2015	297.410	99.463	75.786	489.967
2016	304.685	103.411	79.041	504.445
2017	314.280	108.769	82.571	522.928
2018	321.575	112.390	86.478	537.751
2019	330.637	117.449	91.235	556.629
2020	337.935	121.794	94.765	571.802
2021	350.182	127.825	99.221	594.536
2022	359.533	133.138	103.559	613.538
2023	368.879	137.934	108.604	632.725
2024	380.538	144.342	113.912	656.101
2025	392.871	150.895	118.633	679.707
2026	404.871	156.747	123.975	702.901
2027	416.162	163.415	129.402	726.287
2028	428.173	169.470	134.915	749.865
2029	444.858	178.256	141.402	781.824
2030	459.235	185.476	147.919	809.938

**Şekil 3.4 :Atık bileşenleri (t/y).**

3.5 Yasal Mevzuatlara ve Geri Kazanılacak Atık Miktarları

Avrupa Birliği Direktifleri ve yerel mevzuatlara göre atık depolama tesisine gönderilecek organik atık ve ambalaj atık miktarı kademeli olarak azaltılması ve organik atıklar ve ambalaj atıklarının geri kazanılması gerekmektedir.

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından 2012 yılında yayımlanan düzenlemeye göre, 2005 yılında oluşan kentsel katı atıklarının %80'ini depolayan üye ülkeler için öngördüğü atık depolama tesisine kabul edilecek organik atık kotaları aşağıdaki gibidir.

- 2015 yılı için 2005 yılındaki biyolojik olarak ayrışabilir atık miktarının %75'i
- 2018 yılı için 2005 yılındaki biyolojik olarak ayrışabilir atık miktarının %50'si
- 2025 yılı için 2005 yılındaki biyolojik olarak ayrışabilir atık miktarının %35'i atık depolama tesislerine gönderilerek bertaraf edilecektir.

2005 yılında oluşan organik atık miktarı tespitinde 2010–2015 yılları arasındaki nüfus, kişi başı atık oluşum miktarı ve organik atık yüzdeleri artış/azalış hızları hesaplanarak ve 2010 yılı değerleri baz alınarak geriye doğru İller Bankası Yöntemi ile projeksiyon yapılmıştır. 2005–2030 yılları arasında oluşan/oluşacak organik atık miktarı Çizelge 3.9'da verilmiştir.

Çizelge 3.9 :Organik atık miktarı (2005–2030).

Yıl	Organik Atık (ton)	Yıl	Organik Atık (ton)
2005	251.544	2018	321.575
2006	253.587	2019	330.637
2007	255.646	2020	337.935
2008	257.722	2021	350.182
2009	259.814	2022	359.533
2010	261.924	2023	368.879
2011	269.168	2024	380.538
2012	274.582	2025	392.871
2013	282.317	2026	404.871
2014	289.615	2027	416.162
2015	297.410	2028	428.173
2016	304.685	2029	444.858
2017	314.280	2030	459.235

Avrupa Birliği Direktifleri ve yerel mevzuatlar atık depolama tesisine gönderilecek ambalaj atık miktarı ile ilgili de düzenlemeler getirmiştir. 28035 sayılı resmi gazetede 24.08.2011 tarihinde yayımlanan Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliğine göre üretilen ambalaj atıklarının kademeli olarak geri kazanılmaları hedeflenmektedir. Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliğine göre 2010–2020 yılları için geri kazanılması gereken ambalaj atıklarının oranları Çizelge 3.10’da verilmiştir. Geri kazanım hedefleri doğrultusunda 2010–2030 yılları arasında geri kazanılacak organik ve ambalaj atık miktarları ise Çizelge 3.11’de verilmiştir. 2010–2030 yılları arasında geri kazanılacak organik atık miktarı 3.014.716 ton, ambalaj atık miktarı ise 1.417.416 ton olarak öngörülmektedir.

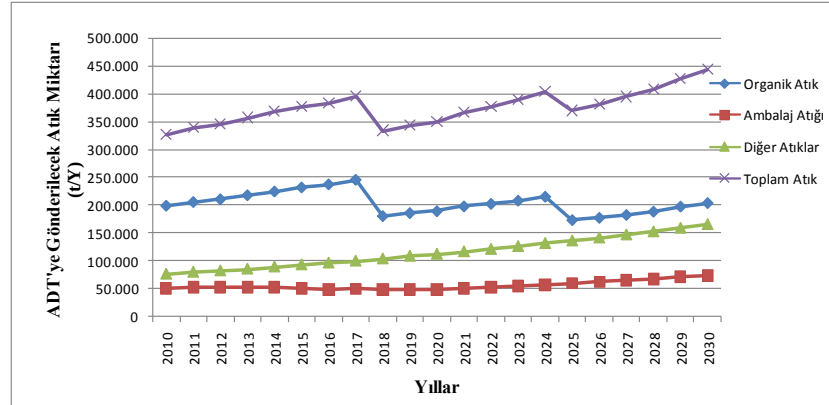
Çizelge 3.10 :Geri kazanım hedefleri (AAKY, 2012).

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

Çizelge 3.11 :Geri kazanılacak miktar (ton).

Yıl	Organik	Ambalaj	Yıl	Organik	Ambalaj
2010	62.886	30.130	2021	152.342	76.695
2011	63.397	32.335	2022	157.140	79.883
2012	63.911	35.246	2023	160.787	82.760
2013	64.430	38.623	2024	165.319	86.605
2014	64.954	42.198	2025	219.658	90.537
2015	65.481	47.742	2026	227.618	94.048
2016	67.292	53.774	2027	233.697	98.049
2017	68.646	58.735	2028	239.771	101.682
2018	141.158	62.938	2029	247.350	106.953
2019	144.807	68.120	2030	255.366	111.285
2020	148.705	73.076	-	-	-

Atık depolama tesisinde bertaraf edilecek atık türleri ve miktarları Şekil 3.5’de gösterilmiştir.



Şekil 3.5 :ADT'ye gönderilecek atıklar ve miktarları (t/y).

Geri kazanım işlemleri sonrasında atık depolama tesisine gönderilecek atık miktarları Çizelge 3.12’de verilmiştir. 2010–2030 yılları arasında 7.878.308 ton atık depolama tesisinde bertaraf edilecektir.

Çizelge 3.12 :ADT'ye gönderilecek atık miktarları ve türleri (ton).

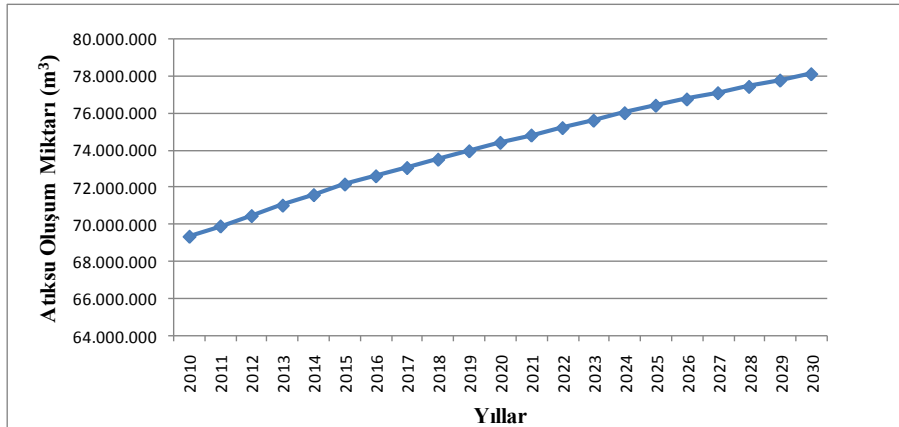
Yıl	Organik	Ambalaj	Diğer	DDT'ye Gönderilecek
2010	199.038	51.302	76.395	326.734
2011	205.771	52.757	79.882	338.410
2012	210.671	52.869	82.330	345.871
2013	217.886	53.337	85.523	356.746
2014	224.661	53.707	89.258	367.626
2015	231.929	51.721	93.094	376.743
2016	237.393	49.637	96.349	383.379
2017	245.634	50.034	99.879	395.547
2018	180.417	49.452	103.786	333.654
2019	185.830	49.328	108.543	343.701
2020	189.230	48.718	112.073	350.021
2021	197.839	51.130	116.529	365.498
2022	202.393	53.255	120.867	376.515
2023	208.091	55.174	125.912	389.177
2024	215.220	57.737	131.220	404.177
2025	173.213	60.358	135.941	369.512
2026	177.253	62.699	141.283	381.235
2027	182.466	65.366	146.710	394.542
2028	188.402	67.788	152.223	408.412
2029	197.508	71.302	158.710	427.520
2030	203.869	74.190	165.227	443.287

3.6 Atıksu Üretim Projeksiyonu

Uygulama alanı evsel atıksu üretim projeksiyonu için Bölüm 3.3’de verilmiş olan nüfus projeksiyonu kullanılmıştır. Nüfus projeksiyonu verileri TÜİK tarafından belirlenen Türkiye geneli birim atıksu oluşum miktarı verileri kullanılarak proje alanı için atıksu oluşum miktarları hesaplanmıştır. TÜİK (2012) verilerine göre kişi başı atıksu oluşum miktarı 190 lt/kişi-gündür. TÜİK tarafından yayınlanan kişi başı atıksu oluşum miktarı 2030 yılına kadar sabit kabul edilerek 2010-2030 yılları için atıksu miktarları yıllara göre Çizelge 3.13’de ve Şekil 3.6’da verilmiştir. Yapılan projeksiyon hesaplamalarına göre 2010 yılında uygulama alanında yıllık 69.350.000 m³ atıksu oluşacağı 2030 yılında ise bu miktarın 78.115.840 m³ olacağı belirlenmiştir.

Çizelge 3.13 :Uygulama alanı atıksu projeksiyonu.

Yıl	Nüfus	Oluşan Atıksu (m ³)	Yıl	Nüfus	Oluşan Atıksu (m ³)
2010	1.000.000	69.350.000	2021	1.078.719	74.809.143
2011	1.007.991	69.904.194	2022	1.084.468	75.207.850
2012	1.016.046	70.462.816	2023	1.090.248	75.608.681
2013	1.024.166	71.025.902	2024	1.096.058	76.011.649
2014	1.032.350	71.593.488	2025	1.101.900	76.416.765
2015	1.040.600	72.165.610	2026	1.106.757	76.753.597
2016	1.047.001	72.609.503	2027	1.111.635	77.091.915
2017	1.053.441	73.056.127	2028	1.116.535	77.431.723
2018	1.059.921	73.505.498	2029	1.121.457	77.773.029
2019	1.066.440	73.957.634	2030	1.126.400	78.115.840
2020	1.073.000	74.412.550	-	-	-



Şekil 3.6 :Atıksu oluşum miktarı (m³).

3.7 Kirlilik yükleri ve miktarları

Uygulama alanında oluşacak kirlilik yükselerinin belirlenmesi için Metcalf & Eddy (1991) orta karakterli atıksu için kirlilik konsantrasyonları kullanılarak uygulama alanına ait kirlilik yükleri hesaplanmıştır. Bu kapsamda uygulama alanı için BOI ve Azot yükleri hesap edilmiştir. Orta karakterli evsel atıksu için BOI ve Azot yükleri Metcalf & Eddy (1991)'de sırasıyla 220 mg/l ve 40 mg/l olarak verilmiştir. Metcalf & Eddy (1991) değerleri kullanılarak yapılan hesaplamalarında bulunan değerler Çizelge 3.14'de verilmiştir. Bu değerler sabit kabul edilerek uygulama alanı 2010–2030 yılları için evsel atıksu BOI ve azot yükleri hesaplanarak Çizelge 3.15'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.14 :Evsel atıksu kirlilik parametreleri (Metcalf & Eddy, 1991).

Kirleticisi	Birim	Konsantrasyon		
		Zayıf	Orta	Kuvvetli
Toplam Katı	mg/l	350	720	1.200
Toplam Çözünmüş Katı	mg/l	250	500	850
Sabit kısım	mg/l	145	300	525
Uçucu kısım	mg/l	105	200	325
Askıda Katı Madde	mg/l	100	220	350
Sabit kısım	mg/l	20	55	75
Uçucu kısım	mg/l	80	165	275
Çökebilir Katı Madde	mg/l	5	10	20
BOD ₅ 20°C	mg/l	110	220	400
Toplam Organik Karbon	mg/l	80	160	290
KOI	mg/l	250	500	1.000
Toplam Azot	mg/l	20	40	85
Organik	mg/l	8	15	35
Serbest Azot	mg/l	12	25	50
Nitrit	mg/l	0	0	0
Nitrat	mg/l	0	0	0
Toplam Fosfor	mg/l	4	8	15
Organik	mg/l	1	3	5
İnorganik	mg/l	3	5	10
Klorür	mg/l	30	50	100
Sülfat	mg/l	30	30	50
Alkalinite	mg/l	50	100	200
Yağ	mg/l	50	100	150
Uçucu Organik Maddde	µg/l	<100	100-400	>400

Çizelge 3.15 :BOI ve azot yükleri(ton).

Yıl	Atıksu (m ³)	BOI	Azot	Yıl	Atıksu (m ³)	BOI	Azot
2010	69.350.000	15.257	2.774	2021	74.809.143	16.458	2.992
2011	69.904.194	15.379	2.796	2022	75.207.850	16.546	3.008
2012	70.462.816	15.502	2.819	2023	75.608.681	16.634	3.024
2013	71.025.902	15.626	2.841	2024	76.011.649	16.723	3.040
2014	71.593.488	15.751	2.864	2025	76.416.765	16.812	3.057
2015	72.165.610	15.876	2.887	2026	76.753.597	16.886	3.070
2016	72.609.503	15.974	2.904	2027	77.091.915	16.960	3.084
2017	73.056.127	16.072	2.922	2028	77.431.723	17.035	3.097
2018	73.505.498	16.171	2.940	2029	77.773.029	17.110	3.111
2019	73.957.634	16.271	2.958	2030	78.115.840	17.185	3.125
2020	74.412.550	16.371	2.977	-	-	-	-

Hesaplara göre uygulama alanında 2010 yılında 15.257 ton, 2030 yılında 17.815 ton BOI yükü; 2010 yılında 2.774 ton, 2030 yılında ise 3.125 ton azot yüküne sahip atıksu giderilmek üzere arıtma tesislerine gönderilecektir.

4. KATI ATIK YÖNETİM SENARYOLARI

Çalışma kapsamında uygulama alanı olarak seçilen bölgede farklı katı atık yönetim senaryoları için sera gazı emisyonları incelenmiştir. Çalışma kapsamında oluşan biyolojik olarak ayrışabilen atıklar kompostlaştırmave biyometanizasyon tesislerine gönderilerek geri kazanılacaklardır. Atık depolama tesisleri tekniklerine göre düzensiz döküm sahaları ve atık depolama sahaları olarak iki sınıfa ayrılabilir.

Düzensiz döküm sahalarında hiçbir mühendislik çalışması yapılmaksızın atık depolaması yapılır, sahadan kaynaklanan gaz emisyonlarının ve sızıntı suyunun kontrolü söz konusu değildir ve atıkların üzeri herhangi bir örtü ile kapatılmaz (Güven, 2012).

Düzensiz depolama alanlarında atık içerisindeki organik maddelerin bozunması sonucu oluşan depo gazı doğrudan atmosfere karışır. Atmosfere salınan gaz içindeki karbonun kaynağı çöp sızıntı suyu içerisindeki ayrışabilir organik karbon ile depo gazı içindeki metan ve CO₂'dir. Deponi gazı içerisinde bulunan uçucu organik bileşikler de ayrışabilir organik karbon, karbondioksit ve metan gibi küresel ısınmaya neden olan gazlardandır.

Atık depolama tesisleri kentsel atıkların bertaraf yöntemleri içerisinde mevcut durumda en çok tercih edilen yöntem olarak belirlenmiştir. Bu kapsamda düzenli depolama tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonları ve kompostlaştırma-biyometanizasyon tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonları irdelenerek üç senaryo mukayese edilmiş ve sera gazı etkisi açısından değerlendirilmiştir.

4.1 Atık Depolama Tesisleri

Atık depolama tesislerinde atıkların bertaraf edilmesi atık hiyerarşisinde en alt sırada olmakla beraber Dünyada ve Ülkemizde mevcut durumda genel olarak kullanılan atık bertaraf yöntemidir. Atık yönetiminde atık azaltma, geri dönüşüm, kompost, enerji ve madde geri kazanımı işlemleri uygulansa dahi belli bir miktar atığın depolama alanlarına gönderilmesi kaçınılmazdır (Güven, 2012). Entegre Katı Atık

Yönetimi kapsamında geri dönüştürülemeyen organik atıklar ve ambalaj atıkları ile tıbbi atıklar, evsel katı atıklar ve arıtma çamurları düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilmektedirler. Bu nedenle katı atık düzenli depolama tesislerinin yapım aşaması ve işletilmesi, çevrenin ve halk sağlığının korunması açısından çok önemlidir.

Depolama sahalarında gerçekleşen fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerin etkisiyle, katı, sıvı ve gaz yan ürünleri oluşmaktadır. Düzenli depolama tesislerinde üst geçirimsizlik sistemi ve gaz toplama sistemi teşkil edilmesine rağmen oluşan gazlarının tamamı toplanamamakta ve atmosfere salınmaktadır.

Depolama sahası gazı büyük miktarlarda bulunan gazlardan (ana gazlar) ve düşük miktarlarda bulunan gazlardan (eser gazlar) oluşmaktadır. Ana gazlar katı atık bünyesindeki organik maddenin ayrışmasıyla oluşmaktadır. Bazı eser gazlar, küçük miktarlarda olmalarına rağmen, toksik etki gösterebilmekte ve kamu sağlığını tehdit edebilmektedir (Tchobanoglous ve diğ, 1993).

Depolama sahası gazının bileşimi bir çok parametreye bağlıdır. Taşkan (2001) depo sahası gazının muhtevasını %40-60 oranında metan CH_4 ve %60-40 oranında da karbon dioksit olarak belirtmiştir. Diğer gazlar depolama sahası gazında çok küçük miktarlarda bulunmaktadır (Taşkan, 2001).

Depolama sahasında yaklaşık %5 hacimce azot, bazen çok az miktarda hidrojen ve oksijen bulunmaktadır; hidrojen sülfür %0,001 hacimce diğer gazlardan çok daha düşük konsantrasyonlardadır, eser bileşikler ise hem inorganik ürünleri hem de bazı spesifik organik bileşenleri içermekte ve hacimce yüzde iki-üç karşılık gelmektedir (Gendebien ve diğ, 1992).

Depolama sahası gazının patlayıcılığı esas olarak metan içeriğindedir. Metan renksiz, kokusuz, yanıcı bir gazdır ve birim ağırlığı havadan daha az (0,717 metan-1,29 hava) ve alt kalorifik değeri de 35.900 kJoule'dür (Gendebien ve diğ, 1992).

Deponi gaz içindeki diğer önemli gaz ise renksiz, kokusuz, yanıcı olmayan bir gaz olan karbondioksittir. Karbondioksit zehirli bir gaz olmamakla beraber solunum sisteminde oksijenin yerini alarak insan için hayati tehlike oluşturmaktadır (Taşkan, 2001).

Deponi gaz içindeki diğer bir gaz ise hidrojen (H_2)'dir. Hidrojen organik atıkların biyolojik ayrışmasının ilk aşamalarında oluşmaktadır. Hidrojen hafif bir gazdır ve atmosfere salınma eğilimindedir ayrıca yüksek miktarda yanıcıdır ve havada hacimce %4-7 oranında patlayıcılık aralığına sahiptir (Gendebien ve diğ, 1992).

Deponi gaz içinde bulunan azot ve oksijen ise depolama sahasına atmosferden hava girişiyle oluşabilmektedir. Azot gazı inert bir madde olup metanın yanıcılığı üzerindeki etkisi üzerinde yaratmaktadır.

Hidrojen sülfür (H_2S) zehirli ve yanıcı bir gazdır, karbonmonoksit (CO) ise yüksek zehirliliğe sahip bir gazdır. Karbonmonoksit depolama sahası gazında yaklaşık hacimce %0,001 oranında bulunmaktadır (Gendebien ve diğ, 1992).

Gembedien ve diğ. (1992)'e göre metre küp başına yaklaşık 30 mg amonyak konsantrasyonları depolama sahası gazında bulunmaktadır, metaller de depolama sahası gazında buhar basınçları ve sıcaklıktan dolayı bulunabilmektedirler. Metre küp başına 370 μg cıvanın rastlandığı depolama sahaları bulunmuştur (Gendebien ve diğ, 1992).

Depo gazı oluşum hızını etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Bir depolama sahasında ayrışmanın ve gaz üretiminin 30-140 yıl arasında sürmesi beklenmektedir (U.S EPA, 2005). Fakat atık depolama tesislerinde gaz oluşumu atık depolama işleminin bittiği yıl maksimum seviyeye çıkmaktadır ve bu yıldan sonra gaz oluşumu azalmaya başlamaktadır. Düzenli depolama tesislerinde gaz oluşumu atık depolama işlemi bitiminden yaklaşık 20 yıl kadar yüksek miktarlarda olmaktadır. Farklı depolama alanlarında yapılan hesaplamalarda atık depolama işleminin bitmesi üzerinde yaklaşık 20 yıl içinde düzenli depolama tesisinden kaynaklanan deponi gaz miktarının yaklaşık %50'si oluşmaktadır.

Bir depolama sahasında çok çeşitli ayrışabilir maddenin bulunması, ayrışma hızını verecek tek bir denklemin veya hız sabitinin olmamasına yol açmaktadır. Fakat, en azından çeşitli faktörlerin bu olaylardaki önemini açıklamak mümkündür (McBean ve diğ., 1995). Deponi gaz miktarını ve muhtevasını etkileyen başlıca faktörler sıralanmıştır.

4.1.1 Nem içeriği

Atık depolama tesisindeki nem içeriği gaz üretim hızını etkileyen en önemli parametredir. Ayrıca nem içeriği anaerobik çalışma şartlarının sağlayayan ve sahada nütrient ve bakterilerin taşınması gibi proseslerinde gerçekleşmesini sağlayayan bir parametredir. McMean ve diğ. (1995) metan bakterilerinin ihtiyaç duyduğu nem seviyesi çok düşük olduğunu ve en kuru sahalarda bile nem seviyesini belirli seviyelerde olduğunu ve bu sebeple bütün depolama alanlarında üretildiğini belirlemişlerdir.

Biyolojik bozunma için gerekli optimum nem içeriği genç ve yaşlı depolama sahaları için sırasıyla %50-70 ile %30-80 olarak bulunmuştur (Pohland ve Harper, 1985). Yapılan araştırmalar da ise kentsel katı atıkların biyolojik olarak ayrışması için en uygun nem içeriğinin %75 ve üstü olduğu belirlenmiştir.

4.1.2 Nütrient içeriği

Karbon, hidrojen, oksijen, azot, fosfor, sodyum, potasyum, sülfür, kalsiyum ve diğ. eser metaller depolama sahasındaki bakterilerin gelişebilmesi için gereklidirler. Kolay bozunabilir nütrientlerin miktarı arttıkça, gaz üretim hızı da artmaktadır, ağır metaller gibi toksik maddeler ise bakteriyel gelişimi ve sonuçta da gaz üretimini yavaşlatmaktadır (McBean ve diğ., 1995).

4.1.3 pH seviyesi

Anaerobik çürütme için optimum pH aralığı 6,7–7,5 olarak bilinmektedir. Bu optimum pH aralığında kalındığında metan bakterilerinin çoğalma hızı artmakta ve metan üretimi maksimum değerlere ulaşmaktadır. Optimum aralığın dışına çıkıldığında, yani pH'ın altıdan küçük ve sekizden büyük değerlerinde, metan üretimi şiddetli bir şekilde kısıtlanmaktadır (McBean ve diğ., 1995).

Anaerobik proseslerde metan oluşum süreci oldukça hassastır. Yapılan çalışmalarda depolama sahasında toprak v.b. tampon maddelerinin bulunması, sahada makul bir pH seviyesinin bulunmasını sağlayacağı tespit edilmiştir (Taşkan, 2001).

4.1.4 Depolanan atıkların bileşimi

Atık depolama tesislerinde bertaraf edilen atığın türleri ve miktarları oluşacak deponi gaz miktarını ve muhtevasını belirlemektedir. Deponi gaz miktarını ve muhtevasını etkileyen faktörler Taşkan (2001)'de şu şekilde sıralanmaktadır;

- Kullanılabilir bir substratın mevcudiyeti (organik, nütrient ve nem içeriği),
- Potansiyel inhibitörlerin mevcudiyeti,
- Depolama sahası genelindeki sıvı ve gaz taşınımlarından bağımsız “mikro ölçekli ortamların” oluşumudur.

Ayrıca sıcaklık gibi çevresel parametreler anaerobik ortamdaki bakteri aktivitesini etkilemektedir. Gaz üretim hızlarını etkilediği düşünülen diğer iki parametre ise partikül boyutu ve atık yoğunluğudur (McBean ve diğ., 1995).

4.2 Organik Atık Geri Kazanımı Yöntemleri

Atık depolama sahasında bertaraf edilecek kentsel katı atık hacminin düşürülmesi amacıyla ve Avrupa Birliği Mevzuatlarına uygun katı atık yönetim uygulamaları oluşturabilmek için kentsel katı atıkların organik kısmının biyolojik dönüştürmeye tabi tutulmasına yönelik uygulanabilir yöntemler önerilmiştir. Bu yöntemler genellikle aerobik proseslere dayanan kompostlaştırma ve anaerobik proseslere dayanan biyometanizasyondur.

4.2.1 Kompostlaştırma tesisleri

Kompostlaştırma ile katı atık içindeki mutfak atıkları, park/bahçe atıkları ve atıksu arıtma tesislerinden çıkan çamurlar biyolojik işlemler ile kararlı ve ekonomik değer taşıyan bir ürün haline getirilebilmektedir. Proses sonunda elde edilen ürün toprak şartlandırıcısı olarak piyasaya sunulabilmektedir. Kompostlaştırmanın genel amaçları şunlardır:

- Kentsel katı atıkların kullanılabilir bir malzemeye dönüştürülmesi suretiyle atıkların organik kısmının düzenli depolanmasına ilişkin hedeflerin tutturulması,
- Biyobozunur kentsel atık içinde bulunabilecek patojen, böcek yumurtası ile diğer istenmeyen organizmalar ile yabancı ot tohumlarının imha edilmesi,

- Atık içindeki besleyici madde içeriğinin (azot, fosfor ve potasyum) azami ölçüde muhafaza edilmesi,
- Bitki yetiştirilmesini destekleyici ve toprağın iyileştirilmesinde kullanılan bir ürün üretmek.

Kompostlaştırma ile ilgili en az 5 temel yöntem vardır. Bunlar;

- Pasif yığında kompostlaştırma,
- Aktarmalı yığında kompostlaştırma,
- Havalandırmalı statik yığında kompostlaştırma,
- Kapalı reaktörde kompostlaştırma ve
- Katı atıkların kaynağında azaltılması için kullanılan kompost teknolojileridir (Öztürk ve diğ., 2010a).

Biyobozunur kentsel katı atıkların kompostlaştırılmasında kullanılması mümkün en yaygın teknolojiler doğal havalandırmalı kompostlaştırma, statik havalandırmalı kompostlaştırma ve reaktör tipi kompostlaştırmadır.

Doğal havalandırmalı yığın kompostlaştırmada organik maddeler yığınlar halinde doğal havalandırma ile kompostlaştırılırlar. Mekanik bir ekipman ile yığınlar onbeş günlük periyotta dört veya beş kez aktarılmalıdır (Öztürk, 2010b). Bu şekilde kompost yığınları hem homojen hale getirilirler hem de havalandırılırlar. Statik havalandırılmalı yığın kompost sistemlerinde organik atıklar hücre eklemeli yığınlar şeklinde tasarlanırlar. Yığınlar mekanik havalandırma sistemleri (blower) ile mekanik olarak havalandırılırlar. Bu sistemlerde de doğal havalandırmalı yığın kompost sistemlerindeki gibi mekanik ekipmanlar ile yığınlar çevrilerek karışım ve havalandırma daha verimli hale getirilebilir. Tünel kompostlaştırmada ise organik maddeler çevresel şartların kontrol altında olduğu (nem, sıcaklık, havalandır vb.) reaktör yada tünel içerisinde havalandırılarak kompostlaştırılırlar.

4.2.2 Biyometanizasyon tesisleri

Kentsel katı atık içindeki organik kısmın yada arıtma çamurları gibi metan üretim potansiyeli yüksek atıkların anaerobik koşullar altında çürütülmesi işlemine biyometanizasyon adı verilmektedir. Vesilind ve diğ. (2002) biyometanizasyon

sonunda oluşan gazları metan, CO₂ az miktarda ise H₂S, NH₃ ve diğer gazlar olarak tanımlamışlardır (Güven, 2012'de atıfta bulunulduğu gibi).

Biyometanizasyon prosesleri seri olarak gerçekleşen iki procesten oluşurlar. Birinci aşama hidroliz ve asitleşmedir. Hidroliz aşamada kompleks organik maddeler, daha basit yapılara (uçucu organik maddeler) dönüştürülürler. Asit üretimi aşamasında ise uçucu organik maddeler, organik asitlere dönüştürülür. İkinci aşama ise asetat, hidrojen ve karbondioksit metana dönüşümüdür. Anaerobik arıtmanın son aşamasında, hidroliz ve asitleşme süreçlerinde oluşan ürünler metan bakterileri tarafından metan gazına dönüştürülmektedir.

Evsel organik katı atığın anaerobik şartlarda arıtıldığı reaktörler içlerinde barındırdıkları katı madde yüzdesine göre (katı-sıvı), kademe sayısına göre (tek-çift), prosesin yürütüldüğü işletme sıcaklığına göre (mezofilik-termofilik) olarak ve atık türüne göre ıslak yada kuru sistemler şeklinde sınıflandırılmaktadır (Öztürk, 2007). Stenstrom ve diğ. (1981) biyometanizasyon sonucunda ortaya çıkan metan gazı uygun şartlar altında enerjiye çevrilerek önemli boyutlarda ekonomik kazanç sağlanabildiğini ve. elde edilen metan gazı bulunduğu tesisteki işletme maliyetini önemli ölçüde düşürebildiğini ve bir biyometanizasyon tesisinden elde edilen biyogazın tesisteki enerji maliyetlerini %28 oranında azaltabildiği tespit etmişlerdir (Güven, 2012'de atıfta bulunulduğu gibi).

Gaz oluşumu, çamurun uçucu katı madde içeriğine ve tesisteki biyolojik aktivitelere göre geniş bir aralıkta olmaktadır (Saltabaş, 2009). Biyometanizasyon tesislerinde oluşan biyogaz, hacimsel olarak % 65–70 metan, % 25–30 karbondioksit ve küçük miktarlarda N₂, H₂, H₂S, su buharı ve diğer gazlardan meydana gelmektedir (Metcalf & Eddy, 1991). Öztürk (2007) biyometanizasyon prosesinde yaş ağırlık bazında reaktöre beslenen organik atığın %12'sinin %55-60 metan ihtiva eden biyogaza dönüştüğünü belirtmiştir. Biyometanizasyon tesislerinde ayrı toplanmış organik katı atıkların tonu başına 130-160 m³ biyogaz üretildiği belirtilmiştir (Öztürk, 2007).

5. ATIKSU ARITIM SENARYOLARI

Atıksuların arıtılmasında atık suyun kaynağı, karakterizasyonu, içeriği ve deşarj edileceği noktaya göre ve istenilen arıtma verimine göre fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma yöntemleri uygulanabilmektedir.

Biyolojik arıtma sistemleri; ortamda oksijen varlığına göre, aerobik ve anaerobik şekilde sınıflandırılırken kullanılan organizmaların sistemdeki durumuna göre askıda çoğalan sistemler ve yüzeyde çoğalan sistemler olarak sınıflandırılabilirler. Son yıllarda ise ileri arıtım yöntemleri tercih edilen yöntemler arasındadır.

TÜİK tarafından tüm belediyelere uygulanan 2012 yılı Belediye Atıksu İstatistikleri Anketi (2012) sonuçlarına göre, 2950 belediyeden 2300 belediyeye kanalizasyon şebekesi ile hizmet verildiği, kanalizasyon şebekesi ile 4,1 milyar m³ atık suyun toplandığı belirlenmiştir. Kanalizasyon şebekesi ile hizmet verilen belediye nüfusunun 2012 yılı itibariyle Türkiye nüfusu içindeki payı %78, toplam belediye nüfusu içindeki payı ise %92 olarak tespit edilmiştir. Atıksu arıtma tesisleri ile hizmet verilen belediye nüfusunun oranı ise Türkiye nüfusu içinde %58, toplam belediye nüfusu içinde %68 olarak hesaplanmıştır (TÜİK, 2012).

TÜİK tarafından yayımlanan Belediye Atıksu İstatistiklerine göre Türkiye’de 2012 yılı itibariyle 460 atıksu arıtma tesisi bulunmaktadır, bu tesislerin 57 tanesi fiziksel arıtma, 244 tanesi biyolojik arıtma, 70 tanesi ileri arıtma, 89 tanesi ise doğal arıtma yöntemlerine dayanmaktadır. Türkiye’de 1994-2010 yılları arasında biyolojik arıtma sistemiyle çalışan arıtma tesislerinin sayısında hızlı bir artış görülmektedir, ileri arıtma teknolojileri ise 2001 yılından itibaren uygulanmaya başlamıştır.

TÜİK 2012 yılı Belediye Atıksu İstatistikleri’ne göre kanalizasyon şebekesi ile toplanan 4,1 milyar m³ atıksuyun %45,3’ü denize, %44,6’sı akarsuya, %2,8’i baraja, %1,8’i göl-gölete, %0,9’u araziye ve %4,6’sı diğer alıcı ortamlara deşarj edildiği belirlenmiştir.

Türkiye’de uygulanan atık su arıtma yöntemleri; ön, mekanik (birincil), biyolojik (ikincil) ve ileri arıtma yöntemleri olarak sıralanmaktadır. Türkiye’de; atık sulara ön

arıtma daha çok, derin deniz deşarjı uygulaması ile bağlantılı olarak kullanılmaktadır. Kıyı şeridinde bulunan atık su arıtma tesislerinin çoğunda bu yapı kullanılmaktadır. Türkiye’de en yaygın atık su arıtma tesisi tipi ise biyolojik arıtmadır. Ön arıtma; ızgara, çakıl ve kum gideriminden oluşmaktadır, mekanik arıtmada ek ön çökeltme ünitesi içermektedir, biyolojik arıtma ise mekanik arıtma ve organik maddelerin biyolojik veya kimyasal giderimi sonrasında devreye giren son çökeltme ünitesinden oluşmaktadır (Dikmen ve diğ., 2011).

2017 yılına kadar 591 adet ikincil ve ileri arıtma tesisi, 591 adet paket arıtma tesisi ve 371 adet doğal arıtma tesisi yapılması planlanmaktadır (Yıldız, 2013). Bu kapsamda kentsel alanlarda biyolojik ve ileri atıksu arıtma tesislerinin önümüzdeki yıllarda kullanımının artacağı, kırsal kesimlerde ise doğal arıtım yöntemlerinin kullanımının artacağı söylenebilir.

Bu çalışma kapsamında toplanan atıksuların biyolojik/ileri arıtım yöntemlerle ve anaerobik/aerobik proseslerle arıtılacağı ve alıcı ortama yada kanala deşarj edileceği yöntemler üzerinde çalışılmıştır.

Anaerobik ve aerobik arıtım sistemleri endüstriyel ve evsel atıksu arıtımında senelerdir kullanılan yöntemlerdir. Günümüzde ise genellikle anaerobik-aerobik proseslerin birlikte uygulandıkları konvansiyonel arıtım teknolojileri ve yüksek hızlı anaerobik -aerobik bioreaktörler uygulanmaktadır (Chan ve diğ., 2009).

Aerobik arıtım serbest yada çözünmüş oksijen varlığında mikroorganizmalar vasıtasıyla organik maddelerin karbondioksit ve biokütleye dönüşmesi proseslerine dayanırken anaerobik arıtım oksijensiz ortamda kompleks organik maddelerin üç ana süreç (hidroliz, asitleşme ve metanlaşma) sonucu karbondioksit, metan ve su buharına dönüşmesi proseslerine dayanmaktadır

Bu bölümde anaerobik ve aerobik arıtım prosesleri, bu prosesleri etkileyen faktörler ve anaerobik–aerobik proseslerin birlikte uygulandıkları ileri arıtım teknolojileri incelenerek bu prosesler sonucu ortaya çıkan sera gazları incelenecektir.

5.1 Anaerobik Arıtım

Son 50 yıl içinde atıksu arıtım metodları incelendiğinde uygulanan yöntemlerin çoğunun anaerobik prosesler olduğu görülmektedir. Hollanda’da yetmişli yıllarda tarım ve sanayi atık sularının arıtımında UASB reaktörlerin kullanımında büyük

ölçüde başarı elde edilmiştir, bu başarının nedeni tarım ve sanayi atık sularının sıcak yada konsantre organik atıklar içermesidir (Cooper, 2001).

Anaerobik arıtma günümüzde, evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında en çok kullanılan yöntemlerdendir. Anaerobik arıtıma prosesleri, yüksek miktarda organik kirlilik içeren atıksuların arıtımında oldukça geniş kullanım alanı bulmuştur. Kuvvetli atıkların arıtımında havalı arıtıma proseslerine kıyasla çok daha ekonomik olduğu belirlenen havasız arıtım prosesleri son yıllarda evsel atıksu arıtımında da kullanılmaktadır. Atık suyun anaerobik arıtımı organik maddelerin moleküler oksijenin bulunmadığı bir ortamda anaerobik mikroorganizmalar tarafından giderilmesiyle gerçekleşir. Anaerobik arıtım teknolojisi septik tank ve havuzdan başlayıp içerisinde sıcaklık kontrolü ve karışımın uygulandığı yüksek verimli reaktörlere dönüşmüştür (Metcalf ve Eddy,1991).

Anaerobik arıtım yöntemleri ilk olarak arıtma çamurlarının çürütülmesi işlemlerinde kullanılmıştır daha sonra ise geliştirilen havasız temas sistemi, çamur yataklı reaktör, havasız filtre gibi sistemlerde kuvvetli atık sular arıtmaya başlanmıştır (Türker, 2008). Son yıllarda yapılan araştırmalar ve geliştirilen prosesler, evsel atık sularında bu sistemlerle ekonomik arıtılabileceğini göstermiştir (Samsunlu, 2011). Debik (2008) anaerobik arıtımın aerobik arıtıma kıyasla düşük enerji ihtiyaçları ve düşük maliyetleri sebebiyle tercih edildiğini ve anaerobik prosesler sonucu oluşan metandan enerji elde edilemesi ise bu prosesin en önemli avantajı olduğunu belirtmiştir (Yıldız ve diğ., 2013’de atıfta bulunulduğu gibi).

Son yıllarda yapılan çalışmalar ve geliştirilen prosesler sonucunda anaerobik arıtımın evsel atıksuların kullanımında da ekonomik olduğu görülmüştür (Samsunlu, 2011). Arıtmada kullanılan enerji maliyetleri düşünüldüğünde anaerobik arıtımın aerobik arıtıma göre daha avantajlı olduğu hatta proses sonucu oluşan metan gazından enerji elde edilmesi aerobik arıtıma göre çok ön plana geçmesini sağlamıştır .

Anaerobik arıtma organik ve inorganik maddelerin, oksijenin yokluğunda mikroorganizmaların yardımıyla parçalanarak CO₂, CH₄, H₂S ve NH₃ gibi nihai ürünlere dönüşmesi olarak da açıklanabilir. Alvarez (2003) anaerobik arıtım sonucu oluşan biyogazın bileşimini %65-85 metan ve %15-35 karbondioksit olarak vermiştir.

Anaerobik şartlarda arıtma çeşitli mikroorganizma gruplarının üstlendiği kompleks bir biyokimyasal prosestir. Bununla birlikte bu görevi üç ana grubun görev aldığı bilinmektedir. Anaerobik arıtım basamakları aşağıda sıralanmıştır.

- Kompleks organik maddelerin hidroliz edilmesi,
- Hidroliz edilerek daha düşük moleküllü parçalarına ve yapı taslarına ayrılan organik maddelerin asit bakterilerince uçucu yağ asitlerine ve müteakiben asetik aside dönüştürülmesi,
- Asetik asit, H_2 ve CO_2 'den metan üretimidir.

Anaerobik prosesler sırasında organik maddeler öncelikle kendilerini oluşturan yapıtaşları gruplarına hidrolize olur ve daha sonra hidrolize olan bileşiklerden oluşan moleküller bir grup mikroorganizma vasıtasıyla organik asitlere ve alkole dönüştürülürler. Organik asitler bir grup anaerobik mikroorganizma tarafından asetik asit, CO_2 , H_2 'ye ve bunlar da son olarak metan oluşturan mikroorganizmalar tarafından metana dönüştürülürler (İleri, 2000). Atık maddenin bileşimine bağlı olarak CH_4 ve CO_2 yanında H_2S ve N_2 gazları da oluşmaktadır.

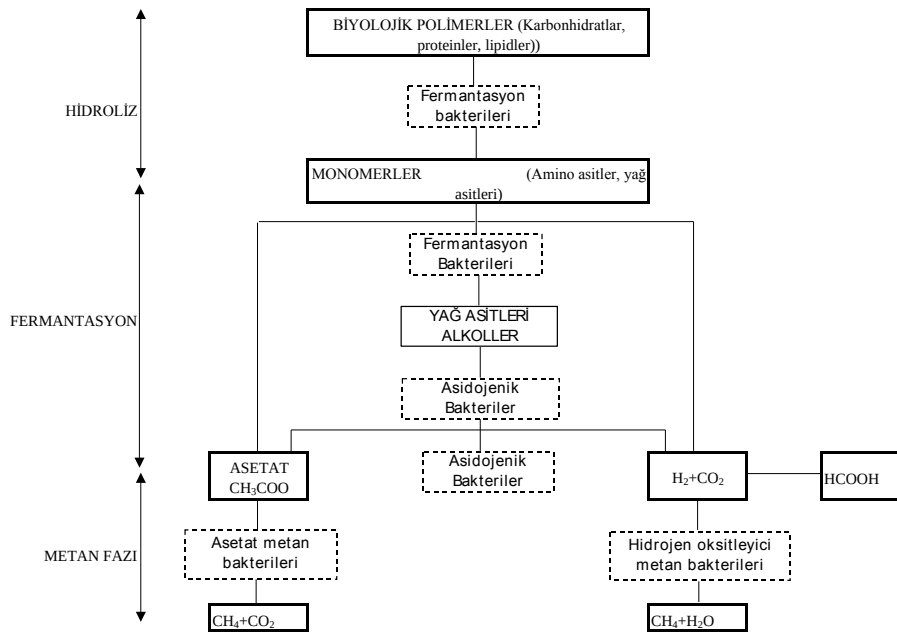
Hidroliz safhası ve asitleşme safhası tek bir safha olarak da düşünülebilir. Bu safha asıl olarak hücrelerin dışı enzimler tarafından gerçekleştirilir. Hücre dışı enzimler karmaşık organik molekülleri daha küçük organik maddelere dönüştürürler.

Hidroliz safhasının hızını etkileyen faktörler pH, sıcaklık ve çamur yaşıdır (Öztürk, 2007). Hidrolik bekletme süresinin yeterli olmadığı koşullarda karmaşık organik maddeler basit organik maddelere dönüştürülemezler dolayısıyla bir sonraki safhada asit bakterilerinin uçucu asitlere dönüştürmek üzere ihtiyaç duyduğu basit yapılı organik maddelerin miktarı yetersiz olmuş olur (Öztürk, 2007).

Asit üretimi safhasında ise hidroliz ürünleri asetik asit veya reaktördeki işletme şartlarının kararlı olmaması halinde ise propiyonik, bütirik, izobütirik, valerik ve izovalarik asit gibi ikiden fazla karbonlu yağ asitlerine dönüştürülür (Öztürk, 2007). Kararlı havasız süreçlerde yağ asitleri konsantrasyonu düşük seviyelerde bulunur (100-300 mg/l), işletmeye alma safhasında ise uçucu asit konsantrasyonunun 1.000–1.500 mg/l'yi geçmemesi istenir (Öztürk, 2007).

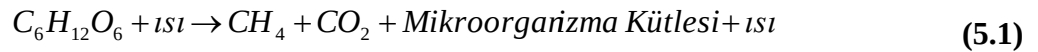
Metan üretim safhası anaerobik arıtımın son aşamasıdır. Bu safha yavaş bir süreç olup genellikle anaerobik şartlarda arıtmada hız sınırlayıcı safha olarak kabul edilir

(Öztürk, 2007). Metan, asetik asidin parçalanması ve/veya CO₂ ile H₂'nin sentezi sonucunda üretilir. Jeris ve Mc Carty (1965) havasız reaktörlerde üretilen CH₄'ün takriben %30'unun H₂ ve CO₂'den %70'inin ise asetik asidin parçalanmasından oluştuğunu belirtmişlerdir (Öztürk, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). H₂ ve CO₂'den metan üreten bakteriler, asetik asit kullanan bakterilere nazaran çok daha hızlı çoğalmaktadırlar, dolayısıyla ortamda yeterince H₂ ve CO₂ olduğu ve H₂ kısmi basıncı da uygun olduğu sürece bu yolla CH₄ üretimi devam etmektedir (Öztürk, 2007). Öztürk (2007) metan bakterilerinin pH= 6,7–8,0 aralığında en etkin faaliyeti gösterdiğini belirtmiştir. Anaerobik arıtım süreci Şekil 5.1'de gösterilmiştir.



Şekil 5.1 :Anaerobik arıtım prosesleri (Taşkan, 2001).

Anaerobik arıtım kütle dengesi formül 5.1'de gösterilmiştir.



$$1 \text{ kg} \quad 0,25 \text{ kg} + 0,69 \text{ kg} \quad 0,06 \text{ kg} \quad 623 \text{ kJ}$$

Atıksuların anaerobik koşullarda arıtımda kullanılan yöntemler genel olarak ikiye ayrılabilir. Bunlar reaktör tipi arıtım ve atık stabilizasyon havuzları olarak adlandırılan uygulamalardır. Anaerobik arıtma amacıyla modellenmiş birçok reaktör tipi bulunmaktadır. Bundan sonraki bölümlerde anaerobik arıtımda kullanılan sistemler ayrıntılı olarak anlatılacaktır.

5.1.1 Anaerobik reaktörler

Günümüzde özellikle endüstriyel atıksuların arıtımında kullanılmak üzere geliştirilen pek çok anaerobik arıtma tipi vardır. Anaerobik arıtma alanı aerobik arıtmaya göre daha yeni bir alan olduğundan aerobik arıtmaya göre üstün yönlerinin günümüzde daha fazla önem kazanmasından dolayı sürekli gelişmektedir. Anaerobik arıtımın gerçekleştirmesi amacıyla modellenmiş reaktörlerden en sık kullanılan sistemler farklı literatür çalışmalarından yararlanılarak şu şekilde belirtilebilir: klasik havasız çamur çürütücü, havasız temas reaktörü, havasız çamur yataklı reaktör, havasız çamur yataklı filtre, perdeli havasız reaktör, havasız kompost reaktör, iki kademeli havasız arıtma sistemleri, yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı reaktör, ardışık kesikli anaerobik reaktör, anaerobik filtre, anaerobik membran biyoreaktör, akışkan yataklı anaerobik reaktörlerdir. Anaerobik arıtımda kullanılan reaktör tiplerinden yüksek sera gazı potansiyeline sahip reaktör tipleri aşağıda anlatılmıştır.

5.1.1.1 Klasik havasız çamur çürütücü

Anaerobik çürütücüler genellikle çamur stabilizasyonu için kullanılan, moleküler oksijen yokluğunda organik ve inorganik maddelerin parçalanması işlemi olarak tanımlanabilir (Yıldımer, 2006). Anaerobik çürütme işleminde, ön çökeltim ve son çökeltim çamurları ve biyolojik olarak ayrışabilir organik atıklar, anaerobik koşullar altında CH_4 ve CO_2 'ye dönüştürülür. Çürütme işlemi hava girişinin önlendiği kapalı bir reaktörde mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir.

Hacminin çok büyük olması ve çıkıştaki askıda katı madde konsantrasyonunun yüksek oluşu gibi mahsurları dolayısıyla, klasik havasız çürütücüler arıtma çamurlarının çürütülmesi dışında endüstriyel atıksu arıtımında pek kullanılmazlar (Öztürk, 2007).

Yıldımer (2006) anaerobik çürütücü ile uçucu katı maddelerin %50'sinin giderildiğini ve koku azaltımı ve patojen gideriminin sağlandığını tespit etmiştir. Çürütülmüş çamur doğrudan araziye verilebilir, kurutma yataklarında suyu alınabilir veya mekanik olarak suyu alındıktan sonra nihai bertarafı yapılır (İleri, 2000).

İlk ve son çökeltme çamurlarının stabilize edildiği anaerobik çamur çürütücüler atıksu arıtma tesislerinde oluşan sera gazı emisyonlarının büyük bir kısmını oluşturmaktadırlar. Daelman ve diğ. (2012) atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan

metan emisyonlarının %75'inin birincil ve ikincil çamur anaerobik şartlarda stabilize edildiği çamur çürütücülerden kaynaklandığı belirlenmiştir.

5.1.1.2 Anaerobik membran biyoreaktör (AnMBR)

Anaerobik membran biyoreaktör tam karışım bir reaktörden oluşan bir sistemdir. Katı madde ayırımında çökeltme yerine ultrafiltrasyon birimi kullanılmaktadır. anaerobik membran biyoreaktör sistemlerinde atıksu opsiyonel olarak üst yada alt kısmından verilebilir. Bu reaktörlerde karışım karıştırıcılar ile sağlanmaktadır. Membrandan geçen atıksu sistemden ayrılırken membranı geçemeyen çamur sisteme geri gönderilir. Anaerobik membran biyoreaktörlerin KOI değeri 10.000 mg/l üzerinde çok konsantre ve debisi düşük endüstriyel atıksuların arıtımında kullanıldığını belirlemiştir (Öztürk, 2007).

Anaerobik membran biyoreaktörler aynı zamanda sera gazı emisyonları açısından yüksek potansiyele sahiptirler. Smith ve diğ. (2013) anaerobik membran biyoreaktörde fizikofilik şartlar ve yüksek basınç altında çalışan anaerobik membran bioreaktörlerde Henry Kanununa göre oluşan metan gazının bir kısmı atıksu içinde çözündüğünü tespit etmişlerdir. Atıksu içerisinde çözünen metan gazının %40-50 arasında olduğunu belirlenmiştir (Smith ve diğ., 2013). Çürütücü içerisindeki atıksu yüksek konsantrasyonlarda çözünmüş halde bulunan metan gazı biyoreaktör çıkışında basınç düşüşüne bağlı olarak yeniden gaz fazına geçmekte ve sera gazı emisyonlarına sebep olmaktadır (Smith ve diğ., 2013).

5.1.2 Stabilizasyon havuzları

Anaerobik stabilizasyon havuzları et ürünleri işletme endüstrisi gibi kuvvetli organik atıkların arıtımında uzun yıllardan beri kullanılmaktadır. Stabilizasyon havuzları atıksuların bir noktadan girip arıtılmış suyun bir noktadan alındığı büyük ve sığ havuzlardır (Yıldırım, 2006). Arthur (1983) anaerobik stabilizasyon havuzlarının, iklim koşullarının uygun ve arazi maliyetlerinin ucuz olduğu durumlarda tercih edildiğini belirtmiştir (Kaynak ve Taşdemir, 2002'de atıfta bulunulduğu gibi). Stabilizasyon havuzları yüksek katı içeren kuvvetli atıksular için ön arıtma ünitesi olarak tercih edilirler (Mara, 1976). Stabilizasyon havuzlarında arıtılan atıksuyun çıkış değerlerinde fiziksel, kimyasal ve biyolojik iyileştirmeler sağlanmaktadır.

Yıldırım (2006) stabilizasyon havuzlarını işletim özelliklerinin daha iyi bilinmesi ve biyolojik reaksiyonların tanımlanmasına bağlı olarak aerobik, anaerobik, fakültatif, olgunlaştırma ve havalandırılmalı havuzlar olmak üzere beşe ayırmıştır.

Yıldırım (2006) aerobik stabilizasyon havuzlarında dört temel biyolojik faaliyet tespit etmiştir bu faaliyetler karbonlu maddelerin bakteriler tarafından oksidasyonu, azotlu maddelerin nitrifikasyonu dip çamurlarındaki çamurlu maddelerin parçalanması ve alglerin fotosentezidir. Stabilizasyon havuzlarında biyolojik olarak ayrışabilir organik maddeler mikroorganizma faaliyetleri sonucu giderilirken, organik olarak parçalanamayan maddeler ise çamur çökmesi sonucu giderilmiş olur.

5.1.2.1 Stabilizasyon havuzları çalışma mekanizmaları ve çeşitleri

Stabilizasyon havuzları aerobik, anaerobik, fakültatif, olgunlaştırma ve havalandırılmalı havuzlar olmak üzere beşe ayrılırlar. Stabilizasyon havuzları ile ilgili genel bilgiler aşağıda sıralanmıştır.

Aerobik havuzlarda derinlik, ışık geçirimini ve fotosentezle alg oluşumunu maksimize etmek için yaklaşık 0,3 metre veya daha az derinliğe sahip havuzlardır. Yıldırım (2006) aerobik stabilizasyon havuzlarında aerobik şartların havuzların tamamında sağlanması gerektiğini belirtmiştir.

Fakültatif havuzlar stabilizasyon havuzları içinde en yaygın kullanılan tiplerdir. Toprak (1996) fakültatif stabilizasyon havuzları için derinliğin 1–3 metre arasında değiştiğini belirtmiştir. Fakültatif havuzlarda üst kısımda atmosferik havalandırma ile aerobik şartların oluşmakta alt tabakada ise anaerobik şartlar oluşmaktadır. Alglerin ürettikleri oksijen bakterilerin organik maddeyi ayrıştırmaları sırasında kullanmaktadır (Toprak, 1996).

Olgunlaştırma havuzlarının temel işlevleri patojen organizmaların giderilmesi olup derinlikleri 1-2 metre arasında değişir (Mara, 1976).

Havalandırılmalı stabilizasyon havuzlarında ise oksijen ihtiyacı difüzörler ile sağlanmaktadır. EPA (1979) havalandırılmalı stabilizasyon havuzlarının derinliklerini 2–6 metre olarak vermiştir. Görüldüğü üzere havalandırılmalı stabilizasyon havuzlarının derinlikleri aerobik stabilizasyon havuzlarına göre daha fazla olabilmektedir.

Anaerobik stabilizasyon havuzları sıg derinliğe sahip, anaerobik bakterilerin aktif oldukları sistemlerdir. Stabilizasyon havuzlarında BOI, AKM ve KOI giderimi yapılmaktadır. Anaerobik stabilizasyon havuzları açık septik tank olarak da tanımlanabilirler. Anaerobik stabilizasyon havuzlarında anaerobik şartlar altında karbondioksit ve metan gazı oluşmaktadır. Ayrıca dipte çökelen çamur ile biyolojik olarak ayrışamayan maddelerin de giderimi yapılmaktadır.

Ramadan ve Ponce (1999) anaerobik stabilizasyon havuzları için derinliği 2-5 metre ve günlük organik yükleme hızını ise 100g BOI/m³ olarak belirlemişlerdir.

Anaerobik stabilizasyon havuzları arıtma işletmesinin kolay olması ve işletme maliyetlerinin düşük olması sebebiyle tercih edilmektedirler. Anaerobik stabilizasyon havuzları yüksek alan ihtiyaçları ise olumsuz yönlerindendir. Alexiou ve Mara (2003) düşük bekletme süreleri için BOI giderimi verimini %60–85 arasında belirlemişlerdir.

Anaerobik stabilizasyon havuzlarında arıtım sıcaklığın 15 °C'den büyük olduğu durumlarda, anaerobik şartlar altında mikroorganizmalar tarafından parçalanabilir organik maddelerin metan ve karbondioksit gibi gazlara ve parçalanamayan katılara dönüştürülmesi ile gerçekleşmektedir (Metcalf veEddy, 1991). Mara (1976)'ya göre sıcaklığın 15°C'den düşük olduğu durumlarda anaerobik faaliyet duracağını ve arıtımın sadece çökelebilen katıların havuz tabanına çökmesi ile gerçekleşeceğini belirlemiştir.

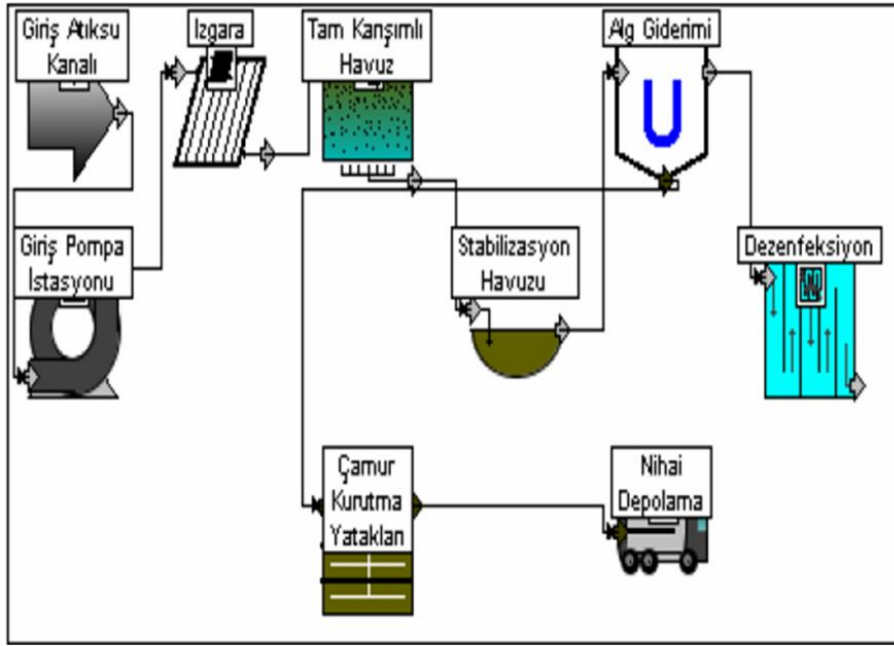
Anaerobik stabilizasyon havuzlarında hidrolik bekletme süresi 20-50 gün derinlik ise 5-10 metre aralığında değişebilmektedir. Anaerobik stabilizasyon havuzlarının kapalı-açık uygulaması bulunmaktadır. Kapalı anaerobik stabilizasyon havuzlarında üst kısmı gazı geri çevirmek işlevini görmesi amacıyla bir geomembranla kapatılır. Geri çevrilen gaz enerji üretimi için kullanılır, toplanan gaz elektrik üretimi amacıyla kullanılır (Öztürk, 2007).

Stabilizasyon havuzları için en önemli dizayn kriteri maksimum ve minimum hacimsel BOI yüксеle hızıdır. Mara (1976) sıcaklığın 20 dereceden büyük olduğu ve 2,5 gün hidrolik bekletme süresi için için BOI giderim verimi %60 olarak tespit etmiştir. Yüksek sıcaklıklarda yükleme hızının da arttığı ve yüksek yükleme hızlarının ise sülfat oluşumuna, sülfat oluşumu da kötü koku oluşmasına sebep olmaktadır (Mara, 1976). Çizelge 5.1'de sıcaklık-organik yükleme hızı ile BOI

giderimi arasındaki değişim gösterilmektedir. Şekil 5.2’de ise anaerobik stabilizasyon havuzlarının şematik görünümü verilmiştir.

Çizelge 5.1 :ASH BOI giderim oranları (Alexiou ve Mara, 2003).

Sıcaklık (°C)	Hacimsel Yükleme Hızı (g/m ³ -g)	BOI Gidermi (%)
<10	100	40
10-20	20T-100	2T+20
20-25	10T+100	2T’20
>25	350	70



Şekil 5.2 :ASH şematik görünümü (Yıldırım, 2006).

Çizelge 5.2’de anaerobik stabilizasyon havuzları (ASH) için tasarım kriterleri verilmiştir.

Çizelge 5.2 :ASH tasarım kriterleri (Kaynak ve Taşdemir, 2002).

Parametre	Saqqar ve Pescod (1994)	Metcalf ve Eddy (1991)	WHO (1987)	EPA (1983)	Silva (1982)	Mara (1976)
HBS (gün)	5	20-50	>1	20-50	2-6,8	5
Derinlik (m)		2,5-5	2-5	2,5-5		2-4
pH	6,8-7,2	6,5-7,2	-			>6
Sıcaklık Aralığı (°C)	12-28	6-50	-		23,6-26,3	-
Optimum Sıcaklık (°C)	-	30	>15			>15
Organik Yükleme (g BOI/ m ³ .gün)	-		100-400 Max 300-400			100-400
BOI Giderim Verimi	%40-70	%50-85	Kışın %40 Yazın %60		%68-83	20 °C' de HBS:1 için %50 HBS:2,5 için %60 HBS:5 için %70

Alexiou ve Mara (2003)'e göre stabilizasyon havuzlarında uzunluk/genişlik oranı 2/1 yada 3/1 şeklinde dizayn edilmektedir ve zeminin geçirimsizlik katsayısının düşük olduğu durumlarda zeminde geçirimsizliğin sağlanması için membran kullanılmaktadır.

5.1.2.2 Stabilizasyon havuzları uygulama alanları

Stabilizasyon havuzlarının tropikal ve sub-tropikal iklimlerde güneşlenme süresinin fazla olduğu ve sıcaklıkların yüksek olduğu bölgelerde giderim verimleri daha yüksektir (Alexiou ve Mara, 2003). Boutin ve diğ. (1987); Bucksteeg (1987) çalışmalarında stabilizasyon havuzlarının dünyanın birçok yerinde atıksu arıtımında birinci tercih olarak düşünülmediğini, çıkış suyunun tarımsal arazilerde kullanıldığını ve stabilizasyon havuzlarının Avrupa'da küçük yerleşim birimlerinde (nüfus <2000) uygulandığını tespit etmişlerdir (Ramadan ve Ponce, 1999'da atıfta bulunulduğu gibi). Yeni Zelanda'da endüstriyel ve tarımsal atıkların arıtılabilmesi için binin üzerinde atık stabilizasyon havuzu tasarlanmıştır. Bu havuzlar üst geçirimsizlik tabakasının teşkil edilmediği ve metan emisyonlarının atmosfere salındığı sistemlerdir (Park ve Craggs, 2007).

Türkiye' de şu an işletilen stabilizasyon havuzları örnekleri ve özellikleri aşağıda sıralanmıştır.

- Konya Akören Stabilizasyon Havuzu olarak inşa edilen ve 2010 yılında işletmeye alınan tesis, idare ve kontrol binası, ızgara yapısı, giriş terfi istasyonu, kum tutucu ve anaerobik havuz, fakültatif havuz ve çamur lagünü ünitelerinden oluşmaktadır (KOSKİ, 2014). Arıtma kapasitesi 632 m³/gün olan tesisin debisi ise 250 m³/gündür (KOSKİ, 2014). Çıkış suyu alıcı ortama deşarj edilmektedir, çıkış suyunun sulama suyu olarak kullanılması planlanmaktadır (KOSKİ, 2014).
- Konya Ereğli Stabilizasyon havuzu olarak 2008 yılında işletmeye alınmıştır ve Ereğli kent merkezinin atıksuyunun arıtması amacıyla kurulmuştur (Milliyet, 2014). Tesiste her biri 139.682 m³ hacimli iki adet anaerobik stabilizasyon havuzu ve her biri 158.540 m³ hacimli dört adet fakültatif stabilizasyon havuzu olmak üzere toplam altı adet havuzun bulunmaktadır (Milliyet, 2014). Konya Ereğli Atıksu Arıtma Tesise ait bir görünüm Şekil 5.3'de verilmiştir.



Şekil 5.3 :Konya Ereğli ASH görünümü (KOSKİ, 2014).

- Selçuk Stabilizasyon Havuzu Selçuk Belediyesi'nce inşa ettirilmiştir. Stabilizasyon havuzu olarak adlandırılan bir doğal arıtma prosesine sahip olup $10.200 \text{ m}^3/\text{gün}$ kapasiteli tesiste 2012 yılında $2.035.000 \text{ m}^3$ su arıtılmıştır (İZSU, 2014). Selçuk Atık Stabilizasyon Havuzu'na ait görünüm Şekil 5.4'de verilmiştir.



Şekil 5.4 :Selçuk ASH görünümü (İZSU, 2014).

Öztürk (2007) çalışmasında anaerobik stabilizasyon havuzundan oluşan gazın metan yüzdesini %65, ısı değerini ise yaklaşık 22400 kJ/m^3 olarak vermiştir.

Konate ve diğ. (2011) Burkina Faso için yapmış oldukları çalışmada evsel atıksuların anaerobik stabilizasyon havuzlarında giderimini ve arıtım sonucunda oluşan sera gazlarını incelemişlerdir. 2010 yılında inceleme alanında mart ayından temmuz ayına kadar haftalık gözlemler yapılarak oluşan biyogaz miktarı gaz kolektör (Plexiglas) kullanılarak gaz bileşimi ise mikrogaz kromatograf kullanılarak belirlenmiştir. Yapılan gözlem sonuçlarında anaerobik stabilizasyon havuzlarının farklı yerlerinden ve farklı zamanlarda alınan numunelerin sabit ve homojen sonuçlar verdikleri belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucu oluşan biyogaz bileşimi şu şekilde bulunmuştur; %76 CH₄, %11 N₂, %6 O₂, %2 - 6 CO₂ ve %5 diğer gazlar. Aynı çalışmada ortalama biyogaz ve metan oluşum oranları sırasıyla 0,15 ve 0,11 m³/m²-gün olarak tespit edilmiştir. Oluşan ortalama biyogaz ve metan hacimleri ise sırasıyla 6,79 ve 5,16 m³ olarak belirlenmiştir

5.2 Aerobik Arıtım

Aerobik arıtma sistemlerinde organik atıklar sentez ve oksidasyon yolu ile giderilirler. Organik maddeler yok olmaya başlayınca biyolojik hücrelerin bir kısmı gerekli enerjiyi sağlamak amacıyla kendi kendini oksitler ki buna içsel Solunum denir. Aerobik biyolojik arıtma yöntemleri arıtmayı yapan bakterilerin askıda çoğaldıkları ve bakterilerin sabit bir membran oluşturduğu sistemler olmak üzere ikiye ayrılır (İleri, 2000).

5.2.1 Askıda büyüyen sistemler (aktif çamur prosesi)

Aktif çamur, organik ve inorganik maddeler içeren atıksu ile hem canlı hemde ölü mikroorganizmaların karışımı olup biyolojik aktivite gösteren çamur anlamında kullanılır (Yıldırım, 2006). Aktif çamur süreci, mikroorganizmaların organik maddeyi oksijen kullanarak ayrıştırmaları esassından yararlanılarak geliştirilen bir aerobik biyolojik arıtma sistemidir (Toprak,1996).

Bu proses, sürekli çalışan havalandırmalı bir tank ile tankın çıkışına yerleştirilen bir çökeltim tankından ibarettir, çökeltim çamuru geri döngüyle tankın girişine verilir ve bir kısmı da sistemden uzaklaştırılır (Kargı, 1995). Reaktördeki aerobik ortam blower ekipmanları ile sağlanmaktadır.

Aktif çamur sistemlerinin lineer şekilde değişen havalandırma tatbik edilen, kontak stabilizasyon, tam karışım, piston akımlı, kademeli havalandırma, uzun havalandırma, yüksek hızlı havalandırma, saf oksijen sistemleri ve oksidasyon hendekleri gibi modifikasyonları vardır (Yıldırım, 2006).

5.2.2 Biyofilm tekniğine göre çalışan sistemler

5.2.2.1 Damlatmalı filtreler

Damlatmalı filtreler, üzerinde mikroorganizmaların biyofilm halinde büyüdüğü katı tanecikler içeren bir dolgu kuleden ibarettirler. Katı tanecikler kum, kırma taş, plastik, sert kömür ve özel dolgu maddelerini içeren tanecikler olup çapları 0.1-10 cm arasında değişmektedir (Kargı, 1995).

Atıksuyun içerisinde bulunan ve organik maddeleri parçalayan bakteriler taşların üzerinde ince bir tabaka oluşturlar. Bakteriyel tabaka yakınından geçmekte olan organik kirleticileri adsorplayıp metabolizmaları ve üremeleri için kullanarak karbondioksit ve suya dönüştürmektedir. Damlatmalı filtreler, uygulanan organik ve hidrolik yüke bağlı olarak düşük hızlı ve yüksek hızlı olmak üzere sınıflandırılırlar (İleri, 2000).

5.2.2.2 Biyodiskler

Biyodiskler genel karakteri ile aktif çamuru andırır yalnız havalandırma havuzu yerine döner diskler bulunmaktadır. Bu üniteler, plastikten yapılan 2-3 cm çapında disklerden oluşur. Organizmalar disk yüzeyinde biyofilm şeklinde büyürler ve atıksudaki organik bileşikler biyofilm içine difüzlendirken organizmalar tarafından karbondioksit oksitlenirler (Yıldırım, 2006). Metcalf & Eddy (1991) 13 °C altındaki sıcaklıklarda biyodisk yönteminin veriminin düştüğünü ve yeni biyofilm tabakasının oluşmasının 10–15 gün sürdüğünü belirlemiştir.

Atık su arıtma sistemlerinde kullanılan biyofilm sistemlerinden en yaygın kullanılan uygulamaları damlatma kuleleri, döner biyodisk reaktörleri, yukarı akışlı filtre ve akışkan yataklı reaktörleridir (Sarıgüllü, 2007).

5.3 İleri Atıksu Arıtımı

Fiziksel veya biyolojik arıtma yöntemleriyle yeterli düzeyde arıtılamayan yada arıtımı mümkün olmayan kirletici maddelerin (azot, fosfor, ağır metaller, toksik organik maddeler vb.) giderilmesinde kullanılan arıtım işlemidir.

Özellikle son 20 yılda birçok ileri arıtma teknolojisi geliştirilmiş ve uygulamaya sokulmuştur. İleri atıksu arıtma sistemleri nitrifikasyon/denitrifikasyon prosesleri ile amonyak, azot ve fosfor giderimi prensibine dayanır. İleri arıtım yöntemleri içerisinde ülkemizde en çok tercih edilen yöntemler denitrifikasyon ve nitrifikasyon proseslerinin birbiri ardına takip ettikleri arıtma sistemleridir. Bu tesislerde azot, fosfor gibi organik maddeler önce serbest oksijenin olmadığı denitrifikasyon prosesinden geçerler ardından da blowerlar ile havalandırılan nitrifikasyon havuzlarında giderilirler. İleri atıksu arıtımı ile karbon giderimi yanında atıksu içindeki azot ve fosfor giderimi de sağlanmaktadır.

Azot ve fosforun birlikte arıtımı için birçok proses geliştirilmiştir. Bunların çoğu özel sistemler olup, azot ve fosfor giderimi için havalı, havasız ve anoksik bölümlerin bileşiminden oluşmuş aktif çamur prosesi formundadır. Yaygın olarak kullanılan azot ve fosforun birlikte giderildiği sistemler aşağıda sıralanmıştır (Metcalf & Eddy, 1991).

- A_2/O prosesi,
- Beş basamaklı Bardenpho prosesi,
- UCT prosesi,
- Ardışık kesitli reaktör,
- VIP prosesidir.

Bundan sonraki bölümde atıksu arıtımının temel proseslerinden olan nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri ayrıntılı olarak anlatılacaktır.

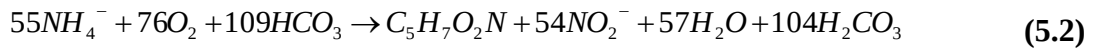
5.3.1 Nitrifikasyon

Amonyakın oksijenli ortamda önce nitrite sonrada nitrata dönüşmesine nitrifikasyon denir. Amonyak reaksiyona girmeye yatkın olmadığından güçlü okside edici ajanlara yada katalizörlere ihtiyaç duyar. Burada katalizör görevini bakteriler üstlenir (Madigan ve diğ., 1997).

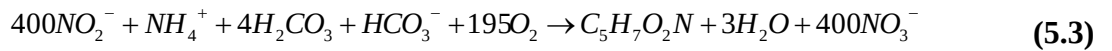
Nitrifikasyon olayı çok az sayıdaki ototrof bakteri tarafından gerçekleştirilir. Amonyagi nitrite, nitriti nitrata okside ederek büyümeleri için gerekli enerjiyi amonyak ve nitritten üreten bakteriler Nitrosomonas ve Nitrobakter cinsi bakterilerdir. Bu biyolojik proses iki aşamalı bir prosestir (Sarigüllü, 2007). Kuenen ve Robertson (1988) birinci aşamada amonyum Nitrosomonas cinsi bakteriler tarafından nitrite (NO₂), İkinci aşamada ise nitrit Nitrobakter cinsi bakteriler tarafından nitrata (NO₃) okside edildiğini belirtmiştir (Sarigüllü, 2007’de atıfta bulunulduğu gibi). Bu nedenle Nitrosomonaslara amonyum oksitleyiciler, Nitrobakterlere de nitrit oksitleyiciler denir (Sarigüllü, 2007).

Metcalf & Eddy, 1991’e göre amonyumun oksidasyonu aşağıdaki denklemle formüle etmek mümkündür.

Nitrosomas için toplam tepkime;



Nitrobakter için denklem;



Nitrifikasyon bakterileri çok spesifik mikroorganizmalardır ve çevre şartlarından kolayca etkilenirler. Bu bakterilerin büyüme hızları dolayısıyla nitrifikasyon hızları pH, sıcaklık ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu gibi çevre faktörlerinden etkilenir. Ototrofik olduklarından karbondioksit, karbonatlar ve bikarbonatlar gibi inorganik karbon kaynakları da büyüme hızlarını etkiler. Ayrıca ağır metaller, siyanürler, halojen bileşikler, fenoller gibi bileşikler nitrifikasyon bakterilerine zehir etkisi yapan bileşiklerdir (Hanhan, 1994). Nitrifikasyon prosesine etki eden faktörler çözünmüş oksijen konsantrasyonu, sıcaklık alkalinite ve pH etkileridir (Sarigüllü, 2007).

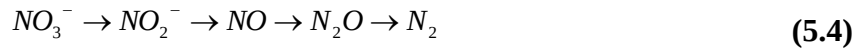
Düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonu nitrifikasyon hızını azaltır çünkü oksijen nitrifikasyon yapan organizmalar tarafından oksidasyon reaksiyonlarında kullanılır. Çözünmüş oksijen değeri 2 mg/l’nin altına indiğinde nitrifikasyonun yavaşladığı ve 0,5 mg/l lik çözünmüş oksijen değerinde ise nitrifikasyon oluşmadığı tespit edilmiştir (Toprak, 1995). Viessman ve ark. (1996) nitrifikasyon için optimum sıcaklığı 30 °C olduğunu ve daha düşük sıcaklıklarda nitrifikasyon hızının azaldığını belirtmişlerdir.

Odegaard (1980)'e göre nitrifikasyon için diğ er bir önemli faktör pH'tır. Optimum pH 8 civarındadır, en uygun koşullar ise pH 7,0-8,3 arasında oluşmaktadır (Odegaard, 1980).

5.3.2 Denitrifikasyon

Denitrifikasyon, oksijensiz koşullar altında nitratın (NO_3) nitrite (NO_2), nitritin nitrik okside (NO) ve nit ozoksit (N_2O) ve son olarakta azot gazına indirgenmesi olayıdır. Nitrat dönüşümü heterotrof bakterilerce yürütülür. Denitrifikasyon bakterilerinin bakterilerin çoğu nitrat gibi oksijeni de kullanabilmekte ve bazıları da nitrat yada oksijenin olmadığı durumlarda fermentasyon da gerçekleştirebilmektedir. Ancak bazı denitrifikasyon bakterileri ise ototrofturlar ve enerji kaynağı olarak organik karbon yerine karbondioksit yada bikarbonat kullanırlar. Organik karbon kaynağının bulunması durumunda her iki cinste heterotrofik olarak  o alabilir (Sarıg ll , 2007).

Denitrifikasyon prosesinde nitrat önce nitrite sonra nitrik ve nit r z oksite ve azot gazına aşağıdaki tepkimeye göre dönüşür (Metcalf & Eddy, 1991).



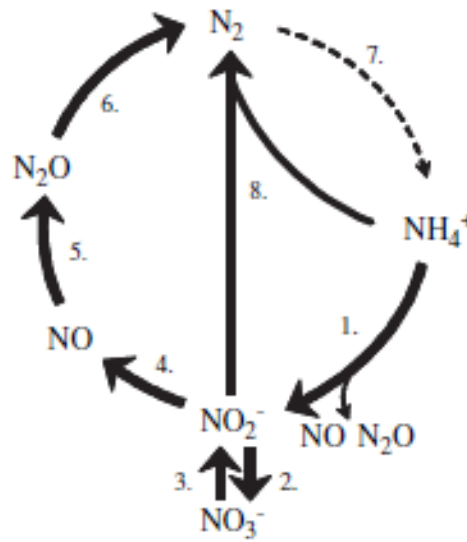
Sıcaklık, pH, C/N oranı ve çözünmüş oksijen konsantrasyonu denitrifikasyon prosesini etkileyen faktörlerdir (Sarıg ll , 2007).

Hiscock (1991); Arslan (2002) denitrifikasyonu ın sıcaklık sınırlarının 4–6  C olduğu ve bu sınırların dışındaki değerlerde denitifikasyon ger ekle medi i belirtmişlerdir (Sarıg ll , 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Hiscock (1991); Arslan (2002) 20  C'de nitrat giderim oranının çok yüksek olduğu belirlenmiştir. 22  C, 27  C ve 37  C'de 100 mg/l nitrat tamamen giderildiği belirlenmiştir; 22  C'den daha düşük sıcaklıklarda nitrat giderim verimi %100'den %14'e d      belirlenirken, 5  C sıcaklıkta %1,1 gibi çok düşük nitrat giderim verimi elde edilmiştir (Sarıg ll , 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Volokita ve ark. (1996)  alı malarında 14  C'deki nitrat gideriminin 32  C'deki verime göre 1/3 oranında olduğunu ve nitrat giderme veriminin %99,9'dan %63'e d      n  ve yüksek konsantrasyonda nitrit birikimi belirlenmiştir (Sarıg ll , 2007'de atıfta bulunulduğu gibi).

Delanghe ve ark. (1994), denitrifikasyon çalışmasında optimum pH'ı 8 olarak belirlemesine rağmen Hiscock ve di .(1991) daha düşük pH aralıklarında

çalışmışlardır (Sarıgüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Wattanachira ve Fujita (1990) ile Till ve diğ.(1998) farklı Ph'larda yaptıkları çalışmada pH 6-9 aralığında nitrat gideriminde pH'ın önemli olmadığını belirlemişlerdir (Sarıgüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Vander Hoek ve Klapwizk (1987) pH 9 için nitrat gideriminde inhibisyon etkisi olmadığını belirtmişlerdir, pH 4,5 altında mikroorganizma aktivitesi engellenmekte ve nitrat gideriminin %10 seviyelerine düştüğü saptanmıştır (Sarıgüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi).

Biyolojik azot döngüsü şekil 5.5'de gösterilmiştir. Burada bir numara ile gösterilen döngü aerobik amonyum oksidasyonu (ototrofik ve hetotrofik AOB (amonyum oksitleyen bakteri ve AOA (amonyon oksitleyen archea)'dır. Beş numara ile gösterilen mikroorganizmalar ise nitrik oksiti nitroz oksite indirgeyen AOB ve DEN bakterileridir (Kampsheer ve diğ., 2009).



Şekil 5.5 :Biyolojik azot döngüsü (Kampsheer ve diğ., 2009).

5.4 Atıksu Arıtma Tesislerinden Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları

Bölüm 5.2'de ayrıntılı olarak verildiği gibi anaerobik stabilizasyon havuzlarında yüksek oranda metan ve karbondioksit gazları eser miktarlarda ise N₂, O₂, CO₂ ve diğer gazlar oluşmaktadır.

Biyolojik Atıksu arıtma tesislerinde iyi işletme şartlarında tesiste metan gazının oluşması beklenmemektedir yada çok az miktarlarda oluşmaktadır. Ancak iyi işletmenin yapılmadığı yada aşırı yüklemenin gerçekleştiği durumlarda metan gazı oluşması beklenmektedir. İyi işletilen biyolojik atıksu arıtma tesislerinden

kaynaklanan sera gazı emisyonları incelendiğinde metan gazının genellikle çamur çürütücülerden, çamur bertarafından ve kojenerasyon ünitelerinden kaynaklandığı görülmektedir. Daelman ve diğ. (2012) yaptıkları Evsel Atıksuların Arıtımında Metan Emisyonları adlı çalışmada bir arıtma tesisinden kaynaklanan metan emisyonları üniteler bazında giriş ve çıkış değerlerini belirlemişlerdir. ilgili çalışma sonuçları Ek B’de verilmiştir. Daelman (2012) biyolojik atıksu arıtma tesislerinde metan emisyonlarının birincil ve son çöktürme tanklarından çekilen arıtma çamurlarının yoğunlaştırıldığı çamur yoğunlaştırıcılardan, ko-jenerasyon ünitesinden, çürütülmüş çamur dengeleme tankından ve susuzlaştırılmış çamur depolama tankından kaynaklandığını belirlemiştir. Bu çalışmada dengeleme tankı emisyonları toplam metan emisyonunun %35–13’ünü, susuzlaştırılmış çamur depolama tankı ise toplam emisyonun %17–8’sini oluşturmaktadır. Tesisten kaynaklanan metan emisyonlarının geri kalan kısmı ise kojenerasyon ünitesinde yakılmadan uzaklaştırılan metan gazları oluşturmaktadır. Biyolojik–ileri arıtım proseslerinde metan, N_2O ve karbondioksit gibi sera gazları oluşmaktadır. Bu gazlardan karbondioksit IPCC (2006)’ya göre biyojenik kaynaktır ve emisyon hesaplamalarında hesaba katılmamaktadır.

Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan diğer önemli sera gazı ise nitroz oksittir (N_2O). Nitroz oksit emisyonları atıksu arıtma tesislerinde biyolojik arıtma-ileri arıtma proseslerinden kaynaklanmaktadır. Nitroz oksit (N_2O) sera gazı eşdeğeri karbondioksit gazının 310 katıdır ve bu açıdan biyolojik arıtma esnasında az miktarda oluşmasına rağmen sera gazı etkisi açısından önemlidir. Atıksu arıtma tesislerinde nitroz oksit emisyonları temel olarak üç reaksiyon sonucu olmaktadır. Bunlar nitrifikasyon, denitrifikasyon ve kimyasal reaksiyonlardır.

Nitrifikasyon bakterilerinin katabolik reaksiyonlarında ara ürün olmamasına rağmen nitrifikasyon bakterileri önemli ölçüde N_2O emisyonu oluşturalar (Burgess ve diğ., 2002 ve Tsuneda ve diğ., 2005). Atıksu arıtma tesislerinde nitrifikasyon prosesinde nitroz oksit oluşumu üç grup mikroorganizma tarafından gerçekleştirilen bir prosestir bu mikroorganizmalar Amonyum Okside eden Bakteri (AOB) ve Amonyum Okside eden Archaea (AOA) ile Nitrat Oksitleyen Bakteridir (NOB)'dir. Amonyum Okside Eden Bakteri (AOB) ve Ammonyum Okside Eden Archaea (AOA) amonyumu nitrite okside ederler ve Nitrat Oksitleyen Bacteri (NOB) bu bakteriler nitrite nitrata oksitlerler. Atıksu arıtma tesislerinde nitrifikasyon prosesinin ototrofik AOB ve NOB

tarafından gerçekleştirildiği genel olarak kabul edilmektedir ki bu bakteriler amonyum yada nitriti enerji CO_2 'yi ise karbon kaynağı olarak kullanırlar (Kampscheur ve diğ., 2009). Konneke ve diğ. (2005) amonyum oksidasyonunun Archaea tarafından yapıldığı kesin olarak bilindiğini belirtmiştir (Sarigüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Park ve (2006) Amonyum Oksitleyen Archaea'nın atıksu arıtma tesislerinde düşük oksijen konsantrasyonlarında ve yüksek bekletme sürelerinde aktif olduğunu tespit etmişlerdir (Sarigüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Van Niel ve diğ. (1993) amonyum oksidasyonunun hetotrofik bakteri tarafından da gerçekleştirildiğini ve hetotrofik amonyum oksidasyonunun 100–1.000 kat daha yavaş bir proses olduğunu sadece yüksek organik yüklerin ($\text{COD/N} > 10$) ve düşük oksijen konsantrasyonlarının olduğu durumlarda dominant olduğunu belirlemişlerdir (Sarigüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Hetotrofik amonyum oksitleyen bakteriler yada amonyum oksitleyen bakterilerin klasik aktif çamur sistemlerinde önemli bir rol oynamamalarına rağmen nitroz oksit (N_2O) oluşumunda önemli bir rol sahip oldukları düşünülmektedir. Anderson ve diğ. (1993) yaptıkları çalışmada hetotrofik nitrifikasyon prosesinin ototrofik nitrifikasyon prosesine göre daha çok nitroz oksit (N_2O) emisyonuna sebep olduğunu tespit etmişlerdir (Sarigüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi). Nitroz oksit (N_2O) nitrifikasyon prosesinde bir ara ürün olarak ortaya çıkmasa da AOB'nin nitroz oksit (N_2O) ürettikleri bilinmektedir, bu genel olarak azotlayıcı denitrifikasyon olarak adlandırılır (Kampschreur, 2009).

Atıksu arıtma tesislerinde denitrifikasyon prosesinde nitroz oksit oluşumu Archaea bakterisi gibi birçok mikroorganizma tarafından gerçekleştirilmektedir, bu bakteri organik yada inorganik substratları birleştirerek okside ederek nitratı, nitrit, NO ve N_2O 'ya indirger. Bu proseste N_2O ara üründür ve tamamlanmamış denitrifikasyon sonucu oluşur. Birçok denitrifikasyon mikroorganizması fakültatif denitrifikatördür ve tercihen oksijeni elektron alıcısı olarak kullanırlar (Kampscheur ve diğ., 2009). Robertsonet ve diğ. (1995) bazı organizmaların denitrifikasyonu aerobik ve anaerobik koşullar altında yapabildiklerini, bu prosese oksijenli denitrifikasyon denildiğini ve bu organizmaların hetotrofik nitrifikasyonu katalize ettiğini tespit etmişlerdir (Sarigüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi).

Amonyum Oksitleyen Bakteri amonyumu yada hidrojeni elektron alıcısı olarak kullanarak nitriti N_2O 'ya denitrifike edebilir, bu proses Bock ve diğ. (1995) tarafından nitrifike denitrifikasyon olarak adlandırılır (Kampscheur ve diğ. 2009'da

atıfta bulunulduğu gibi). Anammox denitrifikasyonun bir tipidir, bu proseste nitrit indirgenmesi amonyum oksidasyonu ile birleşmiştir. Anammox bakterisi denitrifikasyon da rol alır ama nitratın N_2O 'ya indirgenmesini sağlamaz (Kartal ve diğ., 2007). Atıksuların arıtılmasında anoksik heterofik denitrifikasyon prosesinin dominant proses olduğu düşünülmektedir, bu yargıya göre havalı denitrifikasyon ve nitrifike denitrifikasyon minör kaynaklardır. Proseslerde oluşan bu durum atıksu arıtma tesislerinde oluşan N_2O emisyonlarını hesaplama noktasında belirsizlikler oluşmasına sebep olur. Otte ve diğ. (1996); Collier ve diğ. (2000) göre oksijenli denitrifikasyon ve nitrifike denitrifikasyonun hetetrofik denitrifikasyon daha çok N_2O emisyonu oluşturduğu düşünülmektedir (Sarıgüllü, 2007'de atıfta bulunulduğu gibi).

Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitroz oksit emisyonlarının bir diğer oluşum yolu nitrit ile hidroksilamin reaksiyona girmesidir bu reaksiyon sonucunda ayrıca NO 'da oluşmaktadır. Diğer bir oluşum mekanizması ise nitritin organik ve inorganik maddeler ile indirgenmesidir (Cleemput, 1998).

Kampschreur ve diğ. tarafından yapılan çalışmada çeşitli ülkelerde laboratuvar ölçekli ve mevcut atıksu arıtma tesislerinde yapılan çalışmalar sonucu oluşan nitroz oksit emisyonları belirlenmiştir. Atıksu arıtma tesislerinde azotun nitroz oksite dönüşüm oranları geniş bir aralıkta olmaktadır. Yapılan çalışmaların sonucunda laboratuvar ölçekli çalışmalarda azot yükünün % 0–95'i nitroz oksite dönüşürken, tesis bazlı çalışmalarda ise bu oran %0–14,6 arasında değişmektedir (Kampschreur ve diğ., 2009).

Çalışma sonuçları değerlendirildiğinde atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitroz oksit emisyonlarının denitrifikasyon/nitrifikasyon proseslerinin hangisinden kaynaklandığı tam olarak belirlenememekle birlikte ağırlıklı olarak nitrifikasyondan kaynaklandığı düşünülmektedir. Nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin birbiri ardına gelen prosesler olmalarından ötürü nitroz oksit emisyonunun daha çok hangi prosesden kaynaklandığının tespiti oldukça güçtür. Çünkü denitrifikasyonda oluşan N_2O nitrifikasyon esnasında atmosfere karışmaktadır ve bu son derece karışık bir prosestir. Tallec ve arkadaşları (2006) yaptıkları çalışma sonuçlarına göre N_2O emisyonlarının %58-83 azotlayıcı denitrifikasyon sonucu kalan %42-17 ise hetotrofik denitrifikasyon sonucu oluştuğunu belirlemişlerdir.

Czepial ve diğ. (1995) yapmış olduğu çalışmalara göre atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan N_2O emisyonlarının %90'ı aktif çamur sistemlerinden, %5'i kum tutuculardan %5'i ise çamur depolama tanklarından kaynaklanmaktadır (Kampschreur ve diğ., 2009'da atıfta bulunulduğu gibi).

N_2O emisyonunu etkileyen başlıca faktörler aşağıda sıralanmıştır.

- Çözünmüş oksijen

Nitrifikasyon proseslerinde düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonları N_2O emisyonlarını artırır (Tallec ve diğ., 2006; Kampschreur ve diğ., 2009). Otte ve diğ. (1996) denitrifikasyon prosesinde oksijen varlığının N_2O emisyonlarını azaltıcı etki yaptığını belirlemişlerdir (Kampschreur ve diğ., 2009'da atıfta bulunulduğu gibi). Goreau ve diğ. (1980) knitrifikasyon prosesinde oksijen konsantrasyonunun 1mg/l'den düşük olduğu durumlarda N_2O üretimi azot yükünün %10'una denk geldiğini belirlemişlerdir (Kampschreur ve diğ., 2009'da atıfta bulunulduğu gibi).

- Nitrit

Colliver ve Stephenson (2000) nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinde N_2O emisyonlarını arttırıcı etki yaptığını belirtmişlerdir, çok yüksek nitrit konsantrasyonları ise denitrifikasyon prosesinin hızının azalmasına sebep olduğunu belirlemişlerdir (Kampschreur ve diğ., 2009'da atıfta bulunulduğu gibi).

- Amonyum

Amonyumun 3-4 mg/l konsantrasyonlarında bulunduğu atıksuda nitrifikasyon prosesinde maksimum nitröz oksit emisyonu belirlenmiştir (Keesman ve diğ., 2010). Bu konsantrasyonların üstüne çıktığı durumlarda nitrifikasyon bakterileri oksijen azalmasına bağlı olarak inhibe duruma geçerler (Keesman ve diğ., 2010). Amonyum konsantrasyonun 0,5-1,5 mg/l olduğu durumlarda toplam sera gazı emisyonlarında ise azalma tespit edilmiştir (Keesman ve diğ., 2010).

- Nitrat

Artan nitrat konsantrasyonları nitröz oksit emisyonunu arttırıcı etki yaratmaktadır. Denitrifikasyon prosesinden oksijen varlığı inhibitör etki yaratır ve denitrifikasyon prosesinin tamamlanmasına yol açarak nitröz oksit emisyonu arttırıcı etki yapar (Keesman ve diğ., 2010).

- COD/N

Schulthess ve Gujer (1996) ile Chung ve Chung (2000)'e göre belirli seviyeye kadar biyolojik ayrışabilir organik karbon oranı N_2O emisyonlarını arttırıcı etki yapar, COD/N oranının 3,5'in altına düştüğü durumlarda azot yükünün %20-30'u N_2O şeklinde salınır (Kampschreur ve diğ., 2009'da atıfta bulunulduğu gibi). Atıksu arıtma tesislerinde çevresel şartlardaki ani değişimler N_2O salınımını arttırıcı etki yaratırlar.

Yapılan literatür çalışmalarına göre atıksu arıtma tesislerinin oksijen ve amonyum konsantrasyonlarıyla karşılaştırıldığında nirtat duyarlı çok fazla olmadığı söylenebilir. Aynı şekilde tesisten kaynaklanan toplam sera gazı emisyonu da nitrat konsantrasyonlarına duyarlı değildir. Atıksu arıtma tesislerinin amonyum konsantrasyonlarına daha duyarlı olduğu söylenebilir. Atıksu arıtma tesislerinde en çok nitroz oksit emisyonu değişimi amonyum konsantrasyonundaki değişime bağlı olarak oluşmaktadır. Çalışma sonuçlarına göre toplam sera gazı emisyonları üzerinde oksijen ve nitrat konsantrasyonlarının nerdeyse etkisi olmadığı gözlenmiştir. Genel olarak düşük oksijen ve yüksek nitrit konsantrasyonlarının nitrifikasyon prosesinde; yüksek oksijen konsantrasyonu, yüksek nitrit konsantrasyonu ve düşük COD/N oranı ise denitrifikasyon prosesinde belirleyici unsurlardır.

6. KATI ATIK VE ATIKSU ARITIM SENARYOLARININ SERA GAZI EMİSYONLARININ KARSILAŞTIRILMASI

Çalışma kapsamında katı atıkların bertarafı üç senaryo ve atıksuların arıtılması için de üç farklı senaryo belirlenmiştir. Katı atık yönetim senaryoları kapsamında katı atıkların atık depolama tesislerinde, kompostlaştırma tesislerinde ve biyometanizasyon tesislerinde bertaraf edileceği senaryolar belirlenmiştir. Katı atık yönetim senaryolarında emisyonlar karbondioksit dahil edilerek ve hariç tutularak ayrı ayrı hesaplanarak reel durum ile sera gazı envanter çalışmalarında kullanılan emisyonlar karşılaştırılmıştır. Atıksu arıtımı için ise oluşan atıksuların anaerobik stabilizasyon havuzlarında, biyolojik atıksu arıtma tesislerinde ve ileri atıksu arıtma tesislerinde arıtılacağı üç senaryo çalışma kapsamında belirlenmiştir.

Çalışmanın katı atık yönetim senaryolarının irdeleneceği bölümde üç ayrı katı atık yönetim senaryosu için sera gazı emisyonları hesaplanmıştır. Bu amaçla atık depolama tesislerinde katı atık bertarafı işlemi olan birinci senaryo için 2010-2050 yılları arasında oluşan sera gazı emisyonları hesaplanmıştır. İkinci ve üçüncü senaryolar olan kompostlaştırma ve biyometanizasyon için ise 2010–2030 yılları için sera gazı emisyonları hesaplanmıştır.

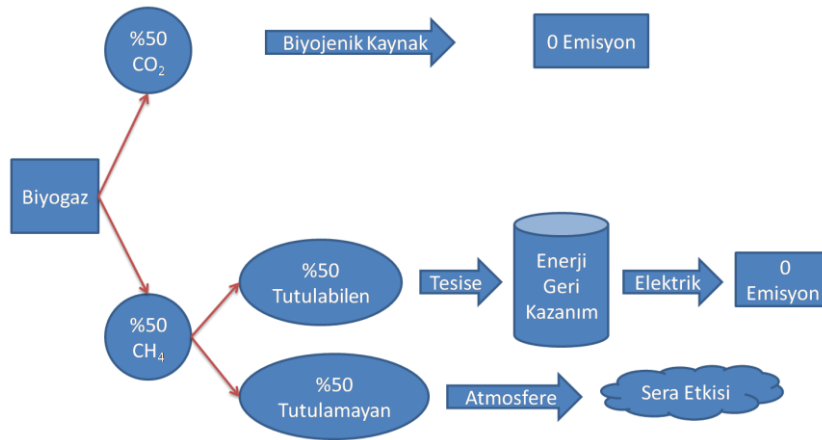
Çalışma kapsamında atıksu arıtımında yöntemlerinin irdeleneceği bölümde üç ayrı atıksu arıtım senaryosu irdelenmiştir ve bu senaryolardan kaynaklanan sera gazı emisyonları hesaplanmıştır. Bu amaçla birinci senaryoda toplanan atıksu anaerobik stabilizasyon havuzunda arıtılacaktır. ikinci senaryoda toplanan atıksu biyolojik atıksu arıtma tesislerinde arıtılacak ve kanala deşarj edilecek, üçüncü senaryoda ise toplanan atıksu ileri atıksu arıtma tesislerinde arıtılacak ve alıcı ortama deşarj edilecektir. Atıksu senaryoları için yapılan hesaplamalar 2010–2030 yılları için yapılmıştır.

Yapılan hesaplamalarda anaerobik stabilizasyon havuzlarından kaynaklanan sera gazı olarak metan gazının, biyolojik ve ileri arıtım sistemlerinden kaynaklanan sera gazları olarak ise CH_4 ve N_2O gazının emisyonları irdelenmiş ve hesaplanmıştır. Böylece atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazlarının miktarları ve sera gazı

etkileri ortaya konulmuştur. Ayrıca yapılan hesaplamalarla anaerobik ve aerobik arıtımın sera gazı etkileri hesaplanarak bu proseslerin karşılaştırılması hedeflenmiştir. Çalışma kapsamında Katı Atık Ana Planı'nda belirlenmiş olan Havzalardan 1C Havzası seçilmiştir seçilerek 2010 yılı için 1.000.000 nüfus eşdeğeri için hesaplamalar yapılmıştır.

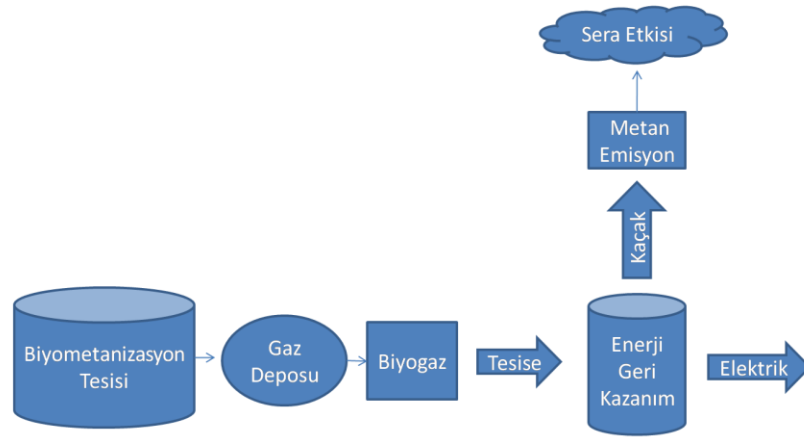
6.1 Hesaplamalarda Yapılan Kabuller

Depolama sahalarından kaynaklanan emisyonlarda oluşan metan ile CO₂'nin eşit hacimde oluştuğu kabul edilmiştir. Atık depolama tesislerinde oluşan biyogazın aktif toplama ile sahadan çekilip elektrik üretim tesislerine alınacağı kabul edilmiştir. Düzenli depolama sahalarında oluşan gazın aktif sistemle %50 verim ile toplanabileceği esas alınmıştır. Böylelikle depolama sahasında oluşan metanın %50'si yaygın uygulama olan deponi gazdan elektrik üretildiği kojenerasyon tesisine gönderilerek enerji ve ısı enerji üretilenektir. Tutulamayan deponi gaz içindeki metan ise doğrudan atmosfere verilecektir. Eğer deponi gazdan elde edilen elektrik, su, rüzgar veya diğer yenilenebilir enerji kaynaklarından üretilen elektriğin yerini alıyorsa bu durumda emisyon kazancı olmadığı için alt emisyon sıfır olur (Manfredi ve diğ., 2009). Manfredi'nin yapmış olduğu değerlendirme baz alınarak toplanıp elektriğe çevrilen metan gazı için emisyon değeri sıfır kabul edilmiştir. Atık depolama tesisinde oluşan biyogaza ait akım şeması ve sera gazı salınım prosesleri Şekil 6.1'de gösterilmiştir.



Şekil 6.1 :ADT'den kaynaklanan biyogaz akım şeması.

Biyometanizasyon tesisinde toplanan metandan elektrik üretildiği ve enerji geri kazanımından ötürü sera gazı salınımının oluşmadığı varsayılmıştır ancak oluşan biyogazın %100-90 oranında toplandığı yada %0–10 arasında kaçak olduğu varsayılmıştır. Tesisten kaynaklanan emisyonlar uçucu bir gaz olması ve düşük yoğunluğundan ötürü metan şeklinde olmaktadır. Olumsuz durumlarda yada bakım esnasında karbondioksit emisyonunu olmayacağı varsayılmıştır. IPCC (2007)'ye göre biyometanizasyon tesisinden nitröz oksit emisyonu sıfır kabul edilmektedir. Biyometanizasyon tesisinde oluşan biyogaza ait akım şeması ve sera gazı salınım prosesleri Şekil 6.2'de gösterilmiştir.



Şekil 6.2 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı akım şeması.

Kompostlaştırmadan kaynaklanan emisyonların hesaplanmasında kullanılan emisyon faktörü Boldrin ve arkadaşları tarafından 2009 yılında yapılan çalışmadan yararlanılarak seçilmiştir. İlgili çalışmada ticari olarak en çok tercih edilen kompostlaştırma metodlarından statik havalandırmalı kompostlaştırma, aktarmalı yığında kompostlaştırma ve reaktör - tünel kompostlaştırma için biyolojik atıklar ve park/bahçe atıkları için farklı karbon bozunma yüzdeleri için tespit edilen aralıklardan ortalama değerler seçilerek emisyon faktörü seçilmiştir. Çalışmada seçilen emisyon faktörleri tesislere kabul edilen atık bileşimi, sıcaklık, nem muhtevası ve havalandırma sürecine bağlı olarak değişmektedir. Biyometanizasyondan kaynaklanan karbondioksit emisyonları için formül 5.1'de verilen anaerobik arıtım sürecinden stokiyometrik oranlardan hesap edilen emisyon faktörü kullanılmıştır. Kompostlaştırma ve biyometanizasyon için hesaplamalarda referans olarak kabul edilen emisyon faktörleri Çizelge 6.1'de gösterilmiştir

Çizelge 6.1 :Emisyon faktörleri (Güven, 2012 ve IPCC, 2006’dan uyarlanmıştır).

Bertaraf Yöntemi	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Kompostlaştırma	320 kg/ ton atık (Boldrin ve dig., 2009)	4 kg ton atık (IPCC, 2006)	0,3 kg/ ton atık (IPCC, 2006)
Biyometanizasyon	353 m ³ /ton atık (Öztürk, 2010a)	1 kg ton atık (IPCC, 2006)	-

Emisyonlar ton cinsinden verildiği için, m³ cinsinden hesaplanmış olan emisyonlar CO₂ ve metanın standart koşullar altındaki (0 derece ve 1 atm) yoğunlukları ile çarpılarak tona dönüştürülmüştür. Hesaplamalarda CO₂’nin yoğunluğu 1,977 kg/m³, metanın yoğunluğu ise 0,717 kg/m³ alınmıştır.

Metan ve nitröz oksit emisyon faktörleri IPPC (2006) Klavuzundan alınmıştır. IPCC kompostlaştırma ve biyometanizasyondan kaynaklanan metan ve nitröz oksit faktörleri için Arnold (2005); Petersen ve Sommer (1998) ve Beck-Friis (2001) çalışmalarından faydalanmıştır. Bu çalışmalara göre belirlenen metan emisyon faktörleri kompostlaştırma ve biyometanizasyon için sırasıyla için 0,03–8 ile 0-8 kg/ton atık arasında değişmektedir. Kompostlaştırma prosesi nitröz oksit emisyon faktörü ise 0,006–0,6 arasında değişmektedir. Verilen aralıklar içinde kabul edilen emisyon faktörleri ise konunun uzmanları tarafından önerilen ortalama katsayılardır.

Atık depolama tesislerinde atık kabulü 2010–2030 yılları arasında yapıldığı kabul edilmiştir. Atık kabulü 2030 yılı sonu itibarıyla sona ermesine rağmen kapatılan bir depolama sahasında kapatma işleminden yaklaşık 120 yıl daha gaz oluşumu devam etmekle birlikte bu çalışma kapsamında gaz oluşumunun büyük bir kısmının gerçekleştiği kapatma işleminden sonraki yirmi yıl kabul edilmiştir, bu sebeple depolama alanında gaz emisyonu 2050 yılı sonuna kadar hesaplanmıştır. Diğer bertaraf tesislerinden kaynaklanan emisyonlar ise bertaraf tesislerine atık kabulünün sona ereceği 2030 yılı sonuna kadar hesaplanmıştır.

Atıksu arıtım senaryoları için yapılan hesaplamalarda anaerobik atıksu arıtım yöntemi olarak anaerobik stabilizasyon havuzları belirlenmiştir. Aerobik atıksu arıtımı için ise biyolojik atıksu arıtma ve ileri arıtım yöntemleri belirlenmiştir.

IPCC (2006) Ulusal Sera Gazı Envanteri Klavuzu’na göre havalandırılmalı proseslerle arıtımında işletmenin iyi yapılması durumunda metan oluşumu beklenmemekte yada çok az miktarda oluşması beklenmektedir. Biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı hesaplamalarında işletmenin iyi yapılmadığı yada aşırı

yüklemenin olduğu durumlar için metan emisyonları hesap edilmiştir. IPCC Klavuzuna göre biyolojik atıksu arıtma tesislerinde N_2O gazı da oluşmaktadır, biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonları arasında bu kapsamda N_2O gazı da değerlendirilecektir. Biyolojik atıksu arıtma tesisinde deşarjın kanala yapılacağı varsayılarak deşarj noktasında nitroz oksit emisyonu beklenmemektedir.

İleri arıtım yöntemlerinden kaynaklanan sera gazlarının değerlendirildiği üçüncü senaryoda ise tesisin iyi işletildiği ve metan gazı oluşumunun düşük miktarda olacağı varsayılmıştır, bu kapsamda ileri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonu olarak N_2O ve CH_4 emisyonları hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamalarda kırsal ve kentsel alanlarda oluşan atıksuyun tamamının toplandığı ve arıtma tesislerine gönderildiği varsayılmıştır.

IPCC Klavuzuna göre CO_2 biyolojik kaynak olarak belirlenmiş olup emisyon hesaplamalarında göz ardı edilmiştir. Ancak katı atık senaryoları için yapılan hesaplamalarda gerçek durumu görebilmek için CO_2 emisyonları da hesap edilmiştir. Tüm hesaplamalar neticesinde elde edilen emisyon değerleri CO_2 eşdeğeri cinsinden verilmiştir. Bu nedenle hesaplanan metan emisyonları CO_2 eşdeğerine çevrilmiştir. Hesaplamalarda 1 birim metanın eşdeğeri olarak 21 birim CO_2 , 1 birim N_2O eşdeğeri olarak 310 birim alınmıştır (IPCC, 2007).

6.2 Katı Atık Yönetim Senaryolarından Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları

6.2.1 Atık depolama tesisi sera gazı emisyonları

Atık depolama tesislerinden kaynaklanan gazların hesabında başlıca kullanılan yöntemler Özgül Gaz Yöntemi, Tabasaran Yöntemi, Scholl Canyon Yöntemi ve EPA Landgem modelidir. Çalışma kapsamında uygulama alanı atık depolama tesisinden kaynaklanan deponi gaz miktarını bulmak için EPA Landgem Modeli uygulanarak sera gazı emisyonları belirlenmiştir.

Depolama sahası gazı emisyonları Modeli (LandGEM) katı atık depolama sahalarından kaynaklanan emisyonların miktarının belirlenmesi için tasarlanmıştır (USEPA, 1998). Bu modeldeki temel yaklaşım depolama sahası gazının yarı yarıya metan ve karbondioksitten oluşmasına dayanmaktadır. Depolama sahasından kaynaklanan emisyonların tahmin edilebilmesi için atık depolama tesisine

gönderilecek atık miktarına ihtiyaç duyulmaktadır. Atık depolama tesisten kaynaklanan sera gazı emisyonlarının tahmininde kullanılacak bazı parametreler:

- Metan üretim hızı (k),
- Potansiyel metan üretim kapasitesidir (L_0).

Atık depolama tesisi kaynaklı sera gazı hesabında sahada tehlikeli atık bertaraf için de kullanılıp kullanılmadığı gaz hesaplarını etkileyen diğer bir parametredir. Modelde kullanılan temel bir birinci derece bozunma denklemidir. Depolama sahalarındaki atığın miktarı, yaşı ve bileşimine ait mevcut verilerin yetersizliğinden dolayı daha karmaşık bir yöntem kullanılmamıştır (USEPA, 1998).

EPA Landgem modeline gaz hesaplamaları için kullanılan denklem aşağıdaki gibidir.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=0.1}^1 k L_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-k t_{ij}} \right) \quad (6.1)$$

Burada;

Q_{CH_4} = Hesaplama yılındaki yıllık metan oluşumu, $m^3/yıl$,

i = 1 yıllık zaman aralığı,

n = (hesaplama yılı) - (atık kabul edilen ilk yıl),

j = 0.1 yıllık zaman aralığı,

k = metan oluşum oranı (yıl⁻¹),

L_0 = potansiyel metan oluşum kapasitesi (m^3/ton),

M_i = i yılında kabul edilen atıkların kütlesi (Mg),

t_{ij} = i yılında kabul edilen M_i atık kütlesinin j . kısmının yaşıdır.

Modeldeki CAA değerleri oluşacak maksimum emisyon miktarlarını ortaya koymaktadır. Sahaya özgü bilgilerin yetersizliği durumunda, modelde başka bir set değerler (AP-42 yada Inventory) yer almaktadır. Modeldeki AP-42 (Inventory) değerleri ABD EPA Örgütü'nün Compilation of Air Pollutant Emission Factors'dan alınmış değerlere dayanmaktadır. AP-42 yada Inventory parametrelerinin değerleri depolama sahalarından kaynaklanan deponi gaz miktarının hesaplamalarında tipik değerleri vermektedir.

Bu modelde metan üretimi iki parametre kullanılarak hesaplanmaktadır: L_0 , atığın potansiyel metan üretim kapasitesi, ve k metan üretim hızı sabitidir. Geliştirilen modelde depolama sahasına ait spesifik verilerin kullanılabilmesi de mümkündür.

K (metan üretim hız) sabiti, depolama sahasındaki herbir atık kütlesi için metan üretim hızını belirtmektedir. USEPA (1998) k değerinin atığın nem içeriği, nütrient içeriği, pH, ve sıcaklık parametrelerinin bir fonksiyonu olarak belirlenmiştir. Sahaya özgü bir k değeri girilemiyorsa modelde belirlenmiş değerler kullanılabilir. Hazır olan üç k değeri vardır bunlar 0,02/yıl, 0,05/yıl ve 0,04/yıl' dır. Burada önemli olan nokta k değerleri için bir kuraklık kriterinin olduğudur. Yılda 25 inch'den (640 mm) daha az yağış alan bölgelerde k değerleri Çizelge 6.2'de görüldüğü gibi değişmektedir (USEPA, 1998).

Çizelge 6.2 :EPA modeli parametreleri (Taşkan, 2001).

Parametre	CAA		Inventory	
	p>640 mm	P<640 mm	P>640 mm	P<640 mm
k (1/yıl)	0,05	0,02	0,04	0,02
L_0 (m ³ /Mg)	170	170	100	100

Gaz hesaplamalarında kullanılan diğer bir parameter ise atığın potansiyel metan üretim kapasitesi olan L_0 değeridir ve depolama sahasında bulunan atığın tipine bağlıdır. L_0 değeri 6,2 ile 270 m³/Mg arasında değişmektedir (USEPA, 1998). Modelde sahaya özgü bir L_0 değeri girilemiyorsa, kullanılan iki hazır değer mevcuttur. Bu değerler; 170 m³/Mg ve 100 m³/Mg'dır. Çizelge 6.2'de EPA modeli parametreleri verilmektedir.

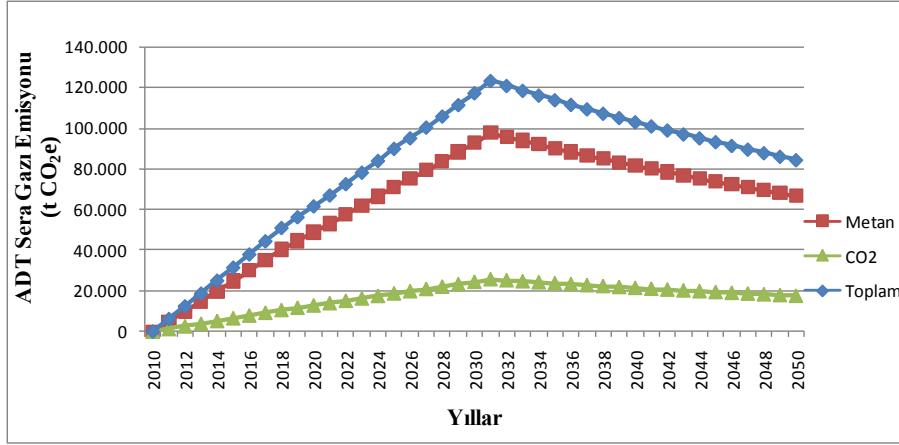
Uygulama alanı EK C'de sunulan Meteoroloji Genel Müdürlüğünden alınan Türkiye geneli yağış ortalamalarına göre yurdumuz geneli kurak alan olarak değerlendirilerek hesaplamalar buna göre yapılmıştır. Bu sebeple tesisten kaynaklanan deponi gaz miktarının tespitinde k (metan oluşum oranı) 0.02 yıl⁻¹ kullanılmıştır. L_0 (potansiyel metan oluşum kapasitesi) için 100 m³/Mg alınarak tesisten kaynaklanan ortalama deponi gaz miktarları hesaplanmıştır. Metan içeriği ise %50 olarak kabul edilmiştir. Uygulama alanındaki düzenli depolama tesisinde 2010-2030 yılları arasında depolama yapılacağı varsayılmıştır. Yıllık gaz oluşum miktarları Çizelge 6.3 ve Şekil 6.3'de verilmiştir.

Çizelge 6.3 :ADT'den kaynaklanan sera gazı emisyonları.

Yıl	Metan (m ³)	CO ₂ (m ³)	Tutulabilen Metan (m ³)	Tutulamayan Metan (m ³)	Metan Emisyonu (ton)	CO ₂ Emisyonu (ton)	Toplam Metan Emisyon (t CO ₂ e)	Toplam Emisyon (t CO ₂ e)
2010	0	0	0	0	0	0	0	0
2011	6,476E+05	6,476E+05	3,238E+05	3,238E+05	232	1.280	4.876	6.156
2012	1,306E+06	1,306E+06	6,528E+05	6,528E+05	468	2.581	9.829	12.410
2013	1,965E+06	1,965E+06	9,826E+05	9,826E+05	705	3.885	14.796	18.681
2014	2,633E+06	2,633E+06	1,317E+06	1,317E+06	944	5.206	19.826	25.032
2015	3,310E+06	3,310E+06	1,655E+06	1,655E+06	1.187	6.544	24.919	31.463
2016	3,991E+06	3,991E+06	1,996E+06	1,996E+06	1.431	7.891	30.048	37.938
2017	4,672E+06	4,672E+06	2,336E+06	2,336E+06	1.675	9.237	35.174	44.410
2018	5,364E+06	5,364E+06	2,682E+06	2,682E+06	1.923	10.604	40.380	50.983
2019	5,919E+06	5,919E+06	2,959E+06	2,959E+06	2.122	11.701	44.559	56.260
2020	6,483E+06	6,483E+06	3,241E+06	3,241E+06	2.324	12.816	48.806	61.622
2021	7,048E+06	7,048E+06	3,524E+06	3,524E+06	2.527	13.934	53.062	66.996
2022	7,633E+06	7,633E+06	3,817E+06	3,817E+06	2.736	15.091	57.466	72.556
2023	8,228E+06	8,228E+06	4,114E+06	4,114E+06	2.950	16.267	61.946	78.213
2024	8,837E+06	8,837E+06	4,418E+06	4,418E+06	3.168	17.470	66.527	83.997
2025	9,463E+06	9,463E+06	4,731E+06	4,731E+06	3.392	18.708	71.241	89.949
2026	1,001E+07	1,001E+07	5,004E+06	5,004E+06	3.588	19.786	75.344	95.130
2027	1,057E+07	1,057E+07	5,283E+06	5,283E+06	3.788	20.888	79.541	100.429
2028	1,114E+07	1,114E+07	5,569E+06	5,569E+06	3.993	22.020	83.854	105.874
2029	1,173E+07	1,173E+07	5,864E+06	5,864E+06	4.204	23.185	88.288	111.472
2030	1,234E+07	1,234E+07	6,171E+06	6,171E+06	4.425	24.401	92.919	117.320
2031	1,298E+07	1,298E+07	6,488E+06	6,488E+06	4.652	25.655	97.694	123.349
2032	1,272E+07	1,272E+07	6,360E+06	6,360E+06	4.560	25.147	95.760	120.906

Çizelge 6.3 :ADT'den kaynaklanan sera gazı emisyonları (devam).

Yıl	Metan (m ³)	CO ₂ (m ³)	Tutulabilen Metan (m ³)	Tutulamayan Metan (m ³)	Metan Emisyonu (ton)	Toplam CO ₂ Emisyonu (ton)	Toplam Metan Emisyon (t CO ₂ e)	Toplam Emisyon (t CO ₂ e)
2033	1,247E+07	1,247E+07	6,234E+06	6,234E+06	4.470	24.649	93.864	118.512
2034	1,222E+07	1,222E+07	6,110E+06	6,110E+06	4.381	24.161	92.005	116.166
2035	1,198E+07	1,198E+07	5,989E+06	5,989E+06	4.294	23.682	90.183	113.865
2036	1,174E+07	1,174E+07	5,871E+06	5,871E+06	4.209	23.213	88.397	111.611
2037	1,151E+07	1,151E+07	5,755E+06	5,755E+06	4.126	22.754	86.647	109.401
2038	1,128E+07	1,128E+07	5,641E+06	5,641E+06	4.044	22.303	84.931	107.234
2039	1,106E+07	1,106E+07	5,529E+06	5,529E+06	3.964	21.861	83.249	105.111
2040	1,084E+07	1,084E+07	5,419E+06	5,419E+06	3.886	21.429	81.601	103.030
2041	1,062E+07	1,062E+07	5,312E+06	5,312E+06	3.09	21.004	79.985	100.989
2042	1,041E+07	1,041E+07	5,207E+06	5,207E+06	3.733	20.588	78.401	98.990
2043	1,021E+07	1,021E+07	5,104E+06	5,104E+06	3.659	20.181	76.849	97.030
2044	1,001E+07	1,001E+07	5,003E+06	5,003E+06	3.587	19.781	75.327	95.108
2045	9,807E+06	9,807E+06	4,904E+06	4,904E+06	3.516	19.389	73.836	93.225
2046	9,613E+06	9,613E+06	4,807E+06	4,807E+06	3.446	19.005	72.374	91.379
2047	9,423E+06	9,423E+06	4,711E+06	4,711E+06	3.378	18.629	70.941	89.570
2048	9,236E+06	9,236E+06	4,618E+06	4,618E+06	3.311	18.260	69.536	87.796
2049	9,053E+06	9,053E+06	4,527E+06	4,527E+06	3.246	17.899	68.159	86.058
2050	8,874E+06	8,874E+06	4,437E+06	4,437E+06	3.181	17.544	66.809	84.354
Toplam	3,493E+08	3,493E+08	1,747E+08	1,747E+08	125.236	690.630	2.629.947	3.320.577



Şekil 6.3 :ADT'den kaynaklanan sera gazı emisyonları (tCO₂e).

Atık depolama tesisinde Ek E’de gösterildiği üzere 2150 yılı sonuna kadar toplamda 1.458.335.786 m³ deponi gaz oluşmaktadır. Literatürde, 1 ton evsel atık başına oluşacak depolama sahası gazı olarak 120-300 m³/ton aralığı verilmektedir (Tabasaran ve Rettenberger, 1987). Uygulama alanında hesaplamaları yapılandırılmış depolama tesisi için yapılan hesaplamalarda bu değer için ~185 m³/ton atıktır. Dolayısıyla, yapılan hesabın Literatür değerleriyle karşılaştırıldığında tutarlı bir sonuç ortaya koyduğu görülmektedir. 2050 yılı sonuna kadar düzenli depolama tesisinden kaynaklanan sera gazı miktarı ~3.321.000 ton CO₂ eşdeğeri bulunur.

IPCC Ulusal Sera Gazı Envanter Kılavuzunda karbondioksit emisyonlarını biyolojik kaynak olarak tanımlamış ve sera gazı envanterinde hesaba katmamıştır. Atık depolama tesisinden kaynaklanan sera gazı emisyonları karbondioksit emisyonları göz ardı edildiğinde düzenli depolama tesisinden kaynaklanan sera gazı emisyonunun 2010–2050 yılları için toplam ~2.630.000 tCO₂e’dir.

6.2.2 Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları

Kompostlaştırma prosesinde atık bünyesindeki organik karbon aerobik şartlar altında karbon dioksit gazına dönüşür. CH₄ gazı genellikle anaerobik prosesler sonucu oluşmakla beraber kompostlaştırma proseslerinde de oluşmaktadır. Beck ve Friis, 2001; Detzel ve diğ., 2003; Arnold, 2005 kompostlaştırma proseslerinde karbon içeriğinin 1% yada daha düşük oranlarda metan gazı olarak atmosfere salındığını belirlemiştir (IPCC, 2006’da atıfta bulunulduğu gibi).

IPCC (2006) kompostlaştırma prosesinde N₂O gazının da oluştuğunu belirlemiştir. Petersen ve diğ., 1998; Hellebrand, 1998; Vesterinen, 1996; Beck ve Friis, 2001 ve Detzel ve diğ. azot içeriğinin %0,5-5’inin nitröz oksite dönüştüğünü belirlemişlerdir

(IPCC, 2006'da atıfta bulunulduğu gibi). IPCC (2006)'ya göre iyi işletilemeyen tesislerde daha yüksek nitröz oksit ve metan emisyonları beklenmektedir. IPCC (2006)'ya göre kompostlaştırma proseslerinde metan gazı aşırı nem muhtevasında ve sınırlı havalandırma/karıştırma koşullarında oluşmaktadır.

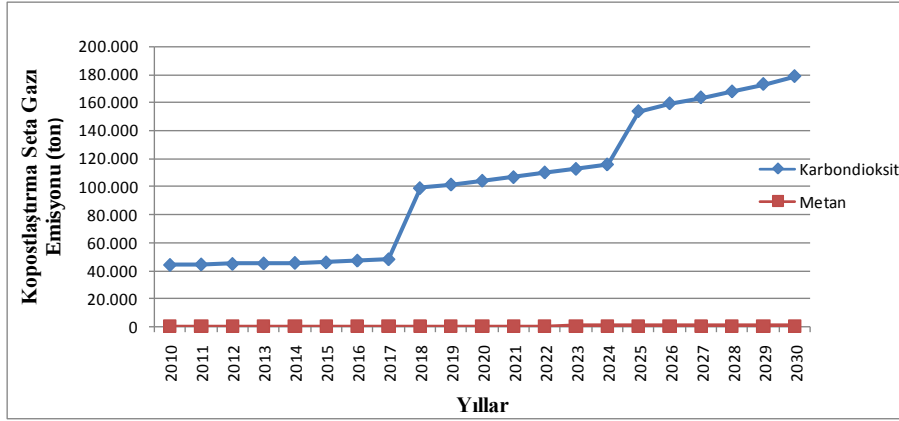
IPCC kompostlaştırma prosesleri için N₂O ve CH₄ gazları için emisyon faktörlerini belirlemiştir. Yapılan hesaplamalarda bu emisyon faktörleri kullanılırken CO₂ emisyon faktörleri için ise Boldrin ve diğ. (2009) tarafından yapılan çalışmalar sonucu elde edilen ve Çizelge 6.1'de verilen emisyon faktörleri kullanılmıştır.

Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları Çizelge 6.4 verilmiştir.

Çizelge 6.4 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları (ton).

Yıl	Kompostlaştırmaya Gönderilecek Atık	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
2010	62.886	20.124	252	19
2011	63.397	20.287	254	19
2012	63.911	20.452	256	19
2013	64.430	20.618	258	19
2014	64.954	20.785	260	19
2015	65.481	20.954	262	20
2016	67.292	21.533	269	20
2017	68.646	21.967	275	21
2018	141.158	45.171	565	42
2019	144.807	46.338	579	43
2020	148.705	47.586	595	45
2021	152.342	48.750	609	46
2022	157.140	50.285	629	47
2023	160.787	51.452	643	48
2024	165.319	52.902	661	50
2025	219.658	70.290	879	66
2026	227.618	72.838	910	68
2027	233.697	74.783	935	70
2028	239.771	76.727	959	72
2029	247.350	79.152	989	74
2030	255.366	81.717	1.021	77

Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları Şekil 6.4'de verilmiştir.



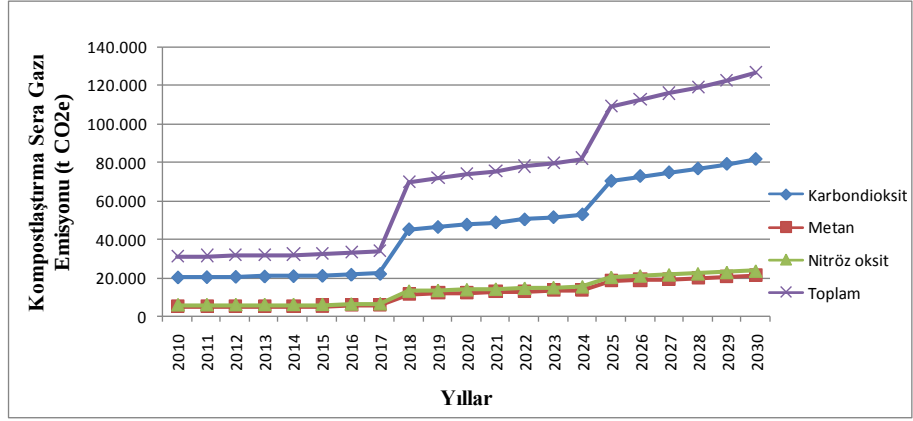
Şekil 6.4:Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları(ton).

Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları emisyonları ton CO₂ cinsinden Çizelge 6.5’de verilmiştir.

Çizelge 6.5 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonları (t CO₂e).

Yıl	Kompostlaştırmaya Gönderilecek Atık	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
2010	62.886	20.124	5.282	5.848
2011	63.397	20.287	5.325	5.896
2012	63.911	20.452	5.369	5.944
2013	64.430	20.618	5.412	5.992
2014	64.954	20.785	5.456	6.041
2015	65.481	20.954	5.500	6.090
2016	67.292	21.533	5.653	6.258
2017	68.646	21.967	5.766	6.384
2018	141.158	45.171	11.857	13.128
2019	144.807	46.338	12.164	13.467
2020	148.705	47.586	12.491	13.830
2021	152.342	48.750	12.797	14.168
2022	157.140	50.285	13.200	14.614
2023	160.787	51.452	13.506	14.953
2024	165.319	52.902	13.887	15.375
2025	219.658	70.290	18.451	20.428
2026	227.618	72.838	19.120	21.168
2027	233.697	74.783	19.631	21.734
2028	239.771	76.727	20.141	22.299
2029	247.350	79.152	20.777	23.004
2030	255.366	81.717	21.451	23.749

Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları emisyonları ton CO₂ cinsinden ve Şekil 6.5’de verilmiştir.

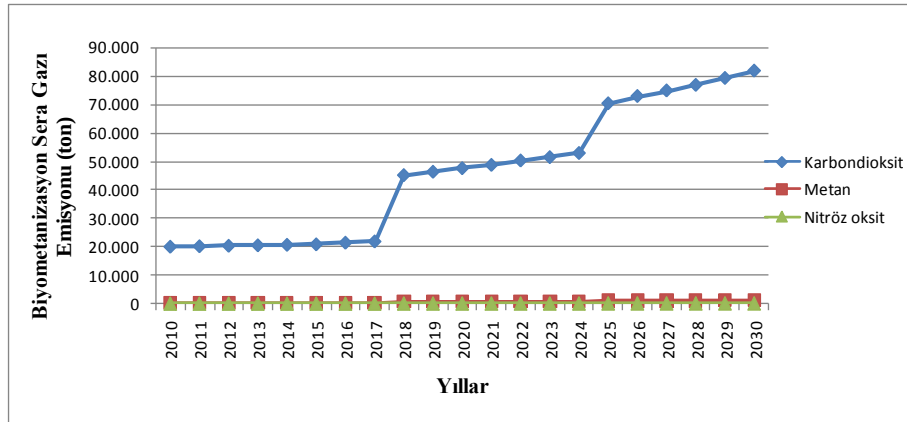


Şekil 6.5 :Kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazları (tCO₂e).

2010–2030 yılları arasında kompostlaştırmadan ~1.498.000 ton CO₂ eşdeğeri sera gazı salınım beklenmektedir. Karbondioksit emisyonları göz ardı edilerek yapılan hesaplamalarda kompostlaştırmadan 2010–2030 yılları için toplam ~534.000 tCO₂e değeri sera gazı salınımı beklenmektedir.

6.2.3 Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları

Biyometanizasyon tesislerinde oluşan biyogazın yapısında %60-65 civarında metan, %35-40 civarında CO₂, çok az miktarda kükürt, su buharı ve iz elementleri bulunur (Altınbaş, 2014). IPCC 2006’ya göre biyometanizasyon kaynaklı metan emisyonları oluşan gazın %0-10 arasında kabul edilmektedir. Bu tesislerde oluşan metan emisyonları beklenmedik durumlarda ve şartlarda sistem sorunları olduğu durumlarda kaçak şeklinde oluşurlar. Emisyon faktörleri kullanılarak hesaplanan biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonlarıton karbondioksit eşdeğeri cinsinden Şekil 6.6 ve Çizelge 6.6’de verilmiştir.

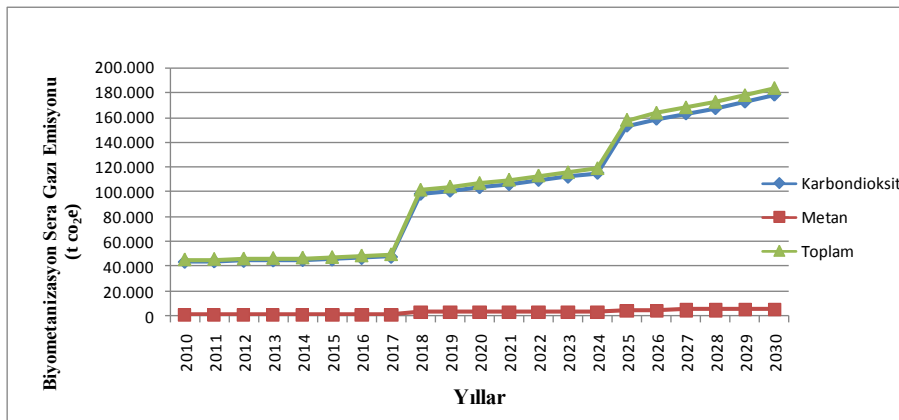


Şekil 6.6 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazları (ton).

Çizelge 6.6 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları (ton).

Yıl	Biyometanizasyona Gönderilecek Miktar	CO ₂	CH ₄
2010	62.886	43.887	63
2011	63.397	44.243	63
2012	63.911	44.603	64
2013	64.430	44.965	64
2014	64.954	45.330	65
2015	65.481	45.698	65
2016	67.292	46.962	67
2017	68.646	47.906	69
2018	141.158	98.512	141
2019	144.807	101.058	145
2020	148.705	103.778	149
2021	152.342	106.317	152
2022	157.140	109.665	157
2023	160.787	112.211	161
2024	165.319	115.373	165
2025	219.658	153.295	220
2026	227.618	158.850	228
2027	233.697	163.092	234
2028	239.771	167.332	240
2029	247.350	172.621	247
2030	255.366	178.215	255

Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları ton karbondioksit eşdegeri cinsinden Şekil 6.7’de ve Çizelge 6.7’de verilmiştir.



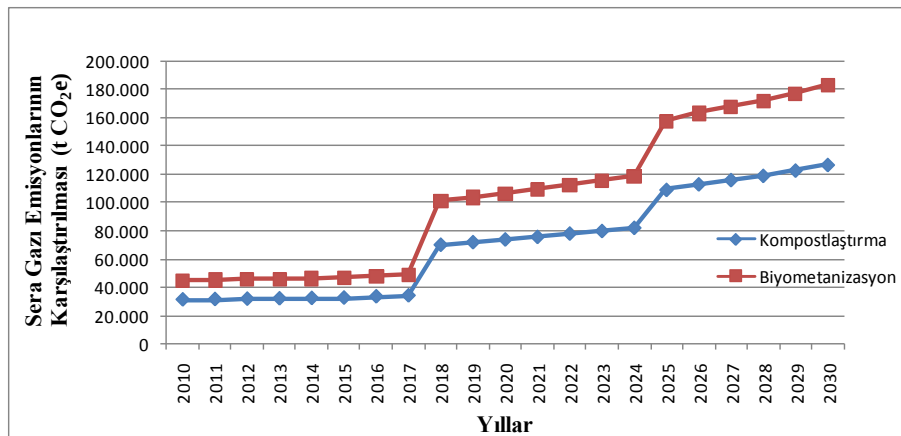
Şekil 6.7 :Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazları.

Çizelge 6.7 :Biyometanizasyon kaynaklı sera gazları emisyonları

Yıl	Biyometanizasyona Gönderilecek Miktar (ton)	CO ₂	CH ₄ (t CO ₂ e)
2010	62.886	43.887	1.321
2011	63.397	44.243	1.331
2012	63.911	44.603	1.342
2013	64.430	44.965	1.353
2014	64.954	45.330	1.364
2015	65.481	45.698	1.375
2016	67.292	46.962	1.413
2017	68.646	47.906	1.442
2018	141.158	98.512	2.964
2019	144.807	101.058	3.041
2020	148.705	103.778	3.123
2021	152.342	106.317	3.199
2022	157.140	109.665	3.300
2023	160.787	112.211	3.377
2024	165.319	115.373	3.472
2025	219.658	153.295	4.613
2026	227.618	158.850	4.780
2027	233.697	163.092	4.908
2028	239.771	167.332	5.035
2029	247.350	172.621	5.194
2030	255.366	178.215	5.363

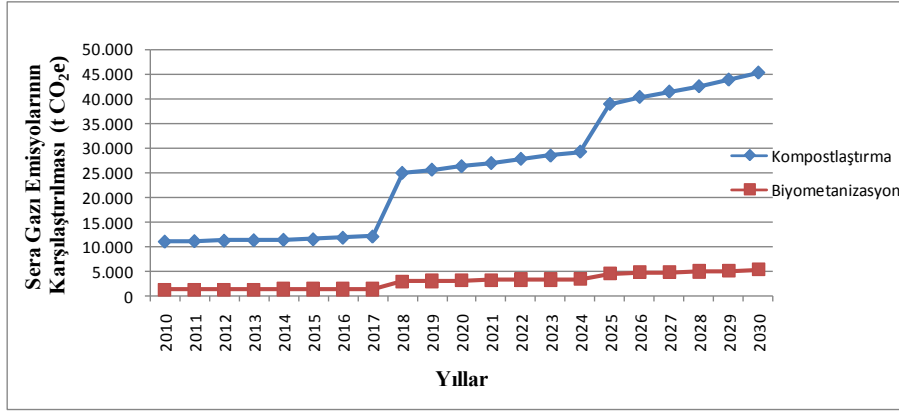
2010–2030 yılları arasında işletilen biyometanizasyon tesisinde toplam ~2.167.000. ton CO₂ eşdeğeri sera gazı emisyonu beklenmektedir. Karbondioksit emisyonları göz ardı edilerek yapılan hesaplamalarda biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonunun 2010–2030 yılları için toplam ~63.000 tCO₂e değeri olmaktadır.

Kompostlaştırma ve biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonları karbondioksit emisyonları da katılarak Şekil 6.8’de karbondioksit emisyonları göz ardı edilerek ise Şekil 6.9’da karşılaştırılmıştır.



Şekil 6.8 :İkinci ve üçüncü senaryo sera gazı emisyonlarının karşılaştırılması.

Elde edilen sonuçlara göre kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonu 2010-2030 yılları için ~1.498.000 ton karbondioksit eşdeğeri iken, biyometanizasyon da bu miktar ~2.167.000 ton karbondioksit eşdeğeri olmaktadır.



Şekil 6.9 :İkinci ve üçüncü senaryo sera gazı emisyonlarının karşılaştırılması.

Karbondioksit emisyonları göz ardı edilerek yapılan hesaplama sonuçlarına göre kompostlaştırma kaynaklı sera gazı emisyonu karbondioksit emisyonları göz ardı edilirse 2010-2030 yılları için ~533.000 ton karbondioksit eşdeğeri iken, biyometanizasyonda bu miktar ~63.000 ton karbondioksit eşdeğeridir.

6.3 Atıksu ArıtımYöntemlerinden Kaynaklanan Sera Gazı Emisyonları

6.3.1 Anaerobik stabilizasyon havuzları

Yapılan Literatür çalışmalarında stabilizasyon havuzlarında yüksek oranda metan emisyonlarının gerçekleştiği ayrıca tesislerde azot, karbondioksit gibi gazlarında oluştuğu belirlenmiştir. IPCC (2006)'ya göre karbondioksit biyolojik kaynak olarak nitelenmiş olup sera gazı envanter çalışmalarında hesaba katılmamaktadır. Anaerobik stabilizasyon havuzlarında sera gazı emisyonları değerlendirildiğinde sadece metan emisyonları hesaba katılmıştır.

Anaerobik stabilizasyon havuzlarından kaynaklanansera gazı (metan) emisyonlarının hesaplanmasında 2006 yılında IPCC tarafından yayımlanan ve UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) tarafından geliştirilen metodoloji kullanılmıştır. Kullanılan metodoloji UNFCCC tarafından 21 Şubat 2014 tarihinde yayımlanan ACM0014 kodlu (büyük ölçekli) Atıksuların Arıtılması Metodolojisi'dir. Hesaplamalarda metodolojinin en son yayınlanan 06.0 versiyonu kullanılmıştır. Bu metodoloji ayrıca birincive ikincičökelleme çamurlarının havasız

çamur çukurlarında depolandığı , atıksuyun arıtılmadan doğrudan alıcı ortama deşarj edildiği veya arıtma çamurlarının susuzlaştırılmadan alana serilmesi uygulamalarında da sera gazlarının hesabı için kullanılabilir. Bu metodlojinin uygulanabilmesi için minimum stabilizasyon havuzu derinliğinin 2 metre olması gerekmektedir.

Atıksuların stabilizasyon havuzları veya çamur çukurlarında havasız şartlarda arıtımı sonucu oluşan metan gazının miktarı stabilizasyon havuzunda yıl içinde arıtılan toplam BOI miktarına ($BOI_{BL,y}$), maksimum metan oluşum hızına (B_0), metan dönüşüm faktörüne ($MCF_{BL,y}$) ve metan gazı sera etkisi potansiyeline bağlıdır. Anaerobik stabilizasyon havuzlarından kaynaklanan metan emisyonlarının hesaplandığı formül aşağıda verilmiştir.

$$BE_{CH_4, MCF, y} = GWP_{CH_4} \times MCF_{BL, y} \times B_0 \times BOI_{BL, y} \quad (6.2)$$

Burada;

$BE_{CH_4, MCF, y}$ =Stabilizasyon havuzlarında oluşan metanın ilgili yıldaki karbondioksit eşdeğeri cinsinden emisyon değeri (t CO₂e/yıl),

GWP_{CH_4} = Metan gazı sera etkisi potansiyeli (t CO₂e/t CH₄),

B_0 = Tüketilen birim BOI başına üretilen maksimum metan oluşum kapasitesi (t CH₄/t BOI),

$MCF_{BL, y}$ = İlgili yıldaki metan dönüşüm faktörü ,

$BOI_{BL, y}$ = İlgili yılda stabilizasyon havuzunda giderilen BOI miktarı (t BOI/ yıl)'dır.

Anaerobik stabilizasyon havuzlarından kaynaklanan metan emisyonlarını hesaplanmasında kullanılan veriler aşağıda sıralanmıştır.

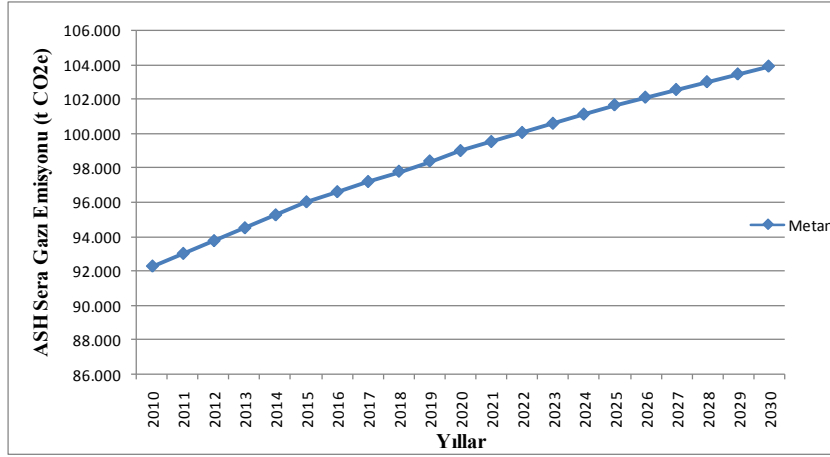
GWP_{CH_4} = 21 (t CO₂e/t CH₄). (IPCC, 2007),

B_0 = 0,6 (kg CH₄/kg BOI).(IPPC, 2006),

$MCF_{BL, y}$ = 2 metreden derin havuzlar için 0,8-1 arasında değişmektedir, ortalama olarak 0,8 kabul edilebilir. (IPPC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006),

$BOI_{BL, y}$ =Bu değer anaerobik stabilizasyon havuzu BOI yükü ile giderimin veriminin çarpılmasıyla hesaplanır.

Stabilizasyon havuzları için BOI giderimi Metcalf&Eddy (1991)'e göre %50–85 arasında kabul edilebilir, giderim verimi hesaplamalarda %60 kabul edilmiştir. ASH'dan kaynaklanan sera gazı emisyonları karbondioksit eşdeğeri cinsinden ve Şekil 6.10 ve. Çizelge 6.8’de gösterilmiştir.



Şekil 6.10 : ASH’dan kaynaklanan sera gazları (t CO₂e).

Çizelge 6.8 : ASH’dan kaynaklanan sera gazları.

Yıl	Atıksu Miktarı (m ³)	Giderilen BOI (ton)	CH ₄ Emisyonu (ton)	CH ₄ Emisyonu (t CO ₂ e)
2010	69.350.000	9.154	4.394	92.274
2011	69.904.194	9.227	4.429	93.012
2012	70.462.816	9.301	4.465	93.755
2013	71.025.902	9.375	4.500	94.504
2014	71.593.488	9.450	4.536	95.259
2015	72.165.610	9.526	4.572	96.021
2016	72.609.503	9.584	4.601	96.611
2017	73.056.127	9.643	4.629	97.206
2018	73.505.498	9.703	4.657	97.803
2019	73.957.634	9.762	4.686	98.405
2020	74.412.550	9.822	4.715	99.010
2021	74.809.143	9.875	4.740	99.538
2022	75.207.850	9.927	4.765	100.069
2023	75.608.681	9.980	4.791	100.602
2024	76.011.649	10.034	4.816	101.138
2025	76.416.765	10.087	4.842	101.677
2026	76.753.597	10.131	4.863	102.125
2027	77.091.915	10.176	4.885	102.575
2028	77.431.723	10.221	4.906	103.028
2029	77.773.029	10.266	4.928	103.482
2030	78.115.840	10.311	4.949	103.938

2010–2030 yılları arasında anaerobik stabilizasyon havuzlarında ~2.072.000 ton CO₂ eşdeğeri sera gazı emisyonu beklenmektedir.

6.3.2 Biyolojik atıksu arıtmıdan kaynaklanan sera gazı emisyonları

Biyolojik atıksu arıtımındankaynaklanan sera gazı emisyonları incelendiğinde iyi işletilen bir atıksu arıtma tesisinde metan oluşumu beklenmemekte yada çok az miktarda oluşması beklenmektedir. İyi işletilmeyen yada aşırı yükün geldiği atıksu arıtma tesislerinde N₂O ve CO₂ gazlarının yanısıra CH₄ gazı da oluşabilmektedir.

IPCC (2006)'ya göre karbondioksit emisyon envanteri hesaplamalarında hesaba katılmaz. Bu kapsamda iyi işletilmeyen veya aşırı yüklemenin olması durumunda atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazları olarak N₂O ve CH₄ gazları ele alınarak hesaplamalar yapılmıştır. IPCC (2006)'ya göre aktif çamur uygulaması gibi yöntemleri kullanan atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan yıllık metan emisyonları şu formülle bulunabilmektedir.

$$CH_{4emisyon} = [(U_i \times T_{i,j} \times EF_j)](TOW - S) - R \quad (6.3a)$$

Burada;

CH₄emisyon=İlgili yıldaki metan emisyonu, kg CH₄/yıl,

TOW= Atıksudaki toplam BOI, kg BOI/yıl miktarı,

S=İlgili yılda çamur ile uzaklaştırılan organik bileşikler, kg BOI/yıl (sıfır kabul edilmektedir),

U_i=Nüfus fraksiyonu (Nüfusun tamamının kentte yaşadıkları kabul edilerek bu değer bir olarak alınmıştır),

T_{i,j}=Atıksu deşarj kullanım faktörü (oluşan atıksuyun tamamının toplanarak atıksu arıtma tesisine gönderileceği varsayılarak bu değer 1 alınmıştır),

R=İlgili yılda geri kazanılan CH₄ miktarı, kg CH₄/yıl (Bu değer sıfır kabul edilmiştir).

Formül 6.3a'daki EF_j(metan emisyon faktörü) kg CH₄ / kg BOI cinsinden aşağıda gösterilen formülle bulunabilmektedir.

$$EF_j = B_0 \times MCF \quad (6.3b)$$

Burada;

Bo=Maksimum CH₄ üretim kapasitesi, kg CH₄/kg BOI (0,6 kg CH₄/kg BOI IPCC, 2006),

MCF= Metan doğrulama faktörü (IPCC, 2006'ya göre 0,3 seçilmiştir). (EK E'de kullanılan metan doğrulama faktörü için seçim kriterleri ve değerleri gösterilmiştir).

Çizelge 6.9'da formül 6.3a ve 6.3b kullanılarak hesaplanan biyolojik atıksu arıtımından kaynaklanan metan emisyonları ve oluşan atıksu miktarları 2010-2030 yılları için gösterilmiştir.

Çizelge 6.9 :Biyolojik AAT'den kaynaklanan metan emisyonları.

Yıl	Atıksu Miktarı (m ³)	Oluşan Metan (ton)	Oluşan Metan (tCO ₂ e)
2010	69.350.000	2.746	57.671
2011	69.904.194	2.768	58.132
2012	70.462.816	2.790	58.597
2013	71.025.902	2.813	59.065
2014	71.593.488	2.835	59.537
2015	72.165.610	2.858	60.013
2016	72.609.503	2.875	60.382
2017	73.056.127	2.893	60.753
2018	73.505.498	2.911	61.127
2019	73.957.634	2.929	61.503
2020	74.412.550	2.947	61.881
2021	74.809.143	2.962	62.211
2022	75.207.850	2.978	62.543
2023	75.608.681	2.994	62.876
2024	76.011.649	3.010	63.211
2025	76.416.765	3.026	63.548
2026	76.753.597	3.039	63.828
2027	77.091.915	3.053	64.110
2028	77.431.723	3.066	64.392
2029	77.773.029	3.080	64.676
2030	78.115.840	3.093	64.961

2010–2030 yılları arasında biyolojik atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan ~1.295.000 ton CO₂ eşdeğeri metan gazı emisyonu beklenmektedir.

Biyolojik atıksu arıtma tesislerinde oluşması beklenen bir diğer önemli gaz ise nitröz oksittir. Nitröz oksit atıksu arıtma tesislerinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinden kaynaklanmaktadır.

IPPC Guideliness (2006) atıksu arıtımından kaynaklanan nitrözoksit (N₂O) emisyonlarının minör bir kaynak olduğunu, ana nitrözoksit (N₂O) emisyonlarının

ise atıksuların haliç yada nehir gibi alıcı ortamlara deşarjına bağı olarak nitrifikasyon ve denitrifikasyon prosesleri sonucu ortaya çıktığının belirtilmiştir.

IPCC Ulusal Sera Gazı Envanteri Klavuzu biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitroz oksit emisyonlarını direk ve dolaylı emisyonlar olarak sınıflandırmıştır. Biyolojik atıksu arıtımındankaynaklanan nitroz oksit emisyonları direk emisyon olarak adlandırılmıştır. Dolaylı emisyonlar ise atıksuların göl, deniz vb. alıcı ortama deşarj edildiğinde oluşmaktadır. Ancak biyolojik atıksu arıtma tesislerinde deşarjın kanala yapılacağı ve nitroz oksit emisyonu oluşmayacağı varsayılmıştır.

IPCC (2006) doğrudan emisyonlar olarak tanımladığı tesisten kaynaklanan emisyonların hesabında nüfus ve kişi başı nitroz oksit oluşum miktarından yararlanmıştır. Biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitroz oksit miktarı aşağıdaki formülle bulunabilmektedir.

$$N_2O_{Tesis} = P \times T_{Tesis} \times F_{ind-com} \times EF_{Tesis} \quad (6.4)$$

Burada;

N₂O_{Tesis}=İlgili yıldaki N₂O emisyonu, kg N₂O /yıl,

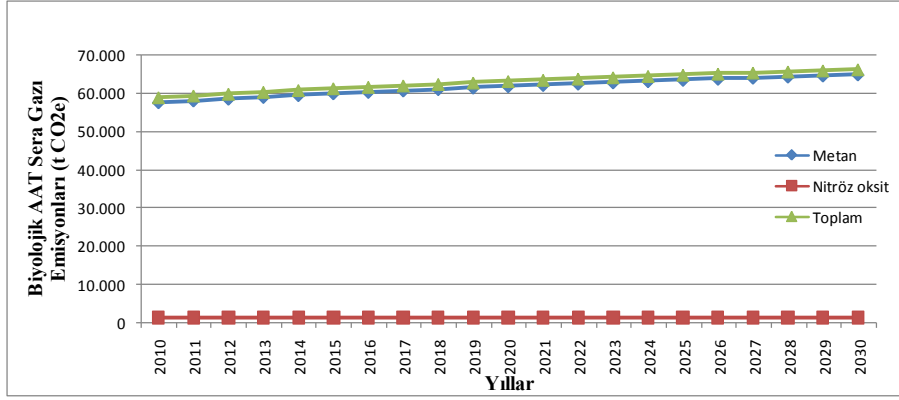
P=Nüfus (kişi),

T_{Tesis}=Biyolojik atıksu arıtma tesislerine gönderilen atıksu oranı,

F_{ind-Com}= Endüstriyel ve ticari deşarj edilmiş azot fraksiyonu (Bu değer 1,25 seçilmiştir (Metcalf & Eddy, 2003, IPCC uzman görüşleri),

EF_{Tesis}=Emisyon faktörü, 3,2 gram N₂O kişi/yıl (IPCC, 2006).

Formül 6.4 kullanılarak bulunmuş nitroz oksit miktarları ve CO₂ eşdeğerlilikleri Şekil 6.11 ve Çizelge 6.10'da verilmiştir. Biyolojik atıksu arıtımından 2010–2030 yılları arasında ~1.295.000 tCO₂e metan ~28.000 tCO₂e nitroz oksit atmosfere salınacaktır. Toplam sera gazı emisyonu ise 2010–2030 yılları için ~1.323.000 tCO₂e olarak hesaplanmaktadır.



Şekil 6.11 : Biyolojik atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazı emisyonları.

Çizelge 6.10 :Biyolojik AAT'den kaynaklanan N₂O emisyonları.

Yıl	Tesise Gelecek Atıksu (m ³)	Oluşan N ₂ O (ton)	Oluşan N ₂ O (tCO ₂ e)
2010	69.350.000	4,00	1.240
2011	69.904.194	4,03	1.250
2012	70.462.816	4,06	1.260
2013	71.025.902	4,10	1.270
2014	71.593.488	4,13	1.280
2015	72.165.610	4,16	1.290
2016	72.609.503	4,19	1.298
2017	73.056.127	4,21	1.306
2018	73.505.498	4,24	1.314
2019	73.957.634	4,27	1.322
2020	74.412.550	4,29	1.331
2021	74.809.143	4,31	1.338
2022	75.207.850	4,34	1.345
2023	75.608.681	4,36	1.352
2024	76.011.649	4,38	1.359
2025	76.416.765	4,41	1.366
2026	76.753.597	4,43	1.372
2027	77.091.915	4,45	1.378
2028	77.431.723	4,47	1.385
2029	77.773.029	4,49	1.391
2030	78.115.840	4,51	1.397

6.3.3 İleri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan sera gazı emisyonları

Çalışma kapsamında sera gazı emisyonları hesaplanan ileri atıksu arıtım tesisinin iyi işletilen bir tesis olarak kabul edilmiş ve metan emisyonu çok az olacağı kabul edilmiştir. İleri atıksu arıtma tesisinde arıtılan atıksu alıcı ortama deşarj edilecektir. IPPC (2006) bu durumda hem atıksu arıtma tesisinden doğrudan hem de alıcı ortama deşarj edilmesinden ötürü dolayı yoldan nitröz oksit oluşacağını ön görmektedir.

IPCC (2006) ileri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan dolaylı N₂O emisyonlarının 6.5'de verilen formül ile bulunabileceğini öngörmektedir.

$$N_2O_{emisyon} = N_{çıkı} \times EF_{çıkı} \times \frac{44}{28} \quad (6.5)$$

Burada;

N₂O_{emisyon}=Yıllık N₂O emisyonu kg N₂O/yıl,

N_{çıkı}=İlgili yılda deşarj edilen azot miktarı kg/yıl,

EF_{çıkı}= N₂O emisyon faktörü kg N₂O-N/kg N (0,005kg N₂O-N/kg N kabul edilmiştir) (IPCC, 2006).

Burada çıkış atıksu değeri olarak alıcı ortam deşarj standart değeri alınmıştır Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliğine (SKKY) göre alıcı ortam deşarj standartları Çizelge 6.11'de verilmiştir.

Çizelge 6.11 : Alıcı ortam deşarj standartları (SKKY, 2004).

Parametre	Birim	Kompozit Örnek 2 Saat	Kompozit Örnek 24 Saat
KOI	mg/l	700	500
TKN	mg/l	20	15
SS	mg/l	200	100
Yağ-Gress	mg/l	20	10
Toplam Fosfor (P)	mg/l	2	1
Toplam Krom	mg/l	2	1
Krom (Cr+6)	mg/l	0,5	0,5
Kurşun (Pb)	mg/l	2	1
Toplam Siyanür (CN ⁻)	mg/l	1	0,5
Kadmiyum (Cd)	mg/l	0,1	-
Demir (Fe)	mg/l	10	-
Florür (F ⁻)	mg/l	15	-
Bakır (Cu)	mg/l	3	-
Çinko (Zn)	mg/l	5	-

Nitröz oksit emisyon faktörü, çıkış suyu TKN (24 saatlik kompozit örnek için SKKY göre seçilmiştir). konsantrasyonu ve oluşan atıksu miktarı verileri baz alınarak ileri atıksu arıtma tesisi çıkış suyunun alıcı ortama deşarj edilmesi durumunda oluşacak nitröz oksit miktarı Çizelge 6.12'de gösterilmiştir.

Çizelge 6.12 :İleri AAT'den kaynaklanan dolaylı sera gazı emisyonları.

Yıl	Atıksu Miktarı (m ³)	Alıcı Ortama Deşarj Edilen TKN (ton)	Nitröz Oksit Emisyonu (ton)	Nitröz Oksit Emisyonu (tCO ₂ e)
2010	69.350.000	1.040	8,17	2.534
2011	69.904.194	1.049	8,24	2.554
2012	70.462.816	1.057	8,30	2.574
2013	71.025.902	1.065	8,37	2.595
2014	71.593.488	1.074	8,44	2.616
2015	72.165.610	1.082	8,51	2.637
2016	72.609.503	1.089	8,56	2.653
2017	73.056.127	1.096	8,61	2.669
2018	73.505.498	1.103	8,66	2.686
2019	73.957.634	1.109	8,72	2.702
2020	74.412.550	1.116	8,77	2.719
2021	74.809.143	1.122	8,82	2.733
2022	75.207.850	1.128	8,86	2.748
2023	75.608.681	1.134	8,91	2.762
2024	76.011.649	1.140	8,96	2.777
2025	76.416.765	1.146	9,01	2.792
2026	76.753.597	1.151	9,05	2.804
2027	77.091.915	1.156	9,09	2.817
2028	77.431.723	1.161	9,13	2.829
2029	77.773.029	1.167	9,17	2.841
2030	78.115.840	1.172	9,21	2.854

Nitröz oksit ileri atıksu arıtım tesislerindedoğrudan emisyonlar şeklinde de oluşmaktadır. İleri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan doğrudan nitröz oksit emisyonunu hesabı için Research Triangle Institute (RTI) tarafından yayınlanan Chadran tarafından 2010 yılında yapılan çalışmadan yararlanılmıştır.

IPCC (2006) atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan metan emisyonlarının hesaplanması metodolojisinde Czepiel ve diğ. tarafından 1995 yılında yapılan ve aktif çamur (nitrifikasyon) prosesi ile çalışan atıksu arıtma tesisi için yapılan haftalık ölçümlere ile belirlenen deneysel nitröz oksit oluşum oranlarını referans almaktadır. İleri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonlarının hesaplanması için yapılan çalışmada Chadran (2010); U.S. EPA ve IPCC (2006) metodolojilerindeki sınırlı verilerden ötürü Amerikada'ki 12 farklı atıksu arıtma tesisinde çalışmalar yapmıştır. Bu çalışma büyük kapasiteli atıksu arıtma tesislerinde yapılmıştır. Çalışma kapsamında aktif çamur sistemleri ve azot ve azot giderimi de barındıran ileri arıtma yöntemleri incelemiştir. Chadran yapmış olduğu incelemeler sonucu atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan N₂O emisyonlarının aşağıda verilen formülle hesaplanacağını tespit etmiştir. (Research Triangle Institute, 2011'de atıfta

bulunulduğu gibi). Bu formül hem nitrifikasyon hem de denitrifikasyon prosesleri için ortalama bir N₂O/TKN oranı kabulüne dayanmaktadır.

$$N_2O_{AAT} = Q_i \times TKN_i \times EF_{N_2O} \times \frac{44}{28} \quad (6.6)$$

Burada;

N₂O_{AAT}= Atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan N₂O emisyonu (ton N₂O/yıl),

Q_i= Atıksu debisi (m³/yıl),

TKN_i= Atıksu arıtma tesisi giriş TKN konsantrasyonu, 40 g/m³ seçilmiştir (Metcalf & Eddy, 1991).

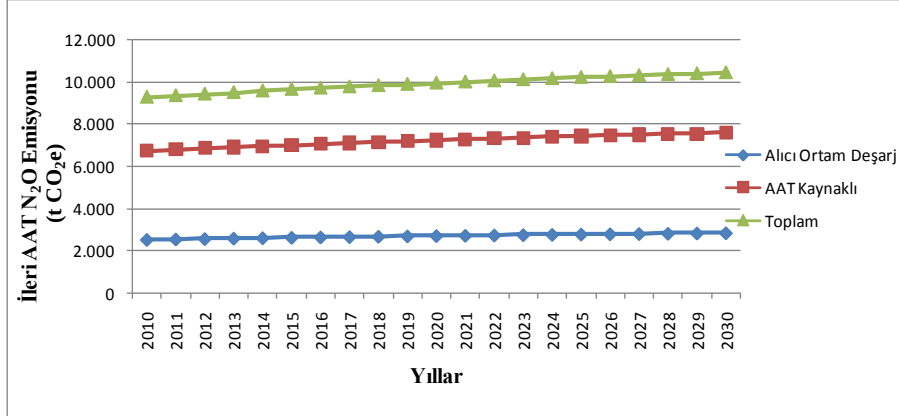
EF_{N2O}= N₂O emisyon faktörü (gram azot başına oluşan N₂O emisyonu), 0,005 g N (Chadran, 2010).

Yukarıda gösterilen formüller ve yapılan kabullere göre ileri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan doğrudan N₂O emisyonları Çizelge 6.13’de verilmiştir.

Çizelge 6.13 :İleri AAT’den kaynaklanan nitroz oksit emisyonları.

Yıl	Atıksu (m ³)	N ₂ O (ton)	N ₂ O (tCO ₂ e)
2010	69.350.000	21,80	6.757
2011	69.904.194	21,97	6.811
2012	70.462.816	22,15	6.865
2013	71.025.902	22,32	6.920
2014	71.593.488	22,50	6.975
2015	72.165.610	22,68	7.031
2016	72.609.503	22,82	7.074
2017	73.056.127	22,96	7.118
2018	73.505.498	23,10	7.162
2019	73.957.634	23,24	7.206
2020	74.412.550	23,39	7.250
2021	74.809.143	23,51	7.289
2022	75.207.850	23,64	7.327
2023	75.608.681	23,76	7.366
2024	76.011.649	23,89	7.406
2025	76.416.765	24,02	7.445
2026	76.753.597	24,12	7.478
2027	77.091.915	24,23	7.511
2028	77.431.723	24,34	7.544
2029	77.773.029	24,44	7.577
2030	78.115.840	24,55	7.611

İleri atıksu arıtım tesisinden kaynaklanan N₂O emisyonları ton CO₂ eşdeğeri cinsinden Şekil 6.12’de gösterilmiştir.



Şekil 6.12 :İleri AAT’den kaynaklanan N₂O emisyonları.

İleri atıksu arıtma tesisinden 2010–2030 yılları arasında ~57.000 tCO₂e nitröz oksit emisyonu alıcı ortam deşarjı sırasında, ~152.000 tCO₂e nitröz oksit emisyonu ise tesisten kaynaklanmaktadır. İleri biyolojik atıksu arıtımından kaynaklanan toplam nitröz oksit emisyonu karbondioksit eşdeğeri cinsinden ~209.000 tCO₂e olmaktadır.

IPCC (2006)’ya göre iyi işletilen bir tesiste az miktarda metan emisyonu olması beklenmektedir. 2010–2030 yılları arasında işletilen tesiste oluşacak metan emisyonları tesisin iyi işletildiği varsayılarak aşağıda hesaplanmıştır.

$$CH_{4emisiyon} = [(U_i \times T_{i,j} \times EF_j)](TOW - S) - R \quad (6.7a)$$

Burada;

CH₄emisyon=İlgili yıldaki metan emisyonu, kg CH₄/yıl,

TOW= Atıksudaki toplam BOI miktarı, kg BOI/ yıl,

S=İlgili yılda çamur ile uzaklaştırılan organik bileşikler, kg BOI/yıl,

U_i=Nüfus fraksiyonu (nüfusun tamamının kentte yaşadıkları kabul edilerek bu değer bir olarak alınmıştır),

T_{i,j}=Atıksu deşarj kullanım faktörü,

R=İlgili yılda geri kazanılan CH₄ miktarı, kg CH₄/yıl (Bu değer sıfır kabul edilmiştir).

Formül 6.7a'daki EF_j (metan emisyon faktörü) kg CH_4 /kg BOI cinsinden aşağıda gösterilen formülle bulunabilmektedir.

$$EF_j = B_0 \times MCF \quad (6.7b)$$

Burada;

B₀= Maximum CH_4 üretim kapasitesi, kg CH_4 /kg BOI (IPCC (2006)'dan 0,6 kg CH_4 /kg BOI seçilmiştir).

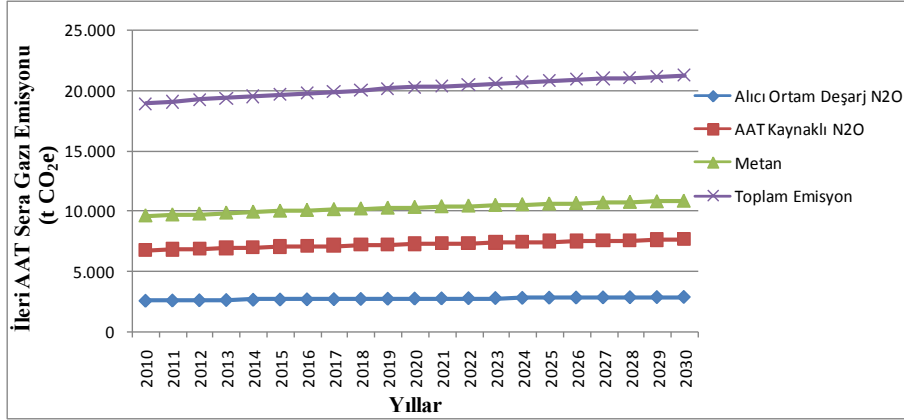
MCF_j= Metan doğrulama faktörüdür.

Çizelge 6.14'de formül 6.7a ve 6.7b kullanılarak ileri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan metan emisyonları hesaplanarak gösterilmiştir.

Çizelge 6.14 :İleri AAT'den kaynaklanan metan emisyonları.

Yıllar	Tesise Gelecek Atıksu (m ³)	Oluşan Metan (ton)	Oluşan Metan (tCO ₂ e)
2010	69.350.000	458	9.612
2011	69.904.194	461	9.689
2012	70.462.816	465	9.766
2013	71.025.902	469	9.844
2014	71.593.488	473	9.923
2015	72.165.610	476	10.002
2016	72.609.503	479	10.064
2017	73.056.127	482	10.126
2018	73.505.498	485	10.188
2019	73.957.634	488	10.251
2020	74.412.550	491	10.314
2021	74.809.143	494	10.369
2022	75.207.850	496	10.424
2023	75.608.681	499	10.479
2024	76.011.649	502	10.535
2025	76.416.765	504	10.591
2026	76.753.597	507	10.638
2027	77.091.915	509	10.685
2028	77.431.723	511	10.732
2029	77.773.029	513	10.779
2030	78.115.840	516	10.827

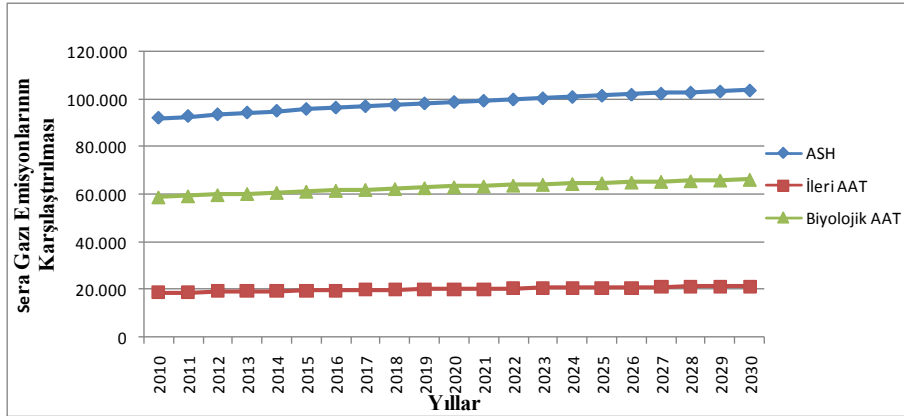
Şekil 6.13'de ileri atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazı emisyonları ton CO₂ eşdeğeri cinsinden gösterilmiştir.



Şekil 6.13 : İleri AAT'den kaynaklanan sera gazları.

İleri atıksu arıtımından 2010–2030 yılları arasında ~215.000 tCO₂e metan emisyonu olacaktır. Toplam sera gazı emisyonu ise 2010–2030 yılları için ~424.000 tCO₂e olarak hesaplanmaktadır.

Anaerobik stabilizasyon havuzu, biyolojik atıksu arıtma ve ileri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonları Şekil 6.14'de karşılaştırılmıştır.



Şekil 6.14 : Farklı senaryolar için sera gazı emisyonları (t CO₂e).

Şekil 6.12'de görüleceği üzere en yüksek sera gazı emisyonu anaerobik stabilizasyon havuzlarından en az emisyon ise ileri atıksu arıtma tesisinden kaynaklanmaktadır.

7. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmanın amacı çeşitli evsel katı atık bertarafı ve evsel atıksu arıtımı senaryolarına göre ortaya çıkan sera gazı emisyonlarının hesaplanması ve değerlendirilmesidir. Bu amaçla Türkiye’de mevcut durumda en çok uygulanan veya uygulanabilecek atıksu arıtma ve katı atık bertaraf senaryoları, oluşturacakları sera gazı emisyonları açısından incelenmiş ve karşılaştırılmıştır.

Katı atık bertaraf senaryolarından kaynaklanan sera gazı emisyonları hesaplamaları için birinci senaryo olarak atıkların büyük bir kısmının depolanarak bertaraf edildiği atık depolama yöntemi seçilmiştir. İkinci atık yönetim senaryosu ise biyolojik olarak ayrışabilir organik atıkların kompostlaştırma tesislerinde aerobik ortamda komposta dönüştürüldüğü senaryodur. Bu senaryoda Avrupa Birliği Direktiflerine göre atık depolama tesislerine gelen organik atıklar kompost tesislerinde geri kazanılmaktadır. Üçüncü senaryoda ise organik atıklar biyometanizasyon tesislerinde anaerobik şartlarda ısı gücü yüksek olan metana dönüştürülerek ko-jenerasyon tesisinde elektrik üretilmektedir.

Atıksu arıtım senaryolarından kaynaklanan sera gazı emisyonlarının hesaplamalarında birinci senaryo olarak anaerobik stabilizasyon havuzları incelenmiştir. İkinci senaryo atıksuların biyolojik atıksu arıtma tesisinde (aktif çamur prosesi) arıtıldığı senaryodur. Üçüncü senaryoda ise atıksular toplanarak ileri atıksu arıtma tesisinde arıtılmaktadırlar.

Yapılan sera gazı emisyon hesaplarında atık depolama tesisi için EPA Landgem modeli kullanılmıştır. Biyometanizasyon ve kompostlaştırma kaynaklı sera gazı hesaplamaları için ise literatürden bulunan emisyon faktörleri kullanılmıştır. Tüm katı atık bertaraf senaryoları için atık kabulünün 2010–2030 yılları arasında olacağı kabul edilmiştir. Ancak atık depolama tesisinde gaz oluşum yılı uzun yıllar boyunca devam edeceğinden sera gazı emisyonları için depolama bitiminden itibaren gaz oluşumunun 20 yıl daha yüksek düzeyde olacağı varsayılarak hesaplamalar 2010–2050 yılları için yapılmıştır.

Her bir atıksu arıtım senaryosu için farklı sera gazı hesaplama yöntemi kullanılmıştır. Birinci senaryo olan anaerobik stabilizasyon havuzlarından kaynaklanan sera gazı emisyonları için UNFCCC (United Nations Framework Convention of Climate Change) metodolojisi uygulanmıştır. İkinci senaryoda IPCC Metodolojisi, Üçüncü senaryo için ise IPCC Metodolojisi ile Chadran tarafından geliştirilen yöntem kullanılmıştır.

Tesislerin işletme periyotları 2010–2030 yılları arasında seçilmiştir. Katı atık senaryoları için yapılan hesaplamalarda karbondioksitin dahil edildiği ve edilmediği durumlar için hesaplamalar yapılmıştır.

Hesaplamalara göre atık depolama tesislerinden kaynaklanan sera gazları emisyonları ~3.321.000 tCO₂e'dir, karbondioksit emisyonları göz ardı edildiğinde ise ~2.631.000 tCO₂e değeri emisyon oluşmaktadır. İkinci senaryo olan kompostlaştırmadan kaynaklanan toplam sera gazı emisyonu ~1.498.000 tCO₂e'dir. Karbondioksit emisyonları göz ardı edildiğinde ise kompostlaştırmadan kaynaklanan sera gazı emisyonu ~534.000 tCO₂e'dir. Biyometanizasyondan kaynaklanan sera gazı emisyonu ise ~2.167.000 tCO₂e olarak hesaplanmıştır. Karbondioksit emisyonları göz ardı edildiğinde ise biyometanizasyondan kaynaklı sera gazı emisyonu ~63.000 tCO₂e'dir.

Atık depolama tesisi kaynaklı sera gazı emisyonları katı atık bertarafından kaynaklanan sera gazlarının büyük bir kısmını oluşturmaktadır. Biyometanizasyon tesislerinde metan kaçakları, kompostlaştırma tesislerinde ise yetersiz havalandırılma yada homojen olarak karıştırılamama gibi sebeplerden ötürü oluşan metan emisyonları, sera gazı emisyonları açısından öne çıkmaktadır. Ayrıca kompostlaştırma tesislerinde nitroz oksit emisyonları da karbondioksit eşdeğeri cinsinden metan emisyonlarına yakın miktarda oluşmaktadır. Atık depolama tesislerinden kaynaklanan sera gazı emisyonlarının ise zamanla azalmakla beraber çok uzun yıllar boyunca devam etmesinden ötürü sera gazı açısından en istenmedik yöntem olduğu söylenebilir.

Atık depolama tesislerine alternatif olabilecek diğer bir teknoloji olan biyometanizasyon ve kompostlaştırma yönteminin ise atık depolama tesislerinin yerini alması, sera gazı emisyonları açısından azaltıcı bir etki yaratacağı öngörülmektedir. Ayrıca kurulacak biyometanizasyon tesislerinde arıtma

çamurlarının çürütülmesi ile hem atık depolama tesislerine gönderilecek atık miktarı düşürülebilecek hem de ısı enerjisi yüksek olan arıtma çamurlarından enerji elde edilmesi sağlanabilecektir. Ayrıca sera gazı emisyonları açısından en düşük karbon ayak izine sahip olan biyometanizasyon yöntemi, organik atık geri kazanım prosesleri içinde sera gazı emisyonları açısından en tercih edilebilir yöntem olarak ön plana çıkmaktadır.

Çalışma kapsamında atıksularla ilgili yapılan hesaplamalara göre atıksu arıtım tesislerinden, sera gazları açısından en yüksek miktara $\sim 2.072.000$ tCO₂e değeri ile anaerobik stabilizasyon havuzlarının sahip olduğu görülmektedir. İkinci senaryo olan biyolojik atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan toplam sera gazı emisyonu $\sim 1.323.000$ tCO₂e'dir. Üçüncü Senaryo olan ileri atıksu arıtma tesislerinde ise bu miktar ~ 424.000 tCO₂e'dir.

Bu tezde atıksu arıtım yöntemleri incelenerek atıksu arıtım yöntemleri arasından sera gazı emisyonu açısından en çevreci senaryonun seçilmesi amaçlanmaktadır. Bu kapsamda anaerobik stabilizasyon havuzlarının, en son tercih edilecek senaryo olması gerektiği tespit edilmiştir. Anaerobik stabilizasyon havuzlarının kullanılması durumunda ise oluşan gaz toplanarak flare'da yakılması yada enerji geri kazanım ünitelerinde değerlendirilmesi gerekmektedir. Bir başka önemli nokta ise biyolojik atıksu arıtma tesislerinde iyi işletmenin gerekliliğidir. Çünkü iyi işletilemeyen yada proje kriterlerinin üstünde yüklerin olduğu tesislerden kaynaklanan sera gazı emisyonlarının miktarı çok yüksek olmaktadır.

IPCC (2006)'ya göre ileri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitröz oksit emisyonları minor kaynaktır ve esas emisyon alıcı ortama deşarj sırasında oluşmaktadır. IPCC yöntemindeki belirsizlikler ve verilerin kısıtlı olması sebebiyle ileri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan nitröz oksit emisyonları için Chadran tarafından geliştirilen hesaplama yöntemi kullanılmıştır. Bu yöntemin sonuçlarına göre tesisten kaynaklanan nitröz oksit emisyonu ~ 209.000 tCO₂e değeri iken IPCC Metodolojisine göre alıcı ortama deşarj sırasında oluşan emisyon ise ~ 57.000 tCO₂e'dir. Yapılan hesaplamalara göre tesisten kaynaklanan nitröz oksit emisyonu deşarjdan kaynaklanan emisyonlardan fazladır. Bu açıdan değerlendirildiğinde IPCC metodunun gerçekçi sonuçlar vermediği, reel durumu yansıtmadığı söylenebilir. 15 MW kapasiteli bir hidroelektrik santralinin senelik karbondioksit azaltımının yaklaşık 19.000 tCO₂e, 30 MW kapasiteye sahip bir rüzgar enerji santralinin ise

senelik karbondioksit azaltımının 67.200 tCO₂e olduğu düşünöldüğünde farklı katı atık ve atıksu arıtım senaryoları için yapılacak seçimlerin sera gazı emisyonları açısından önemi daha anlaşılır olmaktadır.

Ölkemizin nüfusunun gelecek yıllarda daha çok artacağı düşünölürse atık bertarafından ve atıksu arıtımından kaynaklanan sera gazları miktarının daha da çok artması beklenebilir. Bu kapsamda katı atık bertarafında ve atıksu arıtımında sera gazı emisyonlarını hesaplanarak geleceğe yönelik çevre yatırımlarında sera gazı emisyonlarının da göz önünde tutularak yapılması önem arz etmektedir. Bu sayede daha sürdürülebilir bir çevre kalitesini sağlamak mümkün olacaktır. Bu aynı zamanda kuraklık, mevsimlerdeki dalgalanmalar ve küresel ısınmanın getirdiğı tüm olumsuzlukları gidermek için de önemli bir adım olacaktır. Bunun yanında Dünya genelinde yaygınlaşmakta olan karbon ticareti ile ölkemiz adına ekonomik bir girdi elde etmekte sağlanabilecektir. Dolayısıyla hem ekonomik hem de çevresel bir sürdürülebilirlik düzeyi yakalanmış olacaktır.

KAYNAKLAR

- Alexiou, G. ve Mara, D.**(2003). *Anaerobic Waste Stabilisation Ponds, A Low Cost Contribution to a Sustainable Wastewater Reuse Cycle*. Applied Biochemistry & Biotechnology, Vol no. (109-110), 241.
- Altınbaş, M.** (2014). Kişisel görüşme.
- Alvarez, M.J.**, 2003. *Biomethanization of The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes*, pp. 1-43, Iwa Publishing, London.
- Bock, E. ve diğ.** (1995). *Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor*. Archives of Microbiology 163 (1), 16–20.
- Chan, Y.**, ve diğ. (2009). *A review on anaerobic – aerobic treatment of industrial and municipal wastewater*. Journal of Chemical Engineering, 155, 1-18.
- Cooper, P. F.**, (2001), *Historical Aspects of Wastewater Treatment*, IWA Publishing, London, United Kingdom, pp. 28.
- Çakır F. ve Stenstrom M.** (2005)*Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology*. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Vol no. 39 4197–4203.
- Daelman, M. ve diğ.** (2012). *Methane emissions during municipal wastewater treatment*. Journal of water research, 46, 3657-3670.
- Dikmen, Ç. ve diğ.**(2011), *Türkiye Çevre Durum Raporu*, T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, ÇED İzin Denetim Genel Müdürlüğü, Çevre Envanteri ve Bilgi Yönetimi Dairesi Başkanlığı, Ankara, s. 356.
- EPA**, (1979). *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal Technology Transfer*. Cincinnati, Ohio 45268 EPA 635/1-79-011.
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damanet, M-J., Nyns, E-J., Willumsen, H-C., Butson, J., Fabry, R. and Ferrera, G-L.**(1992). *Landfill Gas From Environment to Energy - Final Report*, Commission of the European Communities, Office for Official Publications of the European Communities, Brussels.
- Güven, H.** (2012). *Farklı yönetim senaryolarının sera gazı salınımına etkilerinin araştırılması*, (yüksek lisans tezi), İTÜ, İstanbul.
- Hanhan, O.** (1994). *Aktif Çamur Sistemlerinde Biyolojik Azot Giderimi ve Tasarım Seçenekleri*, İTÜ Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, (IPCC)**, (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Alves, J., Gao,

Q., Cabrera, C., Mareckova, K., Oonk H., Scheehle, E., Sharma C., Smith, A., Svoldal, P., Yamada, M. Volume 5, Waste.

Intergovernmental Panel on Climate Change, (IPCC), (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. Forster, P., Ramaswamy V., Artaxo P., Bernsten T., Betts R., Fahey D.W., Haywood J., Lean J., Lowe D.C., Myhre G., Nganga J., Prinn R., Raga G., Schulz M. Van Dorland R. *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, New York, ABD.

İleri, R.(2000). *Çevre Biyoteknolojisi*. Değişim Yayınları, Adapazarı, 525s.

Kampschreur, M. ve diğ. (2009). *Nitrous oxide emission from wastewater treatment*. *Water Research*, 43, 4093-4103.

Kargı, F., 1995. *Çevre Mühendisliğinde Biyoprosesler*. D.E.Ü. Matbaası, İzmir, 425s.

Kartal, B. ve diğ. (2007). *Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium*. *Environmental Microbiology* 9 (3), 635–642.

Katı Atık Ana Planı, (KAAP), (2006). *Katı Atık Ana Planı Nihai Raporu*, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı, Ankara.

Kaynak A. ve Taşdemir Y. (2002) *Anaerobik stabilizasyon havuzlarının arıtma verimi: Bursa Örneği* (Cilt 11, Sayı 44 Sf. 1-6).

Keesman ve diğ., (2010). *Quantifying The Greenhouse Gas Emissions of Waste Water Treatment Plants. Nitrous oxide production in wastewater treatment plants* (sf. 11 - 13). University of Wageningen.

Konate, Y. ve diğ. (2011). *Biogas production from anaerobic waste stabilization pond treating domestic wastewater in the soudano sahelian climate of Burkina Faso*. Sf. 1-3.

Kuenen, J. Ve diğ. (1998). *Ecology of Nitrification*, Cambridge University Press, 161-217.

Local Governments for Sustainability,(2009). *Uluslararası yerel yönetimler sera gazı salınımlarının analizi protokolü (IEAP)*. Version 1.0, Bonn, Germany.

Madigan, M. ve diğ. (1997). *Biology of microorganisms*. 986 ss., Printed in the United States of America.

Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., Scharff, H., (2009). *Landfilling of Waste: Accounting of Greenhouse Gases and Global Warming Contributions*. *Waste Management & Research*, 27, 825-836.

Mara, D. (1976) *Sewage Treatment in Hot Climates*. ELBS John Wiley & Sons Ltd., Great Britain.

McBean, E.A., Rovers, F.A. and Farquhar, G.J, (1995). *Solid Waste Engineering and Design*, Prentice Hall PTR, New Jersey.

Metcalf and Eddy, (1991) *Wastewater Engineering Treatment-Disposal-Reuse*. Third Edition, McGraw - Hill Inc. USA.

- Odegaard, H. ve Rusten, B.**(1980). *Nitrojen Removal in Rotating Biological Contactors without the use of External Carbon Source*, First National Symposium, Workshop on Tecnology Champion, Pennsylvania.
- Öztürk, İ.** (2007) *Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları*, SuVakfı Yayınları, İstanbul.
- Öztürk, İ.**, (2010a). *Kentsel Katı Atık Yönetimi ve AB Uyumlu Uygulamaları*. İSTAÇ Teknik Kitaplar Serisi, İstanbul.
- Öztürk, İ., Demir, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O.A., Çiftçi, T., Çakmak, İ., Öztürk, L.** (2010b). *Kompost El Kitabı*. İSTAÇ Teknik Kitaplar Serisi, İstanbul.
- Park, J ve Craggs, R.**(2007). *Biogas production from anaerobic waste stabilization ponds treating dairy and piggery wastewater in New Zealand*. Vol no. (55), pg. 257-264.
- Research Triangle Institute (RTI)**, (2010). *Greenhouse gas emissions methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal Wastewater Treatment Ethanol Fermentation* Draft Report.
- Samsunlu, A.**,(2011), *Atık Suların Arıtılması*, Güncelleştirilmiş Baskı, Birsen Yayınevi, İstanbul.
- Sarıgüllü, F.** (2007). *Doğal Ortamlarda Denitrifikasyon Yeteneği Yüksek Bakteri İzolasyonu ve Denitrifikasyonda Kullanılabilirliklerinin Araştırılması*, Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi, Adana.
- Sera Gazları Emisyon Envanteri Çalışma Grubu**, (2006). 2006 Taslak Raporu, Ankara.
- Smith, A.ve diğ.** (2013). *Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater*. water research, Volume 47, pg. 1655-1665.
- Tabasaran, O. ve Rettenberger, G.**(1987). *Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen, in Müll und Abfallbeseitigung*, Kumpf, Maas, Straub, Hrsg, Kennziffer 4547, E.Schmidt-Verlag, Bielefeld.
- Taşkan, O.** (2001). *Düzenli depolama gazlarının modellenmesi ve yönetilmesi*, İTÜ Fen Bilimleri Ens. Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı**, (2004). *Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği*, T.C. Resmi Gazete No: 25687, Tarih: 31.12.2004.
- T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı**, (2011). *Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği*, T.C. Resmi Gazete No: 28035, Tarih: 24.08.2011.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S.A.**(1993). *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*, McGraw-Hill International Editions.
- Toprak, H.**(1996). *Atıksu Arıtma Çamurlarının Tasarım Esasları*. D.E.Ü. Matbaası, İzmir, 612s.
- Türker, M.**,(2008), *Anaerobik Biyoteknoloji ve Biyoenerji Üretimi*, Çevkor Vakfı Yayınları, İzmir, 260 s

- Türkiye İstatistik Kurumu, (TÜİK), (2009).** *Sektörlere Göre Toplam Seragazi Emisyonları*, Ankara.
- Türkiye İstatistik Kurumu, (TÜİK), (2011).** *Ulusal Sera Gazı Emisyon Envanteri Raporu 1990 - 2009*, Ankara.
- Türkiye İstatistik Kurumu, (TÜİK), (2012).** *Belediye Atıksu İstatistikleri*, Ankara.
- Türkiye İstatistik Kurumu, (TÜİK), (2012).** *Sektörlere Göre Toplam Seragazi Emisyonları*, Ankara.
- Yıldız, S. ve diğ.(2013).** *Atıksu Arıtma Teknolojilerindeki Tarihsel Gelişimler*, Selçuk Üniversitesi Mühendislik Bilim ve Teknik Dergisi, c.1, s.1.
- United Nations Framework Convention on Climate, (UNFCCC), (2014).** *ACM 0014 Large-Scale Consolidated Methodology, Version 06.0 Treatment of Wastewater*.
- USEPA, (1998).** *User's Manual Landfill Gas Emissions Model Version 2.0*, Eds. Thornoloe, S.A., USEPA Control Technology Center and Office of Research and Development.
- USEPA, (2005).** *Landfill Gas Emissions Model Version 3.02*. USEPA Office of Research and Development.
- Van Cleemput, O.(1998).** *Subsoils: chemo- and biological denitrification, N₂O and N₂ emissions*. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52 (2–3), 187–194.
- Van Der Hoek, J. ve Klapwijk, A.(1987).** *Nitrate Removal from Groundwater*, *Water Research* ,21,989-997.
- Viessman, W.(1985).** *Water Supply and Pollution Control*, University of Florida, 692-709.
- Yıldırım, A. (2006).** *Evsel atıksu arıtma tesislerinde debi – maliyet ilişkisi* , (yüksek lisans tezi), Çukurova Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Ramadan ve diğ. (1999).** *Design and performance of Waste Stailization Ponds*. alındığı tarih: 20.06.2014, adres: <http://stabilizationponds.sdsu.edu/#Systems>.
- Saltabaş, F., (2009).** *Organik Atıklardan Biyogaz Üretimi Projesi İstanbul Örneği*. alındığı tarih: 20.09.2014, adres: <http://www.istac.com.tr/media/18126/Biyogaz%20%C3%9Cretimi.pdf>
- Url-1** <http://tr.wikipedia.org/wiki/K%C3%BCresel_%C4%B1s%C4%B1nma>, alındığı tarih: 23.11.2014.
- Url-2** <<http://www.milliyet.com.tr/akoren-aritma-tesisi-hizmet-vermeye-konya-yerelhaber-359967/>>, alındığı tarih: 20.09.2014.
- Url-3** <<http://www.koski.gov.tr/mMain/newsDetail.php?nid=2014045>>, alındığı tarih: 18.09.2014.
- Url-4** <<http://www.izsu.gov.tr/Pages/simplepage.aspx?page=17>>, alındığı tarih: 18.09.2014.
- Url-5** <<http://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/yillik-toplam-yagis-verileri.aspx#sfU>>, alındığı tarih: 03.11.2014.

EKLER

EK A: 1C Havzası atık karakterizasyonu

EK B: Atıksu arıtma tesisinden kaynaklanan metan emisyonları

EK D: Türkiye geneli yağış miktarları

EK E: Metan dönüşüm katsayıları

EK F: Atık depolama tesisi kaynaklı gazlar

EK A

Atık Bileşenleri (%)	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Karton	7,7	7,8	7,9	8,0	8,1	8,2	8,3	8,4	8,5	8,6	8,7	8,9	9,0	9,1	9,1	9,3	9,4	9,4	9,5	9,6	9,7
Hacimli Karton	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Beton/kiremit/moloz	10,9	11,1	11,3	11,4	11,6	11,8	12,0	12,2	12,3	12,5	12,7	12,9	13,1	13,2	13,4	13,5	13,7	13,9	14,1	14,2	14,4
Mutfak atığı	32,1	31,3	30,7	29,9	29,3	28,6	27,9	27,2	26,6	26,0	25,3	24,7	24,1	23,5	23,0	22,4	21,8	21,3	20,8	20,3	19,8
Bahçe atığı	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Cam	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,9	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8
Tehlikeli atık	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Metal	2,6	2,6	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,9	2,9	2,9	2,9
Hacimli metal	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Diğer yanabilenler	6,9	7,0	7,0	7,1	7,2	7,3	7,4	7,5	7,5	7,6	7,7	7,8	7,8	7,9	8,0	8,0	8,1	8,2	8,2	8,3	8,4
Diğer hacimli yanabilenler	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Diğer hacimli yanmayanlar	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Diğer yanmayanlar	8,3	8,4	8,4	8,5	8,5	8,5	8,6	8,6	8,6	8,7	8,7	8,7	8,8	8,8	8,8	8,8	8,8	8,9	8,9	8,9	8,9
Kağıt	12,6	12,8	12,9	13,1	13,3	13,4	13,6	13,8	13,9	14,1	14,2	14,4	14,5	14,7	14,8	15,0	15,1	15,2	15,4	15,5	15,7
Plastik	9,9	10,0	10,1	10,2	10,3	10,4	10,5	10,6	10,6	10,7	10,8	10,9	11,0	11,0	11,1	11,2	11,3	11,3	11,4	11,5	11,5
EEEA	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Toplam	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Biyolojik olarak ayrışabilir atık	62,4	62,0	61,7	61,4	61,0	60,7	60,4	60,1	59,8	59,4	59,1	58,9	58,6	58,3	58,0	57,8	57,6	57,3	57,1	56,9	56,7
Geri dönüştürülebilir atık	37,1	37,5	37,9	38,3	38,7	39,0	39,4	39,8	40,2	40,5	40,9	41,3	41,6	41,9	42,2	42,6	42,9	43,2	43,4	43,8	44,0
Ambalaj atığı	19,4	19,6	19,8	20,0	20,2	20,3	20,5	20,8	20,9	21,1	21,3	21,5	21,7	21,8	22,0	22,2	22,3	22,5	22,6	22,8	22,9
Diğer	9,9	9,9	9,9	10,0	10,0	10,1	10,1	10,1	10,1	10,2	10,2	10,2	10,2	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3	10,3

Şekil A :1C havzası atık karakterizasyonu (KAAP, 2006).

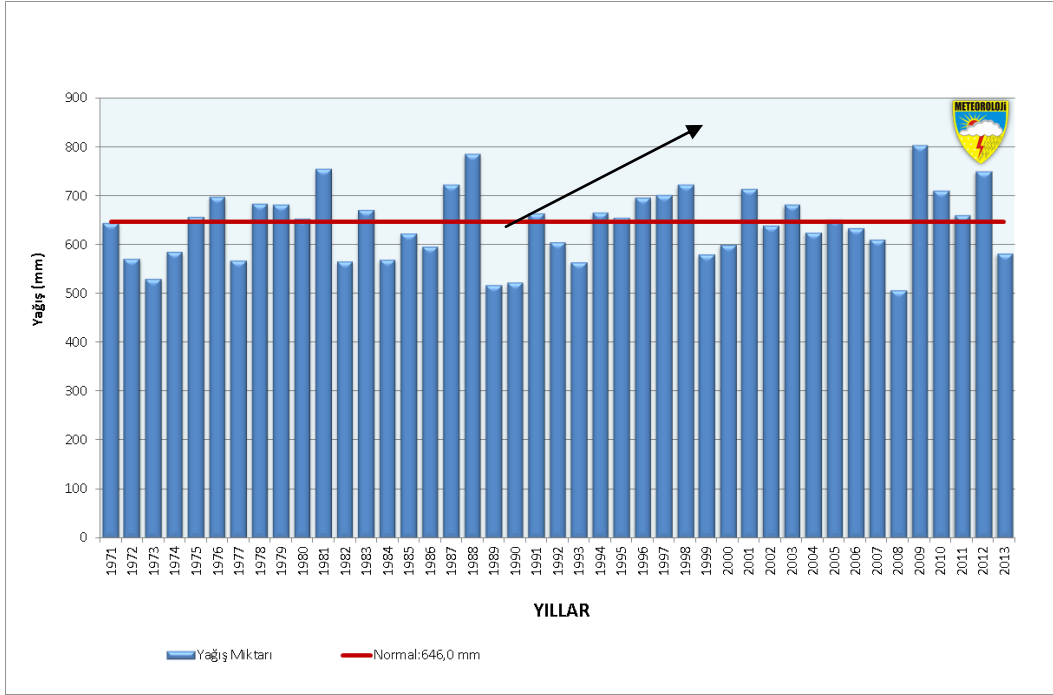
EK B

	In	$\bar{x} \pm \sigma$	Out	$\bar{x} \pm \sigma$	Balance
Headworks	Influent	9 ± 3	Water to primary settling tank	8 ± 3	
			Off-gas	0 ± 0	
	Total	9 ± 3	Total	8 ± 3	-1 ± 4
Primary settler	Water from headworks + reject water from centrifuges, belt thickeners and gravitary thickener for primary sludge	8 ± 2	Water to selector tank	8 ± 3	
			Primary sludge	0 ± 0	
			Off-gas	1 ± 1	
	Total	8 ± 2	Total	9 ± 3	2 ± 4
Selector	Water from primary settling tank	8 ± 3	Liquor to plug flow reactor	8 ± 3	
	Return sludge	0 ± 0	Off-gas	2 ± 1	
	Total	8 ± 3	Total	9 ± 3	1 ± 4
Plug flow reactor	Liquor from selector	8 ± 3	Liquor to carousel reactor	0 ± 0	
	Return sludge	1 ± 1	Off-gas	2 ± 1	
	Total	9 ± 3	Total	2 ± 1	-7 ± 3
Carousel reactor	Liquor from plug flow reactor	0 ± 0	Liquor to secondary settling tank	0 ± 1	
			Off-gas	11 ± 3	
	Air from compost filter	12 ± 3	Total	11 ± 3	-1 ± 5
	Total	12 ± 3	Effluent	0 ± 0	
Secondary settling tank	Liquor from carousel reactor	0 ± 1	Secondary sludge	2 ± 1	
			Total	2 ± 1	1 ± 1
Belt thickeners	Excess sludge supply	0 ± 0	Thickened sludge to digester	0 ± 0	
			Reject water to primary settling tank	0 ± 0	
			Off-gas	0 ± 0	
	Total	0 ± 0	Total	0 ± 0	0 ± 0
Gravitary thickener for primary sludge	Primary sludge	0 ± 0	Overflow to primary settling tank	0 ± 0	
			Thickened primary sludge	0 ± 0	
			Off-gas	1 ± 1	
	Total	0 ± 0	Total	1 ± 1	1 ± 1
Anaerobic digester	Total sludge supply	0 ± 0	Effluent to buffer tank	0 ± 0	
			Gas to cogeneration	122 ± 28	
	Total	0 ± 0	Total	122 ± 28	122 ± 28
Digested sludge buffer tank	Effluent from digester	0 ± 0	Digested sludge to centrifuges	0 ± 0	
			Off-gas	4 ± 1	
	Total	0 ± 0	Total	5 ± 1	4 ± 1
Centrifuges	Digested sludge from buffer tank	0 ± 0	Dewatered sludge to storage tank	0 ± 0	
			Reject water to primary settling tank	0 ± 0	
			Off-gas	1 ± 5	
	Total	0 ± 0	Total	0 ± 5	0 ± 0
Dewatered sludge storage tank	Dewatered sludge from centrifuges	0 ± 0	Dewatered sludge for incineration	0 ± 0	
			Off-gas	2 ± 1	
	Total	0 ± 0	Total	2 ± 1	2 ± 1
Compost filter	Off-gas to filter	12 ± 4	Gas to carousel reactor	12 ± 3	
	Total	12 ± 4	Total	12 ± 3	0 ± 5
Cogeneration	Biogas from digester	122 ± 28	Methane slip	2 ± 0	
	Additional natural gas from grid	3			
	Total	125 ± 28	Total	2 ± 0	-123 ± 28

$\bar{x} \pm \sigma$ designates mean $\pm$ standard deviation.

Şekil B :AAT'den kaynaklanan metan emisyonları (Daelman ve diğ., 2012).

EK C



Şekil C :Türkiye geneli yağış miktarları (MGM, 2014).

EK D

Type of treatment and discharge pathway or system	Comments	MCF ¹	Range
Untreated system			
Sea, river and lake discharge	Rivers with high organics loadings can turn anaerobic.	0.1	0 – 0.2
Stagnant sewer	Open and warm	0.5	0.4 – 0.8
Flowing sewer (open or closed)	Fast moving, clean. (Insignificant amounts of CH ₄ from pump stations, etc)	0	0
Treated system			
Centralized, aerobic treatment plant	Must be well managed. Some CH ₄ can be emitted from settling basins and other pockets.	0	0 – 0.1
Centralized, aerobic treatment plant	Not well managed. Overloaded.	0.3	0.2 – 0.4
Anaerobic digester for sludge	CH ₄ recovery is not considered here.	0.8	0.8 – 1.0
Anaerobic reactor	CH ₄ recovery is not considered here.	0.8	0.8 – 1.0
Anaerobic shallow lagoon	Depth less than 2 metres, use expert judgment.	0.2	0 – 0.3
Anaerobic deep lagoon	Depth more than 2 metres	0.8	0.8 – 1.0
Septic system	Half of BOD settles in anaerobic tank.	0.5	0.5
Latrine	Dry climate, ground water table lower than latrine, small family (3-5 persons)	0.1	0.05 – 0.15
Latrine	Dry climate, ground water table lower than latrine, communal (many users)	0.5	0.4 – 0.6
Latrine	Wet climate/flush water use, ground water table higher than latrine	0.7	0.7 – 1.0
Latrine	Regular sediment removal for fertilizer	0.1	0.1

Şekil D :Metan dönüşüm katsayıları (IPCC, 2006).

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar (2010–2150).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2010	326,734	0	0	0	0	0	0
2011	338,410	1.185E+03	6.476E+05	4.321E+02	6.476E+05	1.618E+03	1.295E+06
2012	345,871	2.390E+03	1.306E+06	8.710E+02	1.306E+06	3.261E+03	2.611E+06
2013	356,746	3.597E+03	1.965E+06	1.311E+03	1.965E+06	4.909E+03	3.931E+06
2014	367,626	4.821E+03	2.633E+06	1.757E+03	2.633E+06	6.577E+03	5.267E+06
2015	376,743	6.059E+03	3.310E+06	2.208E+03	3.310E+06	8.267E+03	6.620E+06
2016	383,379	7.306E+03	3.991E+06	2.663E+03	3.991E+06	9.969E+03	7.982E+06
2017	395,547	8.552E+03	4.672E+06	3.117E+03	4.672E+06	1.167E+04	9.344E+06
2018	333,654	9.818E+03	5.364E+06	3.578E+03	5.364E+06	1.340E+04	1.073E+07
2019	343,701	1.083E+04	5.919E+06	3.949E+03	5.919E+06	1.478E+04	1.184E+07
2020	350,021	1.187E+04	6.483E+06	4.325E+03	6.483E+06	1.619E+04	1.297E+07
2021	365,498	1.290E+04	7.048E+06	4.702E+03	7.048E+06	1.760E+04	1.410E+07
2022	376,515	1.397E+04	7.633E+06	5.092E+03	7.633E+06	1.906E+04	1.527E+07
2023	389,177	1.506E+04	8.228E+06	5.489E+03	8.228E+06	2.055E+04	1.646E+07
2024	404,177	1.618E+04	8.837E+06	5.895E+03	8.837E+06	2.207E+04	1.767E+07
2025	369,512	1.732E+04	9.463E+06	6.313E+03	9.463E+06	2.363E+04	1.893E+07
2026	381,235	1.832E+04	1.001E+07	6.677E+03	1.001E+07	2.500E+04	2.002E+07
2027	394,542	1.934E+04	1.057E+07	7.049E+03	1.057E+07	2.639E+04	2.113E+07
2028	408,412	2.039E+04	1.114E+07	7.431E+03	1.114E+07	2.782E+04	2.228E+07
2029	427,520	2.147E+04	1.173E+07	7.824E+03	1.173E+07	2.929E+04	2.345E+07
2030	443,287	2.259E+04	1.234E+07	8.234E+03	1.234E+07	3.083E+04	2.468E+07
2031	0	2.375E+04	1.298E+07	8.657E+03	1.298E+07	3.241E+04	2.595E+07
2032	0	2.328E+04	1.272E+07	8.486E+03	1.272E+07	3.177E+04	2.544E+07

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2033	0	2.282E+04	1.247E+07	8.318E+03	1.247E+07	3.114E+04	2.494E+07
2034	0	2.237E+04	1.222E+07	8.153E+03	1.222E+07	3.052E+04	2.444E+07
2035	0	2.193E+04	1.198E+07	7.992E+03	1.198E+07	2.992E+04	2.396E+07
2036	0	2.149E+04	1.174E+07	7.833E+03	1.174E+07	2.933E+04	2.348E+07
2037	0	2.107E+04	1.151E+07	7.678E+03	1.151E+07	2.875E+04	2.302E+07
2038	0	2.065E+04	1.128E+07	7.526E+03	1.128E+07	2.818E+04	2.256E+07
2039	0	2.024E+04	1.106E+07	7.377E+03	1.106E+07	2.762E+04	2.212E+07
2040	0	1.984E+04	1.084E+07	7.231E+03	1.084E+07	2.707E+04	2.168E+07
2041	0	1.945E+04	1.062E+07	7.088E+03	1.062E+07	2.654E+04	2.125E+07
2042	0	1.906E+04	1.041E+07	6.948E+03	1.041E+07	2.601E+04	2.083E+07
2043	0	1.869E+04	1.021E+07	6.810E+03	1.021E+07	2.550E+04	2.042E+07
2044	0	1.832E+04	1.001E+07	6.675E+03	1.001E+07	2.499E+04	2.001E+07
2045	0	1.795E+04	9.807E+06	6.543E+03	9.807E+06	2.450E+04	1.961E+07
2046	0	1.760E+04	9.613E+06	6.413E+03	9.613E+06	2.401E+04	1.923E+07
2047	0	1.725E+04	9.423E+06	6.286E+03	9.423E+06	2.354E+04	1.885E+07
2048	0	1.691E+04	9.236E+06	6.162E+03	9.236E+06	2.307E+04	1.847E+07
2049	0	1.657E+04	9.053E+06	6.040E+03	9.053E+06	2.261E+04	1.811E+07
2050	0	1.624E+04	8.874E+06	5.920E+03	8.874E+06	2.216E+04	1.775E+07
2051	0	1.592E+04	8.698E+06	5.803E+03	8.698E+06	2.173E+04	1.740E+07
2052	0	1.561E+04	8.526E+06	5.688E+03	8.526E+06	2.130E+04	1.705E+07
2053	0	1.530E+04	8.357E+06	5.576E+03	8.357E+06	2.087E+04	1.671E+07
2054	0	1.500E+04	8.192E+06	5.465E+03	8.192E+06	2.046E+04	1.638E+07
2055	0	1.470E+04	8.030E+06	5.357E+03	8.030E+06	2.006E+04	1.606E+07

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar 2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2056	0	1.441E+04	7.871E+06	5.251E+03	7.871E+06	1.966E+04	1.574E+07
2057	0	1.412E+04	7.715E+06	5.147E+03	7.715E+06	1.927E+04	1.543E+07
2058	0	1.384E+04	7.562E+06	5.045E+03	7.562E+06	1.889E+04	1.512E+07
2059	0	1.357E+04	7.412E+06	4.945E+03	7.412E+06	1.851E+04	1.482E+07
2060	0	1.330E+04	7.266E+06	4.847E+03	7.266E+06	1.815E+04	1.453E+07
2061	0	1.304E+04	7.122E+06	4.751E+03	7.122E+06	1.779E+04	1.424E+07
2062	0	1.278E+04	6.981E+06	4.657E+03	6.981E+06	1.744E+04	1.396E+07
2063	0	1.253E+04	6.842E+06	4.565E+03	6.842E+06	1.709E+04	1.368E+07
2064	0	1.228E+04	6.707E+06	4.475E+03	6.707E+06	1.675E+04	1.341E+07
2065	0	1.203E+04	6.574E+06	4.386E+03	6.574E+06	1.642E+04	1.315E+07
2066	0	1.180E+04	6.444E+06	4.299E+03	6.444E+06	1.609E+04	1.289E+07
2067	0	1.156E+04	6.316E+06	4.214E+03	6.316E+06	1.578E+04	1.263E+07
2068	0	1.133E+04	6.191E+06	4.131E+03	6.191E+06	1.546E+04	1.238E+07
2069	0	1.111E+04	6.069E+06	4.049E+03	6.069E+06	1.516E+04	1.214E+07
2070	0	1.089E+04	5.949E+06	3.969E+03	5.949E+06	1.486E+04	1.190E+07
2071	0	1.067E+04	5.831E+06	3.890E+03	5.831E+06	1.456E+04	1.166E+07
2072	0	1.046E+04	5.715E+06	3.813E+03	5.715E+06	1.427E+04	1.143E+07
2073	0	1.025E+04	5.602E+06	3.737E+03	5.602E+06	1.399E+04	1.120E+07
2074	0	1.005E+04	5.491E+06	3.663E+03	5.491E+06	1.372E+04	1.098E+07
2075	0	9.853E+03	5.382E+06	3.591E+03	5.382E+06	1.344E+04	1.076E+07
2076	0	9.657E+03	5.276E+06	3.520E+03	5.276E+06	1.318E+04	1.055E+07
2077	0	9.466E+03	5.171E+06	3.450E+03	5.171E+06	1.292E+04	1.034E+07
2078	0	9.279E+03	5.069E+06	3.382E+03	5.069E+06	1.266E+04	1.014E+07

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar 2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2079	0	9.095E+03	4.969E+06	3.315E+03	4.969E+06	1.241E+04	9.937E+06
2080	0	8.915E+03	4.870E+06	3.249E+03	4.870E+06	1.216E+04	9.741E+06
2081	0	8.738E+03	4.774E+06	3.185E+03	4.774E+06	1.192E+04	9.548E+06
2082	0	8.565E+03	4.679E+06	3.122E+03	4.679E+06	1.169E+04	9.359E+06
2083	0	8.396E+03	4.587E+06	3.060E+03	4.587E+06	1.146E+04	9.173E+06
2084	0	8.230E+03	4.496E+06	2.999E+03	4.496E+06	1.123E+04	8.992E+06
2085	0	8.067E+03	4.407E+06	2.940E+03	4.407E+06	1.101E+04	8.814E+06
2086	0	7.907E+03	4.320E+06	2.882E+03	4.320E+06	1.079E+04	8.639E+06
2087	0	7.750E+03	4.234E+06	2.825E+03	4.234E+06	1.058E+04	8.468E+06
2088	0	7.597E+03	4.150E+06	2.769E+03	4.150E+06	1.037E+04	8.300E+06
2089	0	7.446E+03	4.068E+06	2.714E+03	4.068E+06	1.016E+04	8.136E+06
2090	0	7.299E+03	3.987E+06	2.660E+03	3.987E+06	9.959E+03	7.975E+06
2091	0	7.154E+03	3.908E+06	2.608E+03	3.908E+06	9.762E+03	7.817E+06
2092	0	7.013E+03	3.831E+06	2.556E+03	3.831E+06	9.569E+03	7.662E+06
2093	0	6.874E+03	3.755E+06	2.505E+03	3.755E+06	9.379E+03	7.510E+06
2094	0	6.738E+03	3.681E+06	2.456E+03	3.681E+06	9.193E+03	7.362E+06
2095	0	6.604E+03	3.608E+06	2.407E+03	3.608E+06	9.011E+03	7.216E+06
2096	0	6.474E+03	3.537E+06	2.359E+03	3.537E+06	8.833E+03	7.073E+06
2097	0	6.345E+03	3.467E+06	2.313E+03	3.467E+06	8.658E+03	6.933E+06
2098	0	6.220E+03	3.398E+06	2.267E+03	3.398E+06	8.487E+03	6.796E+06
2099	0	6.097E+03	3.331E+06	2.222E+03	3.331E+06	8.319E+03	6.661E+06
2100	0	5.976E+03	3.265E+06	2.178E+03	3.265E+06	8.154E+03	6.529E+06
2101	0	5.858E+03	3.200E+06	2.135E+03	3.200E+06	7.992E+03	6.400E+06

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar 2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2102	0	5.742E+03	3.137E+06	2.093E+03	3.137E+06	7.834E+03	6.273E+06
2103	0	5.628E+03	3.075E+06	2.051E+03	3.075E+06	7.679E+03	6.149E+06
2104	0	5.516E+03	3.014E+06	2.011E+03	3.014E+06	7.527E+03	6.027E+06
2105	0	5.407E+03	2.954E+06	1.971E+03	2.954E+06	7.378E+03	5.908E+06
2106	0	5.300E+03	2.895E+06	1.932E+03	2.895E+06	7.232E+03	5.791E+06
2107	0	5.195E+03	2.838E+06	1.893E+03	2.838E+06	7.089E+03	5.676E+06
2108	0	5.092E+03	2.782E+06	1.856E+03	2.782E+06	6.948E+03	5.564E+06
2109	0	4.991E+03	2.727E+06	1.819E+03	2.727E+06	6.811E+03	5.454E+06
2110	0	4.893E+03	2.673E+06	1.783E+03	2.673E+06	6.676E+03	5.346E+06
2111	0	4.796E+03	2.620E+06	1.748E+03	2.620E+06	6.544E+03	5.240E+06
2112	0	4.701E+03	2.568E+06	1.713E+03	2.568E+06	6.414E+03	5.136E+06
2113	0	4.608E+03	2.517E+06	1.679E+03	2.517E+06	6.287E+03	5.034E+06
2114	0	4.516E+03	2.467E+06	1.646E+03	2.467E+06	6.163E+03	4.935E+06
2115	0	4.427E+03	2.418E+06	1.613E+03	2.418E+06	6.041E+03	4.837E+06
2116	0	4.339E+03	2.371E+06	1.582E+03	2.371E+06	5.921E+03	4.741E+06
2117	0	4.253E+03	2.324E+06	1.550E+03	2.324E+06	5.804E+03	4.647E+06
2118	0	4.169E+03	2.278E+06	1.520E+03	2.278E+06	5.689E+03	4.555E+06
2119	0	4.087E+03	2.233E+06	1.489E+03	2.233E+06	5.576E+03	4.465E+06
2120	0	4.006E+03	2.188E+06	1.460E+03	2.188E+06	5.466E+03	4.377E+06
2121	0	3.926E+03	2.145E+06	1.431E+03	2.145E+06	5.357E+03	4.290E+06
2122	0	3.849E+03	2.103E+06	1.403E+03	2.103E+06	5.251E+03	4.205E+06
2123	0	3.772E+03	2.061E+06	1.375E+03	2.061E+06	5.147E+03	4.122E+06
2124	0	3.698E+03	2.020E+06	1.348E+03	2.020E+06	5.045E+03	4.040E+06

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar 2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2125	0	3.625E+03	1.980E+06	1.321E+03	1.980E+06	4.946E+03	3.960E+06
2126	0	3.553E+03	1.941E+06	1.295E+03	1.941E+06	4.848E+03	3.882E+06
2127	0	3.482E+03	1.902E+06	1.269E+03	1.902E+06	4.752E+03	3.805E+06
2128	0	3.413E+03	1.865E+06	1.244E+03	1.865E+06	4.658E+03	3.730E+06
2129	0	3.346E+03	1.828E+06	1.219E+03	1.828E+06	4.565E+03	3.656E+06
2130	0	3.280E+03	1.792E+06	1.195E+03	1.792E+06	4.475E+03	3.583E+06
2131	0	3.215E+03	1.756E+06	1.172E+03	1.756E+06	4.386E+03	3.512E+06
2132	0	3.151E+03	1.721E+06	1.148E+03	1.721E+06	4.299E+03	3.443E+06
2133	0	3.089E+03	1.687E+06	1.126E+03	1.687E+06	4.214E+03	3.375E+06
2134	0	3.027E+03	1.654E+06	1.103E+03	1.654E+06	4.131E+03	3.308E+06
2135	0	2.968E+03	1.621E+06	1.082E+03	1.621E+06	4.049E+03	3.242E+06
2136	0	2.909E+03	1.589E+06	1.060E+03	1.589E+06	3.969E+03	3.178E+06
2137	0	2.851E+03	1.558E+06	1.039E+03	1.558E+06	3.890E+03	3.115E+06
2138	0	2.795E+03	1.527E+06	1.019E+03	1.527E+06	3.813E+03	3.054E+06
2139	0	2.739E+03	1.497E+06	9.984E+02	1.497E+06	3.738E+03	2.993E+06
2140	0	2.685E+03	1.467E+06	9.786E+02	1.467E+06	3.664E+03	2.934E+06
2141	0	2.632E+03	1.438E+06	9.593E+02	1.438E+06	3.591E+03	2.876E+06
2142	0	2.580E+03	1.409E+06	9.403E+02	1.409E+06	3.520E+03	2.819E+06
2143	0	2.529E+03	1.381E+06	9.216E+02	1.381E+06	3.450E+03	2.763E+06
2144	0	2.479E+03	1.354E+06	9.034E+02	1.354E+06	3.382E+03	2.708E+06
2145	0	2.430E+03	1.327E+06	8.855E+02	1.327E+06	3.315E+03	2.655E+06
2146	0	2.382E+03	1.301E+06	8.680E+02	1.301E+06	3.249E+03	2.602E+06
2147	0	2.334E+03	1.275E+06	8.508E+02	1.275E+06	3.185E+03	2.551E+06

Çizelge A :ADT'den kaynaklanan gazlar 2010–2150 (Devam).

Yıllar	Kabul Edilen Atık (ton)	CO ₂ (ton)	CO ₂ (m ³)	Metan (ton)	Metan (m ³)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (ton)	Toplam ADT Gaz Emisyonu (m ³)
2148	0	2.288E+03	1.250E+06	8.339E+02	1.250E+06	3.122E+03	2.500E+06
2149	0	2.243E+03	1.225E+06	8.174E+02	1.225E+06	3.060E+03	2.451E+06
2150	0	2.198E+03	1.201E+06	8.012E+02	1.201E+06	3.000E+03	2.402E+06
Toplam	7.878.308	1.334.741	729.167.893	486.463	729.167.893	1.821.204	1.458.335.787

ÖZGEÇMİŞ



Ad Soyad : Mehmet ERDOĞAN
Doğum Yeri ve Tarihi : İstanbul, 1985
E-Posta : erdogan_mehmett@hotmail.com

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2010, İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLER:

- Akarsu Havzaları için Yamaç Ölçeğinde Katı Madde Taşınım Modeli Geliştirilmesi (TÜBİTAK Projesi)
- Globia Consulting – Carbon Certification (VCS-GS) Project Analyst (2012)
- TK Müşavir Mühendisler- Proje Mühendisi (2012 - Halen)